

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

MARIANA CAROLINA TEIXEIRA

Características do carbono orgânico dissolvido e do bacterioplâncton da planície
de inundação do alto rio Paraná

Maringá
2010

MARIANA CAROLINA TEIXEIRA

Características do carbono orgânico dissolvido e do bacterioplâncton da planície
de inundação do alto rio Paraná

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais
Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro
Co-orientador: Prof. Dr. Júlio César Rodrigues de Azevedo

Maringá
2010

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

T266c Teixeira, Mariana Carolina, 1986-
Características do carbono orgânico dissolvido e do bacterioplâncton da planície de
inundação do alto rio Paraná / Mariana Carolina Teixeira. -- Maringá, 2010.
55 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade
Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2010.
Orientador: Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro.
Co-Orientador: Prof. Dr. Júlio César Rodrigues de Azevedo.

1. Bacterioplâncton - Comunidades - Carbono orgânico - Planície de inundação - Paraná,
Rio, Bacia. 2. Carbono orgânico dissolvido (COD) - Análise espectroscópica - Planície de
inundação - Paraná, Rio, Bacia. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de
Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais".

CDD 22. ed. -579.3178209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FOLHA DE APROVAÇÃO

MARIANA CAROLINA TEIXEIRA

Características do carbono orgânico dissolvido e do bacterioplâncton da planície de inundação do alto rio Paraná

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (Presidente)

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz

Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Irineu Bianchini Junior

Universidade Federal de São Carlos

Aprovada em: 22 de fevereiro de 2010.

Local de defesa: Anfiteatro do Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Marco e Marilena, que me puseram neste mundo e desde então sempre me apoiaram, desde os sonhos de bailarina até a realização de cientista.

Ao meu namorado (te amo, broto), à minha irmã (irmãããã!) e a todos da minha família por, no mínimo, acompanharem meus passos e torcerem pra que eu chegue, onde quer que eu queira.

Aos Professores Dr. Thomaz Aurélio Pagioro e Dr. Júlio C. Rodrigues de Azevedo por estarem sempre por perto (mesmo que virtualmente) e dispostos a me ajudar na realização desta pesquisa, e, principalmente, pela enorme paciência!

A todos dos laboratórios de Zooplâncton (Claudinha, Fê,...), Macrófitas Aquáticas (Nei, Roger...) e Limnologia (Du e Naty), que sempre me acolheram bem e estiveram dispostos a ceder um espacinho para mim.

A todos meus companheiros de turma pela ótima acolhida, cervejinhas, churrasquinhos e tudo mais, em especial às queridas amigas Janielly, Tatiani e Cibele com quem dividi muito mais que a sala de aula.

Ao pessoal da secretaria (Aldenir e Jocemara), da biblioteca (Salette e João) e da base (Tião e Alfredo), que sempre me ajudaram quando precisei.

Ao Nupélia e ao Programa de Pós-Graduação, pela infra-estrutura disponibilizada para a realização deste trabalho.

À Universidade Federal do Paraná e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná por permitirem a utilização de seus laboratórios e equipamentos.

À Universidade de Konstanz, Alemanha, principalmente ao Professor Bernhard Schink e à aluna de pós-doutorado Heike Freese, que me receberam com muita cordialidade e também com muito trabalho pra fazer! Aprendi muito. Danke Schön!

À CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

EPÍGRAFE

„Ich kehre in mich selbst zurück, und finde eine Welt! Wieder mehr in Ahnung und dunkler Begier als in Darstellung und lebendiger Kraft. Und da schwimmt alles vor meinen Sinnen, und ich lächle dann so träumend weiter in die Welt.“

(JOHANN WOLFGANG GOETHE)

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Oecologia Australis*. Disponível em: <http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/normas/Normas_OA_pt.pdf>.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
INTRODUÇÃO	9
CAPITULO 1 - Caracterização espectroscópica do COD de ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil)	
RESUMO	11
ABSTRACT	12
INTRODUÇÃO	13
MATERIAL E MÉTODOS	16
RESULTADOS	18
DISCUSSÃO	25
CONCLUSÃO	28
REFERÊNCIAS	28
CAPITULO 2 – Atributos do bacterioplâncton e suas relações com características do COD e outras variáveis limnológicas em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil)	
RESUMO	33
ABSTRACT	34
INTRODUÇÃO	35
MATERIAL E MÉTODOS	38
RESULTADOS	42
DISCUSSÃO	46
CONCLUSÃO	49
REFERÊNCIAS	50

Características do carbono orgânico dissolvido e do bacterioplâncton da planície de inundação do alto rio Paraná

RESUMO

Desde a introdução do conceito de alça microbiana, muitos estudos visaram a esclarecer o papel do bacterioplâncton e do carbono orgânico dissolvido nos ambientes aquáticos. A planície de inundação do alto rio Paraná é um ambiente bastante complexo onde esses temas foram pouco explorados. Neste trabalho foi utilizada espectroscopia UV-VIS e de fluorescência para identificar a origem do COD em seis ambientes da planície, onde também foram caracterizadas as comunidades bacterioplanctônicas em termos de biomassa, biovolume e densidade. As amostras foram coletadas no período de novembro de 2007 a setembro de 2008. No geral, os resultados apontam para uma maior importância das fontes autóctones de carbono nos ambientes conectados ao rio Paraná, lagoa das Garças e lagoa do Osmar. Nas lagoas Patos, Ventura, Fechada e Guaraná, a importância do COD alóctone é maior, mas em alguns períodos a produção primária fitoplanctônica, de macrófitas aquáticas e perifíton pode ganhar importância, já que muitas vezes a clorofila pôde ser relacionada a uma variação nos índices espectroscópicos. A comunidade bacteriana, em termos de biomassa, densidade e biovolume, é semelhante à de outros ambientes de água doce e tanto densidade quanto biomassa foram maiores no período com menor pluviosidade. As variáveis limnológicas e características espectroscópicas que apresentaram alguma relação com o bacterioplâncton foram temperatura, nitrogênio total, fósforo total, fosfato, transparência, condutividade e grau de humificação. A análise dessas relações indicou a possibilidade de competição entre bacterioplâncton e fitoplâncton e a utilização de carbono lábil de decomposição de macrófitas aquáticas pelo bacterioplâncton.

Palavras-chave: COD. Espectroscopia. Bacterioplâncton. Planície de inundação.

Characteristics of organic dissolved carbon and bacterioplankton of Paraná River floodplain

ABSTRACT

Since the introduction of the Microbial Loop concept, many studies aimed to explain the role of bacterioplankton and dissolved organic carbon (DOC) in aquatic ecosystems. Paraná River floodplain system is a very complex environment where these subjects were little explored. UV-VIS and fluorescence spectroscopy were utilized to identify DOC main source in six environments of the Upper Paraná River floodplain, where bacterioplankton communities were also characterized in terms of biomass, biovolume and density. The samples were obtained from November 2007 to September 2008. In general, the results showed that autochthonous sources of DOC are more important in the environments connected with Paraná River. In Patos, Ventura, Fechada and Guaraná lagoons, allochthonous DOC was more important, but in some periods DOC from primary production can gain importance, considering that chlorophyll could be related to a variation in spectroscopic indexes. Bacterial community, in relation to density, biomass and biovolume, is similar to those from other freshwater environments and both density and biomass were higher in the period with less rain. The limnological variables and spectroscopic features that were related with bacterioplankton were temperature, total nitrogen, total phosphorous, phosphate, transparency, conductivity and humification degree. The analysis of these relations indicated a possible competition between phytoplankton and bacterioplankton and also the utilization of labile carbon from aquatic macrophytes decomposition by bacterioplankton.

Keywords: DOC. Spectroscopy. Bacterioplankton. Floodplain.

INTRODUÇÃO

O carbono orgânico dissolvido (COD) representa um dos maiores reservatórios de carbono da biosfera, sendo sua quantidade nos oceanos quase equivalente ao carbono atmosférico na forma de dióxido. Nos ambientes de água doce o COD tem igual importância, prevalecendo em quantidade sobre o carbono dos organismos vivos (Steinberg 2003). A influência do COD nos ambientes aquáticos se estende desde fatores físicos e químicos, como atenuação da radiação solar, pH e interações com metais e nutrientes (Lampert & Sommer 1997), até a estruturação de comunidades, como através do elo microbiano (Azam *et al.* 1983).

O elo microbiano considera que as bactérias não apenas mineralizam a matéria orgânica, como prevê a cadeia de herbivoria, mas também a assimilam, formando biomassa (Pomeroy 1974, Azam *et al.* 1983). Quando há produção de biomassa bacteriana a partir de matéria orgânica, dissolvida ou particulada, essa biomassa pode ser consumida por protozoários, e assim atingir níveis mais altos da cadeia trófica (Azam *et al.* 1983). Dessa forma há um fluxo de energia paralelo à cadeia convencional, que pode ter maior ou menor importância dependendo das condições do ambiente em questão (Cotner & Bidanda 2002). O desenvolvimento desse conceito de elo microbiano atribuiu maior importância ao bacterioplâncton dentro das cadeias tróficas aquáticas e despertou maior interesse nos mecanismos de utilização da energia pelos microorganismos e no fluxo de matéria e energia através da rota microbiana.

Em ambientes oligotróficos o fluxo de energia através do elo tende a ser maior do que através da cadeia convencional, pois os procariotos heterotróficos prosperam mesmo em baixas concentrações de nutrientes (Cotner & Bidanda 2002). Já em sistemas eutróficos, Gasol & Duarte (2000) consideram que haja uma menor disponibilidade de carbono para o crescimento do bacterioplâncton, pois nesses ambientes há uma menor liberação de exsudatos pelo fitoplâncton e ainda pode ocorrer maior sedimentação. Mesmo o carbono algal proveniente de blooms, que ocorrem comumente em ambientes eutróficos, parece ser menos suscetível ao consumo microbiano (Amon & Benner 1996). No entanto, Daniel *et al.* (2005) demonstraram, com experimento de um ano e meio de duração, que em ausência de carbono algal recente, o elo microbiano continua transferindo energia para o metazooplâncton. Nesse

sentido a qualidade do carbono presente no ambiente pode influenciar a importância do elo microbiano no sistema.

Uma das abordagens para a determinação da qualidade do COD é a medição direta de algumas de suas propriedades químicas (McDonald *et al.* 2004), e vários pesquisadores utilizam conjuntos de características espectroscópicas do COD para estimar sua composição funcional aproximada, biodisponibilidade, suscetibilidade a reações fotoquímicas e sua fonte (Calace *et al.* 1998, Fuentes 2006, Oliveira *et al.* 2006, Fong & Muertecza 2007, Azevedo *et al.* 2008ab, Azevedo & Nozaki 2008).

Quando formado a partir de processos internos dos corpos de água (autóctone), como a produção fitoplanctônica e de macrófitas aquáticas, o COD tende a ser mais lábil e de fácil assimilação pelo bacterioplâncton (Baines & Pace 1994, Carlson & Ducklow 1996), enquanto o COD provindo de aportes externos (alóctone) é, no geral, mais complexo e menos acessível aos microorganismos (Lovley *et al.* 1996, Patel-Sorrentino *et al.* 2004). A diferença na utilização dessas duas frações do carbono pode se refletir na composição das comunidades microbianas, e principalmente na sua atividade.

Este trabalho investigou, primeiramente, as características do COD de seis lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná, considerando suas variações temporais e entre ambientes. Após esta caracterização do COD, foram investigados alguns atributos da comunidade microbiana: densidade, biomassa e biovolume celular; e depois relacionados com a qualidade do COD e outras características limnológicas.

CAPÍTULO 1

Caracterização espectroscópica do carbono orgânico dissolvido de ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil)

RESUMO

Cada vez mais é reconhecida a importância do carbono orgânico dissolvido (COD) nos ambientes aquáticos e sua caracterização através de métodos espectroscópicos tem propiciado a determinação de sua origem nos ecossistemas. Neste trabalho foi utilizada espectroscopia UV-VIS e de fluorescência para identificar a origem do COD em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. As amostras foram coletadas no período de novembro de 2007 a setembro de 2008 em seis lagoas da planície de inundação. No geral, os resultados apontam para uma maior importância das fontes autóctones de carbono nos ambientes conectados ao rio Paraná, lagoa das Garças e lagoa do Osmar. Nas lagoas Patos, Ventura, Fechada e Guaraná, a importância do COD alóctone é maior, mas em alguns períodos a produção primária fitoplanctônica, de macrófitas aquáticas e perifíton pode ganhar importância, já que muitas vezes a clorofila pôde ser relacionada a uma variação nos índices espectroscópicos. Foi possível também verificar a importância da precipitação pluviométrica e do nível hidrométrico, que afetaram positivamente o COD alóctone em alguns ambientes.

Palavras-chave: COD, espectroscopia, planície de inundação.

Spectroscopic characterization of DOC from Paraná River floodplain environments (Brazil)

ABSTRACT

Nowadays the importance of dissolved organic carbon (DOC) in aquatic environments is well recognized and its characterization through spectroscopic methods provides information about its origin in ecosystems. UV-VIS and fluorescence spectroscopy were utilized to identify DOC main source in environments of the Upper Paraná River floodplain. The samples were obtained from November 2007 to September 2008 in six lagoons of the floodplain. In general, the results showed that autochthonous sources of DOC are more important in the environments connected with Paraná River. In Patos, Ventura, Fechada and Guaraná lagoons, allochthonous DOC was more important, but in some periods DOC from primary production can gain importance, considering that chlorophyll could be related to a variation in spectroscopic indexes. It was also possible to verify the importance of rain and hydrometric level, which affected positively the allochthonous DOC in some environments.

Keywords: DOC, spectroscopy, floodplain.

INTRODUÇÃO

O carbono orgânico dissolvido (COD) representa um dos maiores reservatórios de carbono da biosfera, sendo sua quantidade nos oceanos quase equivalente ao carbono atmosférico na forma de dióxido. Nos ambientes de água doce o COD tem igual importância, prevalecendo em quantidade sobre o carbono dos organismos vivos (Steinberg 2003). A influência do COD nos ambientes aquáticos se estende desde fatores físicos e químicos, como atenuação da radiação solar, pH e interações com metais e nutrientes (Lampert & Sommer, 1997), até a estruturação de comunidades, como através do elo microbiano (Azam *et al.* 1983)

O COD é definido como a fração da matéria orgânica que passa através de um filtro com poro de 0,45 µm, e pode ser dividido em duas partes. A fração mais lábil é formada por compostos conhecidos, como carboidratos, ácidos carboxílicos, aminoácidos e hidrocarbonetos. A segunda é a fração húmica, formada por uma mistura de compostos sem estrutura e composição químicas definidas, mas que apresentam propriedades comuns como cor amarelada ou marrom, alto peso molecular e baixa biodegradabilidade. A fração húmica ainda pode ser subdividida em três tipos de substâncias húmicas (SH), os ácidos húmicos e fúlvicos e a humina. Essa divisão se baseia na solubilidade dessas substâncias em diferentes valores de pH e nas suas massas moleculares. Os ácidos húmicos (AH) são insolúveis em pH baixo (menor que 2) e têm massa molecular maior que 2000 Da. Os ácidos fúlvicos (AF) são solúveis em qualquer valor de pH e sua massa molecular varia entre 800 e 2000 Da. A fração remanescente, a humina, é insolúvel em água em qualquer valor de pH (Thurman 1985). Um conceito mais atual, proposto por Piccolo (2000), sugere que as SH são, na verdade, moléculas heterogêneas pequenas associadas por interações fracas, sendo os AF compostos por moléculas hidrofílicas, e os AH por compostos hidrofóbicos.

Apenas a fotossíntese, entre os processos biogeoquímicos que ocorrem na Terra, é quantitativamente mais importante que a humificação da matéria orgânica (Steinberg 2003). Nos solos, há pelo menos quatro rotas de formação de SH e duas delas envolvem modificações da lignina (Thurman 1985), gerando moléculas húmicas com grande quantidade de anéis aromáticos e grupos contendo oxigênio (Aiken & Cotlaris 1995). Calace *et al.* (1998) consideram a presença de estruturas fenólicas nas SH como um marcador de origem terrestre. Já nos ambientes aquáticos, as SH são formadas por outras rotas, como a decomposição de

produtores primários (Thurman 1985), dando origem a moléculas mais simples, com uma maior quantidade de carbono alifático (Aiken & Cotsaris 1995).

As duas frações do COD (lábil e húmica) podem ser formadas tanto dentro quanto fora dos corpos de água. Os processos internos de formação de COD, dito então autóctone, englobam senescência e exsudatos de fitoplâncton, macrófitas aquáticas e perifíton, decomposição e excretas de animais e outros processos menos significativos como *sloop feeding* (Lampert & Sommer, 1997). Essas fontes podem ter importância relativa distinta nos ambientes, considerando que são afetadas por muitas variáveis. O carbono oriundo de macrófitas aquáticas e perifíton, por exemplo, pode variar em quantidade e em composição de acordo com as diferentes espécies presentes (Osborne *et al.* 2007). As frações mineralizadas, ou humificadas, e a velocidade desses processos também podem variar (Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2008). Outro ponto importante a ser considerado em lagoas é a sedimentação de matéria orgânica, sua modificação por processos biogeoquímicos nos sedimentos e sua possível ressuspensão promovida por misturas na coluna de água. O COD formado fora dos ambientes aquáticos, alóctone, é predominantemente húmico, formado nos solos e lixiviado até os corpos de água (Calace *et al.* 1998).

Dada a importância do COD como peça fundamental na dinâmica dos ambientes aquáticos, cresce o número de estudos que visam a estimar suas características. Uma das abordagens para a determinação da qualidade do COD é a medição direta de algumas de suas propriedades químicas (McDonald *et al.* 2004), e vários pesquisadores utilizam conjuntos de características espectroscópicas do COD para estimar sua composição funcional aproximada, biodisponibilidade, suscetibilidade a reações fotoquímicas e sua fonte (Calace *et al.* 1998, Fuentes 2006, Oliveira *et al.* 2006, Fong & Muertecza 2007, Azevedo *et al.* 2008, Azevedo e Nozaki, 2008).

As propriedades ópticas do COD são atribuídas à sua fração húmica, que pode representar até 75% do COD em águas naturais (Thurman 1985). A absorção de radiação nas regiões ultra-violeta e visível (UV-VIS, entre 200 e 700nm, aproximadamente) pela matéria orgânica se deve à presença de cromóforos, que são grupos funcionais com elétrons que podem ser promovidos quando a molécula absorve luz (Korshin *et al.* 1997). Os principais cromóforos presentes na matéria orgânica são os grupos aromáticos, abundantes nas SH (Korshin *et al.* 1997). A fluorescência emitida pela matéria orgânica se deve à presença de grupos fluoróforos, tipicamente aromáticos, e varia de acordo com a excitação fornecida ao

material. Em conjunto, esses grupos opticamente ativos são chamados de CDOM (*coloured dissolved organic matter*) e são utilizados para caracterizar a matéria orgânica.

A absorvidade específica (SUVA – *specific UV absorptivity*), no comprimento de onda 254nm, é obtida dividindo-se a absorvância pela concentração de COD (mg.L^{-1}) e pelo caminho óptico (m). Como os grupos responsáveis pela absorção são principalmente os aromáticos (duplas ligações em cadeias abertas também absorvem radiação, mas em menor proporção), ao dividir-se a absorvância pela concentração de COD obtêm-se uma estimativa da aromaticidade (Westerhoff & Anning 2000). Quanto maior a SUVA, mais estruturas aromáticas no COD. Alguns autores utilizam o comprimento 280 ou 285 nm para estimar a aromaticidade, e expressam na forma de absorvidade molar (ϵ), calculada com a concentração molar de COD (mol.L^{-1}) e caminho óptico em centímetros (Chin *et al.* 1994; Peuravuori & Pihlaja, 1997). Uma terceira forma de utilizar a absorção na caracterização do COD é através de razões entre as absorvâncias em 300 e 400nm (E3/E4). Um aumento na absorvidade específica nesses comprimentos de onda e uma diminuição na razão entre eles indicam aumento na humificação, aromaticidade e peso molecular (Artinger *et al.* 2000, Chen *et al.* 2002).

Com relação à emissão de fluorescência, os comprimentos de onda de excitação mais utilizados são 314 e 370 nm (McKnight *et al.* 2001), sendo o último considerado por Sierra *et al.* (1994) o mais adequado para SH. A razão entre as intensidades de fluorescência (IF) nos comprimentos de onda 450 e 500nm (denominada FR), com excitação de 370 nm pode caracterizar o COD em termos de fonte (Westerhoff & Anning 2000, McKnight *et al.* 2001) ou grau de humificação (Wu *et al.* 2007). Também são utilizados os comprimentos de onda da maior emissão de fluorescência (PW) para excitação fixa de 370nm como indicador do grau de humificação. Westerhoff & Anning (2000) observaram que COD alóctone apresenta PW em comprimentos de onda maiores que 450 nm, enquanto o PW de COD autóctone ocorre em comprimentos de onda menores. McKnight *et al.* (2001) também utilizam esse critério. Ainda podem ser feitas varreduras sincronizadas, onde os comprimentos de onda da excitação variam e da emissão são lidos sincronicamente com um intervalo constante de comprimento de onda ($\Delta\lambda$). O intervalo mais utilizado em estudos relativos a SH e carbono orgânico dissolvido é 18 nm (Peuravuori *et al.* 2002). Nos espectros sincronizados, Peuravuori *et al.* (2002) identificam algumas regiões (EX/EM) que podem indicar estruturas das SH: 1) 280/298 nm, aminoácidos aromáticos e outros ácidos voláteis com estruturas alifáticas altamente conjugadas; 2) 330/348 nm, naftaleno e seus derivados; 3 e 4) 355/373 nm e

400/418 nm, aromáticos policíclicos com 3 a 4 e 5 anéis de benzeno fundidos, respectivamente; 5) 460/478 nm, aromáticos policíclicos com 7 anéis de benzeno fundidos e também derivados de lignina. Ferrari & Mingazzini (1995) descrevem regiões dos espectros com picos semelhantes. No geral, quanto maiores os comprimentos de onda de excitação e emissão, maior a complexidade das moléculas que emitem fluorescência. A intensidade de fluorescência (IF) diminui com o aumento do peso molecular dos compostos que emitem a fluorescência (Senesi 1990, Sierra *et al.* 1997).

A planície de inundação do alto rio Paraná é um ambiente complexo, formado por vários corpos de água entre rios, lagoas abertas e fechadas. Alguns autores já caracterizaram ambientes deste sistema em termos de COD (Barreto *et al.* 2003, Oliveira *et al.* 2006, Teixeira *et al.* 2008, Azevedo *et al.* 2008). No entanto, os dados mais recentes são apenas quantitativos (Teixeira *et al.* 2008). Considerando a importância da caracterização do COD para o melhor entendimento de um ecossistema, foram feitas análises espectroscópicas na região do UV-VIS e de emissão de fluorescência em seis lagoas da planície de inundação. As análises espectroscópicas servirão de base para verificar a importância das diferentes fontes de COD em cada lagoa.

MATERIAL E MÉTODOS

A planície de inundação do alto rio Paraná usualmente é dividida em três subsistemas, referentes aos três maiores rios, Paraná (principal), Baía e Ivinheima e seus respectivos canais, lagoas e demais formações. Foram amostradas seis lagoas da planície, uma aberta e uma fechada em cada um dos subsistemas (Tabela I, Figura 1).

As coletas foram realizadas trimestralmente no período de novembro de 2007 a setembro de 2008 (NOV_07, FEV_08, JUN_08 e SET_08). Foram coletadas amostras de superfície, meio e fundo, em trélicas, resultando num total de 210 amostras (na lagoa do Osmar, nas coletas NOV_07 e SET_08, foram coletadas amostras de superfície e fundo apenas, devido à pequena profundidade da lagoa, menor que 0,6m). Como não foram detectadas diferenças significativas entre as diferentes profundidades (ANOVA) e também com base em trabalhos anteriores (eg. Roberto *et al.* 2009), as amostras de superfície, meio e fundo foram consideradas como réplicas: lagoa das Garças (LGAR, N = 36); lagoa do Osmar

(LOSM, N = 30); lagoa dos Patos (LPAT, N = 36); lagoa Ventura (LVEN, N = 36); lagoa Fechada (LFEC, N = 36); lagoa do Guaraná (LGUA, N = 36).

Tabela I – Localização e características dos ambientes amostrados, de acordo com Souza Filho (2001).

*Profundidade média.

Subsistema	Lagoa	Localização	Prof. (m)*	Área (m ²)	Tipo
Paraná	Osmar	22°46'26,64"S 53°19'56,16"W	1,1	60	Fechada
	Garças	22°43'27,18"S 53°13' 4,56"W	2,0	141000	Aberta
Baía	Fechada	22°42'37,92"S 53°16'33,06"W	2,5	75000	Fechada
	Guaraná	22°43'16,68"S 53°18' 9,24"W	2,1	42000	Aberta
Ivinheima	Ventura	22°51' 23,7"S 53°36' 1,02"W	2,2	898000	Fechada
	Patos	22°49'33,66"S 53°33'9,9"W	3,5	1138000	Aberta

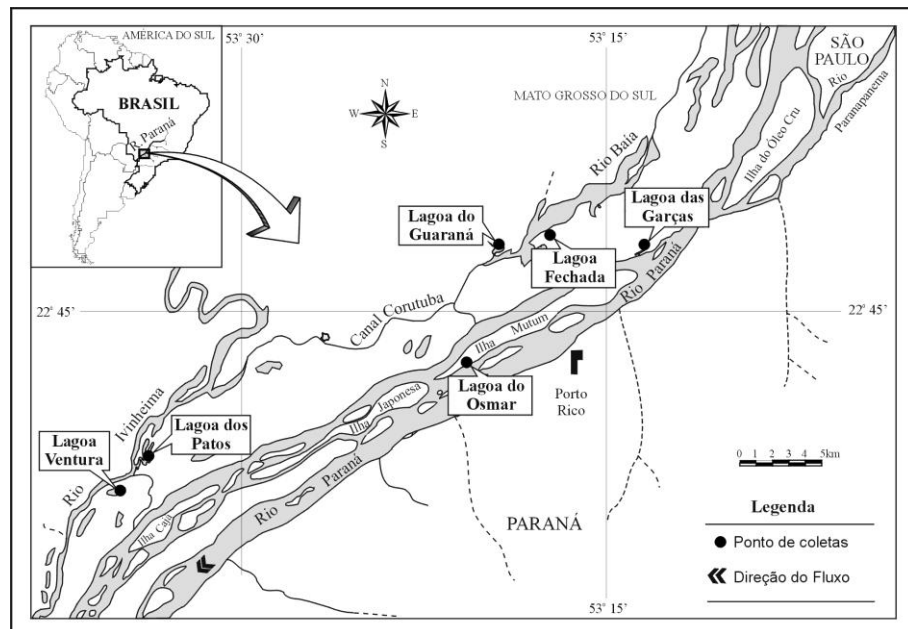


Figura 1. Locais amostrados na planície de inundação do alto rio Paraná.

As coletas foram feitas juntamente às campanhas do programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração/Conselho Nacional de Pesquisa (PELD/CNPq), desenvolvido pelo Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (NUPELIA) da Universidade Estadual de Maringá (UEM), na planície de inundação do alto rio Paraná (sítio 6).

Para as análises do COD, as amostras de água foram coletadas com uma garrafa do tipo Van Dorn e em campo foram determinados pH (Digimed DM-2), condutividade (Digimed DM-3), oxigênio dissolvido (YSI 55), temperatura (YSI 55) e alcalinidade GRAM (Carmouze, 1994). As amostras para a determinação do COD e para as análises espectroscópicas foram filtradas em membranas Millipore de éster de celulose 0,45 μm (Wathman) previamente lavadas com água deionizada, armazenadas em frascos de polietileno e congeladas até as análises.

O COD foi determinado em equipamento TOC-V CPH (Shimadzu). As análises espectroscópicas de fluorescência foram feitas em espectrômetro de fluorescência F-4500 (Hitachi). Foram obtidos espectros de emissão (excitação em 370nm e 314nm) na região de 300 a 600nm (para obtenção do índice FR, que indica grau de humificação do COD), e de varredura sincronizada com excitação de 250 a 600nm ($\Delta\lambda=18\text{nm}$) (para a análise dos picos que indicam a presença de estruturas húmicas ou não húmicas). Todos os espectros de fluorescência foram obtidos aplicando-se $240\text{nm}\cdot\text{min}^{-1}$, fenda de 5nm, cubeta de quartzo de 1cm e água Milli-Q como branco. Para o cálculo da SUVA₂₅₄ e do índice E3/E4 (indicadores do grau de humificação do COD) foi realizada a leitura das amostras em UV-VIS de 250 a 650 nm em espectrofotômetro Carry 50 (Varian), com cubeta de quartzo de 1 cm.

RESULTADOS

O nível hidrométrico do rio Paraná variou entre 2 e 5 metros durante o intervalo amostrado, sendo o pico de águas altas num período entre as coletas FEV_08 e JUN_08 (Figura 2). Thomaz *et al.* (2004) consideram que as variáveis limnológicas dos ambientes da planície respondem melhor ao nível hidrométrico quando utilizadas as médias de seis dias anteriores à coleta. Dessa forma, o nível variou entre 2,5 e 3,2 m entre as coletas, não apresentando grande variação.

O COD apresentou valores médios de $11,6 \pm 9,9$, $11,4 \pm 2,6$ mg.L^{-1} e $3,6 \pm 1,9$ mg.L^{-1} nos subsistemas Ivinheima, Baía e Paraná, respectivamente. A variação temporal, considerando cada ambiente, foi pequena para as lagoas do subsistema Paraná e para as lagoas Guaraná e dos Patos. A lagoa Fechada apresentou valores entre $11,6 \pm 2,0$ e $15,9 \pm 0,4$ mg.L^{-1} . A lagoa Ventura foi a que apresentou maior variação, com valores das coletas JUN_08 e SET_08 cinco e três vezes maiores que a média das duas primeiras coletas, respectivamente.

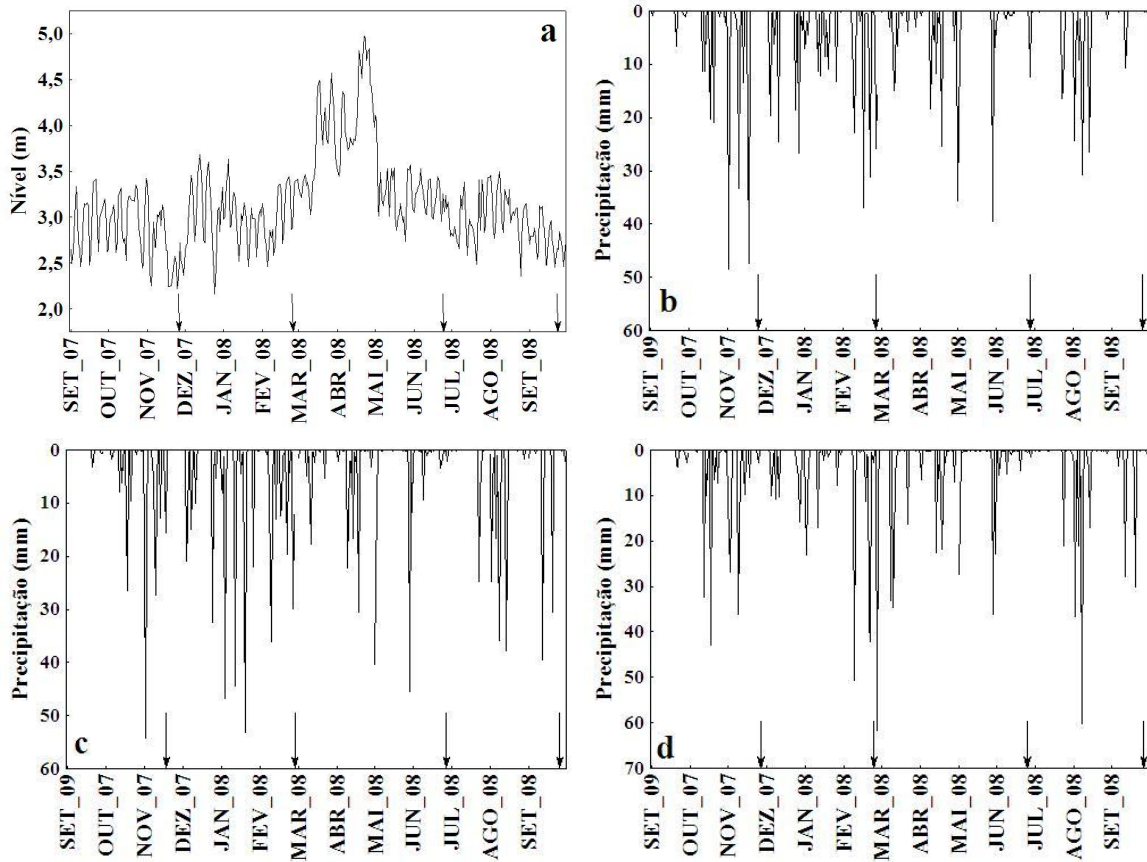


Figura 2. Nível hidrométrico do rio Paraná (a) e precipitação pluviométrica nas estações meteorológicas dos três subsistemas, Paraná (b), Baía (c) e Ivinheima (d). As setas indicam as datas das coletas.

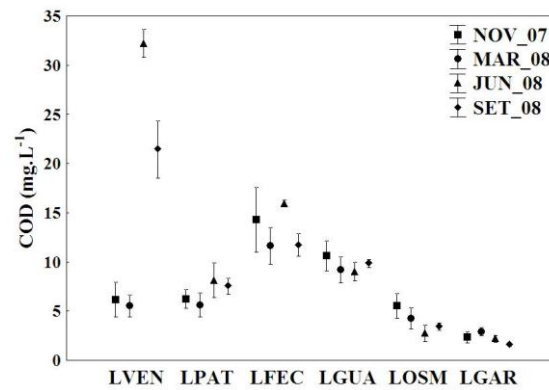


Figura 3. Valores de COD (média e desvio padrão) para lagoas Ventura (LVEN), Patos (LPAT), Fechada (LFEC), Guaraná (LGUA), Osmar (LOSM) e Garças (LGAR) para as coletas de novembro de 2007, março, junho e setembro de 2008.

As demais variáveis limnológicas apresentaram valores dentro do comumente encontrados para os ambientes da planície (Roberto *et al.*, 2009). A temperatura não apresentou grande variação entre as coletas, assim como o pH, que se manteve, no geral, com valores próximos de 6,5 (Tabela II). O oxigênio dissolvido foi menor nas lagoas Osmar e Guaraná, ficando próximo de 6,5 mg.L⁻¹ nas demais. Condutividade e alcalinidade foram menores para as lagoas Fechada e Guaraná. Os menores valores de Secchi foram encontrados nas lagoas Ventura e Fechada. Alagoa do Osmar apresentou os maiores valores de clorofila-*a*.

Tabela II – Características limnológicas das lagoas Ventura (LVEN), Patos (LPAT), Fechada (LFEC), Guaraná (LGUA), Osmar (LOSM) e Garças (LGAR). Média das quatro coletas e desvio padrão entre parênteses.

	LPAT	LVEN	LGUA	LFEC	LGAR	LOSM
Temp. (°C)	23,9 (5,8)	23,6 (5,3)	23,8 (5,1)	23,8 (5,0)	25,1 (4,6)	22,9 (4,7)
OD (mg.L ⁻¹)	7,3 (1,5)	7,1 (1,0)	5,2 (2,1)	6,0 (1,3)	6,8 (1,3)	4,5 (2,5)
pH	6,9 (0,5)	6,9 (0,2)	6,1 (0,2)	6,0 (0,3)	7,0 (0,1)	6,3 (0,3)
Cond. (μS.cm ⁻¹)	41,7 (8,9)	51,8 (12,4)	33,9 (7,3)	28,6 (5,9)	47,1 (18,8)	44,9 (15,9)
Alcal. (mEq.L ⁻¹)	308,2 (107,3)	345,6 (64,6)	177,4 (35,6)	124,9 (41,5)	403,2 (52,6)	267,3 (89,2)
Secchi (m)	0,6 (0,2)	0,2 (0,1)	0,7 (0,2)	0,3 (0,1)	0,6 (0,2)	0,7 (0,5)
Clorof. (μg.L ⁻¹)	13,6 (17,9)	3,8 (1,9)	10,2 (11,4)	12,4 (11,7)	9,6 (7,8)	34,6 (40,2)

As lagoas do subsistema Paraná apresentaram valores de $SUVA_{254}$ (indicador do grau de humificação) menores ou iguais a $2,5 \text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$ (Tabela III) em três das coletas, mas na coleta de junho de 2008 os valores foram próximos de $4 \text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$. As lagoas Ventura e Fechada apresentaram valores entre 2,5 e $3,5 \text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$ e as lagoas Patos e Guaraná entre 3 e $4 \text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$.

A lagoa das Garças apresentou valores de E3/E4 entre 1,7 e 3,0 (Tabela III), indicando material com alto grau de humificação, provavelmente de origem alóctone. Na lagoa do Osmar o menor valor de E3/E4 (2,5) corresponde à coleta JUN_08, a mesma em que foi observado um alto valor de SUVA, confirmando que nesta coleta foi observada uma entrada de material alóctone. Na coleta NOV_07 os valores de E3/E4 indicaram predomínio de compostos mais recentes, com menor grau de aromaticidade, para as lagoas Patos, Fechada e Guaraná, o que pode ter relação com os altos valores de clorofila-*a* (40,4, 30,0 e $26,8 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente) desta coleta. Na coleta JUN_08 apenas a lagoa Ventura apresentou valores maiores que 3,5, indicando que a cheia que antecedeu essa coleta pode ter propiciado entrada de material alóctone mais humificado na maioria dos ambientes. Na coleta FEV_08 apenas a lagoa do Guaraná apresentou valores maiores que 3,5. Todos os valores de E3/E4 foram plotados contra a absorvidade específica das amostras em 300 (E3) e 400nm (E4), e apresentaram a mesma tendência mostrada por Artinger *et al.* (2000), de aumento da absorvidade específica com a diminuição da razão E3/E4, indicando aumento da humificação, aromaticidade e peso molecular (Figura 5).

Tabela III – Características espectroscópicas e COD das lagoas Ventura (LVEN), Patos (LPAT), Fechada (LFEC), Guaraná (LGUA), Osmar (LOSM) e Garças (LGAR). Média das quatro coletas e desvio padrão entre parênteses.

	LVEN	LPAT	LFEC	LGUA	LOSM	LGAR
COD (mg.L^{-1})	16,3 (12,9)	6,9 (1,2)	13,4 (2,1)	9,7 (0,7)	4,0 (1,2)	2,3 (0,5)
$SUVA_{254}$ ($\text{L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$)	3,0 (0,5)	3,3 (0,5)	2,8 (0,3)	3,6 (0,5)	2,3 (1,0)	2,5 (1,3)
E3/E4	3,1 (0,4)	3,2 (0,5)	3,6 (0,9)	3,6 (0,5)	2,8 (0,9)	2,2 (0,7)
$FR_{\text{Ex:370}}$	1,6 (0,1)	1,7 (0,2)	1,7 (0,1)	1,8 (0,4)	1,9 (0,3)	1,7 (0,2)

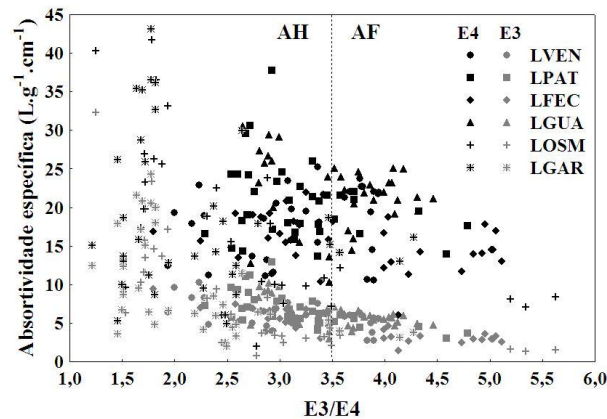


Figura 5 - Relação entre a razão E3/E4 e as absorvâncias específicas E3 (cinza) e E4 (preto) para as lagoas Ventura (LVEN), Patos (LPAT), Fechada (LFEC), Guaraná (LGUA), Osmar (LOSM) e Garças (LGAR) para as todas as coletas. Os valores são divididos entre predomínio de AH (ácidos húmicos) ou de AF (ácidos fúlvicos).

Westerhoff & Anning (2000) consideram que valores de FR maiores que 1,8 indicam fonte autóctone de COD, enquanto valores menores que 1,5 indicam fonte alóctone. Neste estudo os valores médios de FR encontram-se, na maioria, entre esses dois valores de referência, no entanto, se aproximam mais de 1,5 na lagoa Ventura e de 1,8 nas demais. Houve também alguma variação entre as coletas. A lagoa do Guaraná apresentou valores indicando fonte autóctone nas duas primeiras coletas e alóctone nas duas últimas. Essa tendência pode ter relação com os valores de clorofila encontrados nesta lagoa, $17,3 \pm 13,5$ e $3,1 \pm 1,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ (média das duas primeiras e das duas últimas coletas, respectivamente). As lagoas do Osmar e das Garças apresentaram valores mais próximos de 1,8 indicando predomínio de fonte autóctone. As lagoas Ventura e Patos apresentaram em todas as coletas valores mais próximos a 1,5, com exceção da coleta NOV_07, quando foram observados valores médios de 1,8. Na lagoa dos Patos, esse valor coincidiu com a elevada concentração de clorofila-*a* dessa coleta ($40,4 \mu\text{g.L}^{-1}$), mais alta que o comumente encontrado nesta lagoa (por exemplo, $5,3 \pm 1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, Oliveira *et al.* 2006).

O COD das lagoas Garças, Osmar e Ventura apresentaram os menores valores médios de $\text{IF}_{\text{Ex:314/Em:450nm}}/\text{COD}$ e os maiores de $\text{IF}_{\text{Ex:370/Em:450nm}}/\text{COD}$ (Figura 6a e 6b). Nos demais ambientes, a $\text{IF}_{\text{Ex:314/Em:450nm}}/\text{COD}$ é maior e não varia muito, enquanto a $\text{IF}_{\text{Ex:370/Em:450nm}}/\text{COD}$ diminui na ordem LPAT>LFEC>LGUA.

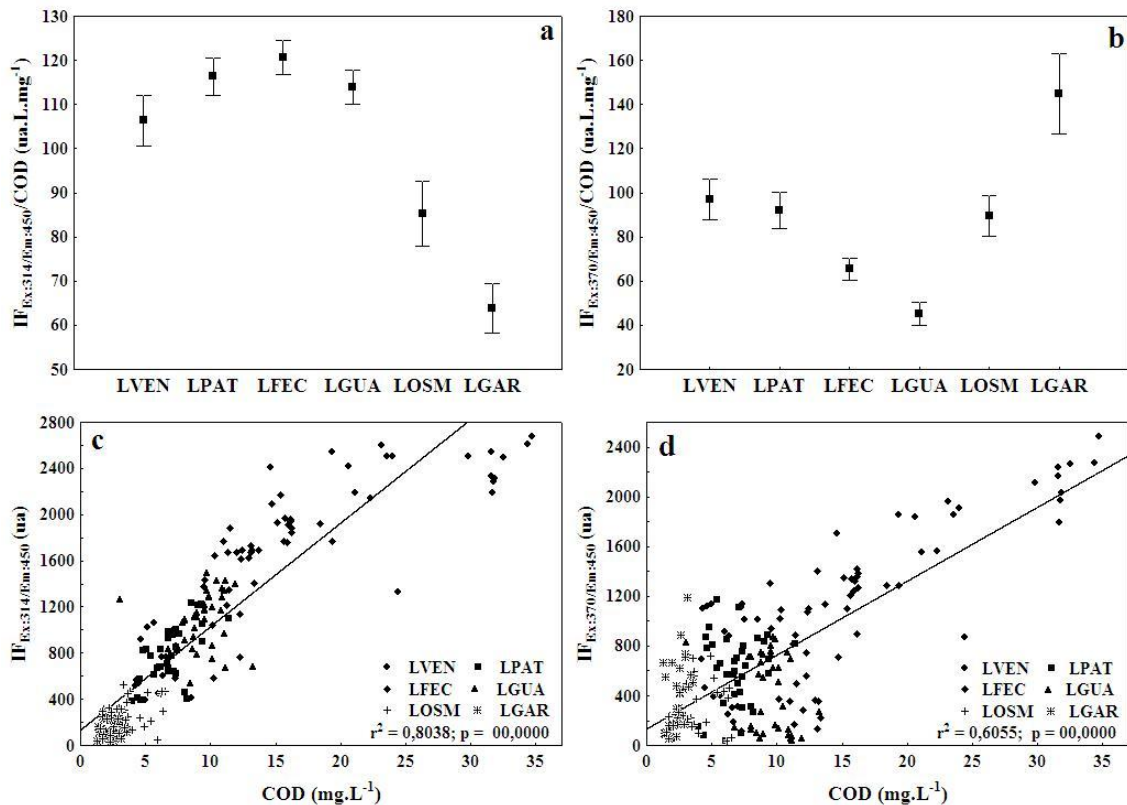


Figura 6 - Valores (média) de intensidade de fluorescência (IF), (a) $IF_{Ex:314/Em:450nm}/COD$, (b) $IF_{Ex:370/Em:450nm}/COD$, e correlação entre IF e COD, (c) $IF_{Ex:314/Em:450}$ e (d) $IF_{Ex:370/Em:450nm}$, para as lagoas Ventura (LVEN), Patos (LPAT), Fechada (LFEC), Guaraná (LGUA), Osmar (LOSM) e Garças (LGAR), considerando todas as coletas.

Além das informações qualitativas, muitos autores consideram as $IF_{Ex:314/Em:450nm}$ e $IF_{Ex:370/Em:450nm}$ como bons preditores da concentração do COD nos ambientes aquáticos (Oliveira *et al.* 2006, Azevedo *et al.* 2008). Neste estudo também foi obtida uma correlação entre o COD e as IF em ambos os comprimentos de onda (Figuras 6c e 6d).

Os espectros sincronizados do COD de todas as lagoas, com exceção dos da Lagoa Ventura, apresentaram, primeiramente, um pico entre 250 e 300nm (estruturas mais simples, COD autóctone), nas coletas JUN_08 e SET_08 (Figura 7). O COD das lagoas Osmar e Garças apresentaram os maiores picos nessa região, indicando maior importância das fontes autóctones nesses ambientes com relação aos demais, principalmente nas coletas JUN_08 e SET_08. Os próximos picos que aparecem nos espectros de quase todas as amostras encontram-se entre 320 e 400 nm, que podem indicar compostos com dois a quatro anéis

aromáticos fundidos (Peuravuori *et al.* 2002) e/ou ácidos fúlvicos (Ferrari & Mingazzini 1995).

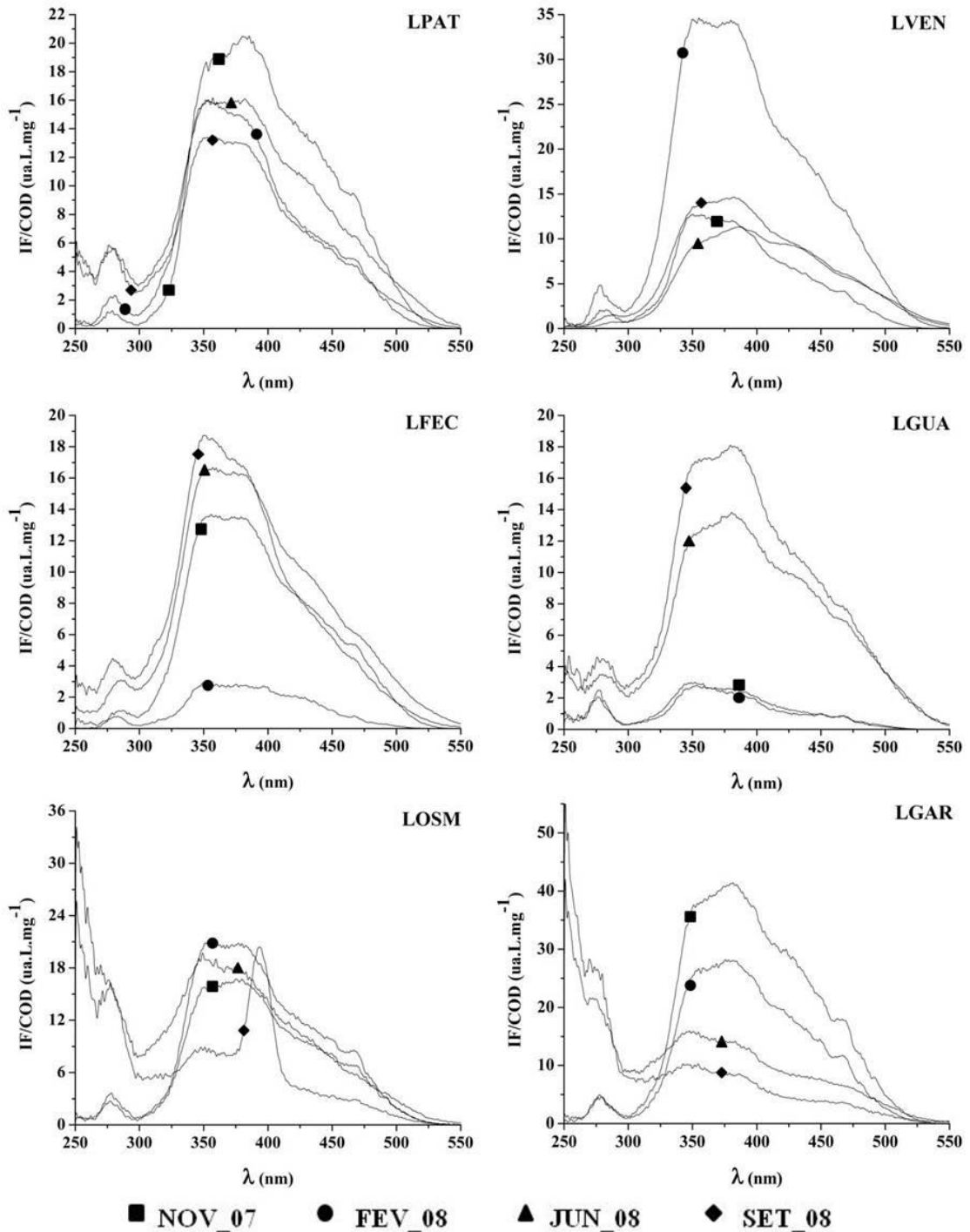


Figura 7 – Espectros sincronizados ($\Delta\lambda=18\text{ nm}$) das amostras das lagoas Ventura (LVEN), Patos (LPAT), Fechada (LFEC), Guaraná (LGUA), Osmar (LOSM) e Garças (LGAR).

DISCUSSÃO

Borges & Train (2009) confirmaram que apenas quando o nível do rio Paraná atinge 3,5 m os ambientes adjacentes são inundados, e para que os ambientes próximos ao rio Ivinheima sofram esta influência, é necessário que o nível atinja 4,6 m (Thomaz *et al.* 2004). A cheia registrada provavelmente não teve grande influência nas amostragens realizadas, já que se passaram quase dois meses até a coleta JUN_08 (Figura 2). Dessa maneira, nas coletas realizadas tendem a predominar forças locais, como precipitação pluviométrica, ação de ventos na circulação da água e na ressuspensão de sedimento e aportes por canais secundários (Thomaz *et al.* 2007).

Diversos trabalhos realizados em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (Carvalho *et al.* 2003, Rocha & Thomaz 2004; Teixeira *et al.* 2008) têm encontrado valores de COD mais altos para os subsistemas Baía e Ivinheima com relação ao subsistema Paraná. No presente estudo, observou-se a mesma tendência. Além de os rios principais, Paraná, Baía e Ivinheima virem de regiões geológicas distintas, eles também sofrem impactos antrópicos diferentes (Roberto *et al.* 2009). Nesse sentido, o rio Paraná seria impactado de forma mais drástica, pois em seu curso há uma cadeia de reservatórios. Roberto *et al.* (2009) discutiram a variação temporal a longo prazo (20 anos) de algumas variáveis limnológicas em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. As variáveis Secchi e fósforo foram as mais focadas, já que ambas apresentaram, respectivamente, grandes aumento e redução ao longo dos anos, principalmente após o fechamento da represa mais próxima da planície, Porto Primavera. Apesar de não incluir o COD em sua análise, Roberto *et al.* (2009) indicam claramente o efeito do reservatório no sentido da retenção de sedimento, o que poderia causar também a diminuição do COD no rio Paraná e nos ambientes por ele influenciados.

Os valores de $SUVA_{254nm}$ são diretamente proporcionais a massa molecular, quantidade de ligações duplas e de anéis aromáticos, sugerindo a fonte do COD (Westerhoff & Anning, 2000). Azevedo *et al.* (2008b) encontraram valores de até $2 \text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$ para ressacos e canais conectados ao rio Paraná e consideraram predominância de carbono autóctone nesses ambientes. A variação entre as coletas foi pequena para as lagoas amostradas e os valores apresentados dificultam a distinção da fonte de COD, pois são intermediários aos valores de referência. No entanto, é possível afirmar que, relativamente às lagoas do subsistema Paraná, o COD das lagoas do Ivinheima e do Baía apresentam maior proporção de

carbono alóctone. Azevedo *et al.* (2008b) encontraram valores próximos de $4 \text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$ em ambientes dos subsistemas Baía e Ivinheima e consideraram nesses ambientes predomínio de COD alóctone. Novamente, as características geológicas da região de cada rio podem ter papel importante na diferenciação do COD. Azevedo & Nozaki 2008, estudando as substâncias húmicas da lagoa dos Patos concluíram que o COD da lagoa é fortemente influenciado pela matéria orgânica do solo de entorno. No entanto, a retenção de sedimento pela cadeia de reservatórios à jusante também pode contribuir para a menor proporção de carbono alóctone nos ambientes influenciados pelo rio Paraná.

As razões entre as absorvâncias em 300 e 400nm (E3/E4) indicam grau de humificação, aromaticidade e peso molecular, sendo inversamente proporcionais a essas variáveis (Peuravuori & Pihlaja 1997, Artinger *et al.* 2000, Chen *et al.* 2002). Artinger *et al.* (2000) consideram que valores de E3/E4 menores que 3,5 estão relacionados a AH, indicando SH com maior grau de humificação. Os valores encontrados não variaram muito além do valor de referência, no entanto, apontaram predomínio de ácido húmicos na maioria dos ambientes e coletas. Quando ocorreram valores indicativos de predomínio de ácidos fúlvicos (menor grau de humificação) ocorreram também altos valores de clorofila, indicando a importância do COD autóctone. Esses altos valores de clorofila ocorreram na coleta de NOV_07, um período de chuvas, porém de nível hidrométrico baixo. A maior densidade de fitoplâncton encontrada nos períodos de águas baixas (Rodrigues *et al.* 2009) pode explicar o predomínio de COD autóctone na maioria dos ambientes nesta coleta.

A intensidade de fluorescência em 450 nm, tanto com 314 quanto 370nm de excitação, é utilizada na análise de SH isoladas, por tanto deve ser aplicada com cautela quando se trata de amostras de água. Uma IF baixa pode expressar a presença de compostos complexos, indicando COD alóctone, ou a ausência de cromóforos, indicando o oposto. Ainda, a excitação em 314nm, de maior energia, pode gerar emissões que, na presença de moléculas complexas, podem ser absorvidas por outros cromóforos, mascarando a real emissão de fluorescência (Senesi 1990).

A alta IF em 370nm e a baixa IF em 314nm podem indicar que houve absorção interna da emissão em 314, indicando a presença de moléculas complexas. Foi o que ocorreu para as lagoas Ventura e Garças, indicando a presença de compostos complexos. Nos demais ambientes, a $IF_{\text{Ex:314/Em:450nm}}/\text{COD}$ é maior e não varia muito, enquanto a $IF_{\text{Ex:370/Em:450nm}}/\text{COD}$ diminui na ordem LPAT>LFEC>LGUA, indicando, respectivamente, semelhança na

composição das moléculas menores e aumento da aromaticidade das moléculas maiores na ordem LGUA<LFEC<LPAT.

Com relação aos espectros sincronizados de fluorescência, o primeiro pico encontrado no espectro do COD de quase todas as lagoas pode representar compostos monoaromáticos (Ferrari & Mingazzini 1995) e/ou ácidos com estruturas alifáticas conjugadas e aminoácidos aromáticos (Peuravuori *et al.* 2002). Esses compostos são característicos de COD autóctone, pois são provenientes da decomposição de organismos aquáticos ou do metabolismo secundário de produtores primários. Azevedo *et al.* (2008a), avaliando a contribuição das macrófitas aquáticas para o COD de ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, atribuíram emissões de fluorescência nesta região à compostos liberados a partir da decomposição de macrófitas aquáticas. Neste estudo, os picos nesta região foram mais intensos para as coletas de JUN_08 e SET_08, nas quais foram encontrados baixos valores de clorofila ($<7 \mu\text{g.L}^{-1}$), portanto, é possível que uma parte importante do COD seja proveniente de exsudatos e/ou decomposição de macrófitas aquáticas. Além disso, essas coletas foram realizadas em períodos de menor precipitação, o que pode ter aumentado a porção de COD autóctone. Ainda em acordo com trabalhos anteriores (Azevedo *et al.* 2008a, 2008b), os espectros apontaram uma maior influência desta fonte de COD (macrófitas) nos ambientes influenciados pelo rio Paraná, lagoa das Garças e lagoa do Osmar.

O pico entre 320 e 400 nm, que pode indicar compostos com dois a quatro anéis aromáticos fundidos (Peuravuori *et al.* 2002) e/ou ácidos fúlvicos (Ferrari & Mingazzini 1995) foi observado nos espectros do COD de todas as amostras, porém com grande variação de intensidade entre ambientes e coletas. A lagoa dos Patos apresentou a menor variação temporal nos espectros do COD, indicando uma certa estabilidade química na composição do COD. Azevedo & Nozaki (2008) apontaram uma grande influência do solo e do sedimento desta lagoa no seu COD, o que pode explicar esta maior estabilidade, pois a ação de fatores regionais é mais forte sobre o COD deste ambiente. As lagoas Osmar e Garças apresentaram, em termos de intensidade de fluorescência do COD na região entre 320 e 400 nm, muita semelhança com os espectros do COD da lagoa dos Patos. No entanto, o pico observado no espectro do COD referente à coleta SET_08 em 400nm distingue este espectro de qualquer outro encontrado neste estudo, e pode ser atribuído à presença de compostos poliaromáticos (Peuravuori *et al.* 2002). Já a lagoa das Garças apresentou um pico de maior intensidade na coleta de NOV_07, característico de compostos de baixo peso molecular, provavelmente de origem recente, com um baixo grau de humificação, o que pode ser relacionado à alta concentração de clorofila encontrada ($21,3\text{mg.L}^{-1}$). A lagoa Fechada frequentemente sofre ação de ventos causando a ressuspensão de sedimentos, o que pode ter causado o aumento no

grau de humificação do COD na coleta de FEV_08. Os espectros do COD da lagoa do Guaraná foram muito semelhantes para as duas primeiras coletas (NOV_07 e FEV_08) com baixos valores de IF. Os valores de FR e clorofila indicam que os baixos valores de IF dessas coletas podem ser atribuídos à ausência de cromóforos, indicando predomínio de fonte autóctone de COD, apesar da maior precipitação observada neste período. Na coleta JUN_08 a lagoa Ventura apresentou os mais altos valores de COD e os menores valores de clorofila ($1,82 \mu\text{g.L}^{-1}$), indicando que a baixa IF do COD se deve um alto peso molecular, ou seja, substâncias com alto grau de humificação.

CONCLUSÃO

A utilização de ferramentas espectroscópicas na caracterização do COD, apesar de representar um grande avanço nos estudos sobre carbono em ambientes aquáticos, pode gerar informações contraditórias e de difícil interpretação. No geral, os resultados apontaram para uma maior importância das fontes autóctones de carbono nos ambientes conectados ao rio Paraná, lagoa das Garças e lagoa do Osmar. Nas demais lagoas, a importância do COD alóctone foi maior, mas em alguns períodos o COD de produção primária pode ganhar importância, já que muitas vezes a clorofila pôde ser relacionada a uma variação nos índices espectroscópicos. Foi possível também verificar a importância da precipitação pluviométrica e do nível hidrométrico, que puderam ser relacionados a aumentos de COD alóctone em alguns ambientes.

REFERÊNCIAS

- AIKEN, G. & COTSARIS, E. Soil and hydrology: their effect on NOM. **Journal- American Water Works Association**, Denver, v. 87, n. 1, p. 36-45, 1995.
- ARTINGER, R.; BUCKAUA, G.; GEYERB, S.; FRITZ, P.; WOLFC, M. & KIM, J.I. Characterization of groundwater humic substances: influence of sedimentary organic carbon. **Applied Geochemistry**, v. 15, p. 97-116, 2000.

AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIEL, J.G.; GRAY, J.S.; MEYER-RELL, L.A. & THINGSTAD, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. **Marine Ecology - Progress Series**, v. 19, n. 3, p. 257-263, 1983.

AZEVEDO, J.C.R. & NOZAKI, J. Análise de fluorescência de substâncias húmicas extraídas da água, solo e sedimento da lagoa dos Patos – MS. **Química Nova**, v. 31, n. 6, p. 1324-1329, 2008.

AZEVEDO, J.C.R.; MIZUKAWA, A.; TEIXEIRA, M.C. & PAGIORO, T.A. Contribuição da decomposição de macrófitas aquáticas (*Eichhornia azurea*) na matéria orgânica dissolvida. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 42-56, 2008a.

AZEVEDO, J.C.R.; TEIXEIRA, M.C.; SANTOS, A.M. dos; LEANDRINI, J.A. & PAGIORO, T.A. Caracterização espectroscópica da matéria orgânica dissolvida da planície de inundação do alto rio Paraná. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 66-77, 2008b.

BARRETO, S.R. G.; NOZAKI, J. & BARRETO, W.J. Origin of dissolved organic carbon studied by UV-VIS spectroscopy. **Acta Hydrochimica Hydrobiologica**, v. 31, n. 6, p. 513–518, 2003.

BIANCHINI JR., I. & CUNHA-SANTINO, M.B. As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 20-29, 2008.

BORGES, P.A.F. & TRAIN, S. Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 637-647, 2009.

CALACE, N.; CAPOLEI, M.; LUCCHESI, M. & PETRONIO, B.M. The structural composition of humic compounds as indicator of organic carbon sources. **Talanta**, v. 49, p. 277-284, 1998.

CARMOUZE, J.P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Edgar Blucher/SBL/FAPESP, 1994.

CARVALHO, P.; THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. Effects of water level, abiotic and biotic factors on bacterioplankton abundance in lagoons of a tropical floodplain (Paraná River, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 510, p. 67-74, 2003.

CHEN, J.; LEBOEUF, E. J.; DAI S. & GU, B. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. **Chemosphere**, v. 48, p. 59-68, 2002.

CHIN, Y. P.; AIKEN, G. & O'LOUGHLIN, E. Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. **Environmental Science and Technology**, v. 28, p. 1853-1858, 1994.

FERRARI, G.; MINGAZZINI, M. Synchronous fluorescence spectra of dissolved organic matter of algal origin in marine coastal waters. **Marine. Ecology - Progress. Series**, v. 125, p. 305-315, 1995.

FONG, S.S. & MUERTEDZA, M. 2007. Chemical characterization of humic substances occurring in the peats of Sarawak, Malaysia. **Organic Geochemistry**, v. 38, n. 6, p 967-976, 2007.

FUENTES, M.; GONZÁLEZ-GAITANO, G. & GARCIA-MINA, J.M. The usefulness of uv-visible and fluorescence spectroscopies to study the chemical nature of humic substances from soils and composts. **Organic Geochemistry**, v. 37, n. 12, p. 1949-1959, 2006.

KORSHIN, G.V.; LI, C. & BENJAMIN, M.M. Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: a consistent theory. **Water Research**, v. 31, n. 7, p. 1787-1795, 1996.

LAMPERT, W. & SOMMER, U. **Limnoecology**. New York, Oxford University Press, 1997.

MCDONALD, S.; BISHOP, A.G.; PRENZLER, P.D. & ROBARDS, K. Analytical chemistry of freshwater humic substances. **Analytica Chimica Acta**, v. 527, n. 2, p. 105-124, 2004.

MCKNIGHT, D.M.; BOYER, E.W.; WESTERHOFF, P.K.; DORAN, P.T.; KULBE, T. & ANDERSEN, D.T. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. **Limnology and. Oceanography**, v. 46, n. 1, p. 38-48, 2001.

OLIVEIRA, J.L.; BOROSKI, M.; AZEVEDO, J.C.R. & NOZAKI, J. Spectroscopic investigation of humic substances in a tropical lake during a complete hydrological cycle. **Acta Hydrochimica Hydrobiologica**, v. 34, n. 6, p. 608-617, 2006.

OSBORNE, T.Z.; INGLETT, P.W. & REDDY, K. I. The use of senescent plant biomass to investigate relationships between potential particulate and dissolved organic matter in a wetland ecosystem. **Aquatic Botany**, v. 86, n. 1, p. 53-61, 2007.

PEURAVUORI, J. & PIHLAJA, K. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. **Analytica Chimica Acta**, v. 337, n. 2, p. 133-149, 1997.

PEURAVUORI, J.; KOIVIKKO, R. & PIHLAJA, K. Characterization, differentiation and classification of aquatic humic matter separated with different sorbents: synchronous scanning fluorescence spectroscopy. **Water Research**, v. 36, n. 18, p. 4552- 4562, 2002.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. **Soil Sciences**, v. 166, n. 11, p. 810-832, 2001.

ROBERTO, M.C.; SANTANA, N.F. & THOMAZ, S. M. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 717-725, 2009.

ROCHA, R.R.A. & THOMAZ, S.M. Variação Temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 26, n. 3, p. 261-271, 2004.

RODRIGUES, L.C.; TRAIN, S.; BOVO-SCOMPARIN, V.M.; JATI, S.; BORSALLI, C.C.J. & MARENGONI, E. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 501-516, 2009.

SENESI, N. Molecular and quantitative aspects of the chemistry of fulvic acid and its interactions with metal ions and organic chemicals - Part II: The fluorescence spectroscopy approach. **Analytica Chimica Acta**, v. 232, p. 77 – 105, 1990.

SIERRA, M.M. de S.; DONARD, O.F.X.; LAMOTTE, M.; BELIN, C. & EWALD, M. Fluorescence spectroscopy of coastal and marine waters. **Marine Chemistry**, v. 47, n. 2, p. 127–144, 1994.

SIERRA, M.M. de S.; DONARD, O.F.X. & LAMOTTE, M. Spectral identification and behavior of dissolved organic fluorescent material during estuarine mixing processes. **Marine Chemistry**, v. 58, p. 51-58, 1997.

SOUZA FILHO, E.E. *et al.* 2001. Descrição dos locais de amostragem. In: Universidade Estadual De Maringá. Nupélia/Peld. A planície de inundação do rio Paraná: Site 6 PELD/CNPq – Relatório Anual 2000. Maringá, 2001. Disponível Em: <http://www.peld.uem.br/relat2000/2_2_Compbioticodeslocamost.pdf>. (Acesso em maio de 2009).

STEINBERG, C.E.W. **Ecology of humic substances in freshwaters: determinants from geochemistry to ecological niches**. New York: Springer Verlag, 2003.

TEIXEIRA, M.C.; SANTANA, N.F.; AZEVEDO, J.C.R. & PAGIORO, T.A. Padrões de variação do carbono orgânico na planície de inundação do alto rio Paraná. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 57-65, 2008.

THOMAZ, S.M.; PAGIORO, T.A.; BINI, L.M.; ROBERTO, M.C. & ROCHA, R.R.A. Limnology of the upper Paraná floodplain habitats: patterns of spatio-temporal variations and influence of the water levels. In: AGOSTINHO, A.A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M. & MIRANDA, L.E. (Ed). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain**. Brasil: Eduem, 2004. p. 37-42.

THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. & BOZELLI, R.L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, v. 579, n. 1, p. 1-13, 2007.

THURMAN, E.M. **Organic geochemistry of natural waters**. Netherlands: Martinus Nijhoff/Dr. Junk, 1985.

WESTERHOFF, P. & ANNING, D. Concentration and characteristics of organic carbon in surface water in Arizona: influence of urbanization. **Journal of Hydrology**, v. 236, n. 3, p. 202-222, 2000.

WU, F.C.; TANOUE, E. & LIU, C. Q. Relationships between doc concentrations, molecular size and fluorescence properties of DOM in a stream. **Applied Geochemistry**, v. 22, n. 8, p. 1659-1667, 2007.

CAPÍTULO 2

Atributos do bacterioplâncton e suas relações com características do COD e outras variáveis limnológicas em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil)

RESUMO

Desde a introdução do conceito de alça microbiana, muitos estudos visaram a esclarecer o papel do bacterioplâncton e do carbono orgânico dissolvido nos ambientes aquáticos. A planície de inundação do alto rio Paraná é um ambiente bastante complexo onde esses temas foram pouco explorados. O objetivo deste trabalho foi caracterizar a comunidade bacteriana em termos de densidade, biomassa e biovolume em alguns ambientes dessa planície e verificar sua variação temporal e relação com algumas variáveis limnológicas, incluindo indicadores da qualidade do COD, obtidos através de análises espectroscópicas na faixa ultra-violeta e visível de fluorescência. A comunidade bacteriana, em termos de biomassa, densidade e biovolume, é semelhante à de outros ambientes de água doce e tanto densidade quanto biomassa foram maiores no período com menor pluviosidade. As variáveis limnológicas e características espectroscópicas que apresentaram alguma relação com o bacterioplâncton foram temperatura, nitrogênio total, fósforo total, fosfato, transparência, condutividade e grau de humificação. A análise dessas relações indicou a possibilidade de competição entre bacterioplâncton e fitoplâncton e a utilização de carbono lábil de decomposição de macrófitas aquáticas pelo bacterioplâncton.

Palavras-chave: COD, espectroscopia, bacterioplâncton, planície de inundação.

Bacterioplankton features and its relations with DOC characteristics and other limnological variables in Paraná River floodplain environments (PR/MS-Brazil)

Since the introduction of the Microbial Loop concept, many studies aimed to explain the role of bacterioplankton and dissolved organic carbon (DOC) in aquatic ecosystems. Paraná River floodplain system is a very complex environment where these subjects were little explored. The aim of this work was to characterize bacterial community in terms of density, biomass and biovolume in some water bodies of this floodplain and to verify its temporal variation and its relation with some limnological variables, including some indicators of DOC quality, obtained through UV-VIS and fluorescence spectroscopic analysis. Bacterial community, in relation to density, biomass and biovolume, is similar to those from other freshwater environments and both density and biomass were higher in the period with less rain. The limnological variables and spectroscopic features that were related with bacterioplankton were temperature, total nitrogen, total phosphorous, phosphate, transparency, conductivity and humification degree. The analysis of these relations indicated a possible competition between phytoplankton and bacterioplankton and also the utilization of labile carbon from aquatic macrophytes decomposition by bacterioplankton.

Keywords: DOC, spectroscopy, bacterioplankton, floodplain.

INTRODUÇÃO

Os estudos relativos à ecologia microbiana são relativamente recentes, tendo iniciado na metade do século XX, quando se começou a questionar o papel dos microorganismos nos ecossistemas. Apesar de dispor dos métodos já estabelecidos pela microbiologia geral, a ecologia microbiana encontrou dificuldades com a ausência de técnicas que permitissem estudos quantitativos dos microorganismos (Cotner & Bidanda 2002). O aprimoramento das técnicas de microscopia e principalmente a utilização da epifluorescência permitiram um refinamento dos métodos quantitativos na microbiologia e facilitaram os estudos ecológicos (Cotner & Bidanda 2002).

As primeiras bactérias observadas em água doce foram provavelmente as descritas por Von Leeuwenhoek no século XVII (Tortora 2000), mas apenas na década de 1940 esses organismos tiveram sua importância reconhecida nesses ecossistemas. Cotner & Bidanda (2002) consideram que o avanço conceitual mais importante na ecologia microbiana foi o reconhecimento de bactérias numa rede trófica por Lindeman (1942). Apesar de chamar a atenção para o papel do bacterioplâncton, Lindeman (1942) ainda atribui a este grupo apenas a função de transformador de matéria orgânica em inorgânica. O trabalho que realmente sugeriu um novo papel para as bactérias aquáticas foi o de Pomeroy (1974), que questionou a importância relativa do zooplâncton como consumidor primário, já que as bactérias têm uma taxa metabólica maior e podem movimentar uma grande quantidade de energia a partir de produtos da produção primária para níveis tróficos superiores. Dessa forma, paralelamente à cadeia convencional haveria outra rota de energia, esclarecida mais tarde por Azam *et al.* (1983) e chamada elo ou alça microbiana (*Microbial loop*).

O elo microbiano consiste num conjunto de interações entre microorganismos e destes com os demais organismos de um ambiente aquático. Na cadeia trófica convencional, há a produção primária a partir da energia solar, de nutrientes e carbono inorgânico e então o consumo da biomassa produzida pelos consumidores primários, o consumo destes pelos consumidores secundários e assim por diante. Todo o material que não é aproveitado pelos organismos é então mineralizado pelos decompositores, onde se encaixam as bactérias. Toda a matéria orgânica transformada em inorgânica pelos decompositores serve então de suprimento para a produção primária novamente. O elo microbiano considera que as bactérias não apenas mineralizam a matéria orgânica, mas também a assimilam, formando biomassa

(Pomeroy 1974, Azam *et al.* 1983). Quando há produção de biomassa bacteriana a partir de matéria orgânica, dissolvida ou particulada, essa biomassa pode ser consumida por protozoários, e assim atingir níveis mais altos da cadeia trófica (Azam *et al.* 1983). Dessa forma há um fluxo de energia paralelo à cadeia convencional, que pode ter maior ou menor importância dependendo das condições do ambiente em questão (Cotner & Bidanda 2002). O desenvolvimento desse conceito de elo microbiano atribuiu maior importância ao bacterioplâncton dentro das cadeias tróficas aquáticas e despertou maior interesse nos mecanismos de utilização da energia pelos microorganismos e no fluxo de matéria e energia através da rota microbiana.

Cotner & Bidanda 2002 consideram que o principal fator que influencia a importância relativa do elo microbiano dentro dos ambientes é o grau de trofia. Em ambientes oligotróficos o fluxo de energia através do elo tende a ser maior do que através da cadeia convencional, pois os procariotos heterotróficos prosperam mesmo em baixas concentrações de nutrientes (Cotner & Bidanda 2002). Já em sistemas eutróficos, Gasol & Duarte (2000) consideram que haja uma menor disponibilidade de carbono para o crescimento do bacterioplâncton, pois nesses ambientes, há uma menor liberação de exsudatos pelo fitoplâncton e ainda pode ocorrer maior sedimentação. Mesmo o carbono algal proveniente de blooms, que ocorrem comumente em ambientes eutróficos, parece ser menos suscetível ao consumo microbiano (Amon & Benner 1996). No entanto, Daniel *et al.* (2005) demonstraram, com experimento de um ano e meio de duração, que em ausência de carbono algal recente, o elo microbiano continua transferindo energia para o metazooplâncton. Com relação ao carbono da decomposição de macrófitas, estima-se que aproximadamente 24% podem ser convertidos em biomassa de microorganismos (Bianchini Jr. & Cunha-Santino 2008). Nesse sentido a qualidade do carbono presente no ambiente influencia a importância do elo microbiano no sistema.

Uma questão bastante discutida é a pequena variação na biomassa bacteriana no gradiente de trofia dos ambientes, apesar da grande variação na atividade dessa comunidade. Entre ambientes oligo e eutróficos a variação de densidade é menor que duas ordens de magnitude, de 1×10^6 cel mL⁻¹ a 10×10^6 cel mL⁻¹ (Cotner & Biddanda, 2002). O principal fator que controla a densidade bacteriana nos ambientes oligotróficos é a baixa disponibilidade de nutrientes (Toolan *et al.* 1991; Morris & Lewis 1992). A bacterivoria e a morte viral são os principais fatores de controle bacteriano discutidos para ambientes eutróficos (Cotner & Biddanda 2002). Os consumidores mais importantes das bactérias são os flagelados, e de

acordo com Sherr *et al.* (1992) eles selecionam as células maiores e que crescem com maior velocidade, o que é propiciado por ambientes eutróficos. Outros autores (Gasol & Duarte 2000) sugerem que a importância da morte viral é maior nos ambientes mais produtivos, principalmente quando há forte predação de flagelados por ciliados e/ou zooplâncton.

A relação entre bacterioplâncton e grau de trofia dos ambientes aquáticos também envolve as questões de eficiência na utilização dos nutrientes inorgânicos e da competição por eles com o fitoplâncton. Currie & Kalff (1984a) não detectaram diferenças na eficiência de utilização de fósforo por bactérias e fitoplâncton, no entanto a capacidade de absorção do fósforo é maior nas bactérias, principalmente pela maior razão superfície-volume. A competição com o fitoplâncton é discutida principalmente em torno do consumo de fósforo, havendo discordância entre autores com relação a qual grupo é melhor competidor. Os estudos de Currie e Kalff (1984b) apontam que as bactérias são competidores superiores ao fitoplâncton, não sofrendo limitação por fósforo em ambientes naturais, já Morris e Lewis (1992) concluíram que pode haver limitação do bacterioplâncton por fósforo em diversos ambientes e sugerem que isso se deve ao fato do bacterioplâncton armazenar pequenas quantidades de fósforo, não dispondo de reservas, enquanto o fitoplâncton as possui. Rejas *et al.* (2005) sugerem limitação do bacterioplâncton por fósforo nos lagos da planície inundação amazônica e outros autores (Toolan *et al.* 1991, Morris & Lewis 1992) citam ainda a limitação indireta do bacterioplâncton por fósforo, que é na realidade limitado por carbono orgânico dissolvido quando o fitoplâncton é limitado por fósforo.

Mesmo podendo ocorrer limitação do bacterioplâncton por fósforo, o carbono é o fator determinante de vários aspectos da comunidade microbiana. Quando formado a partir de processos internos dos corpos de água (autóctone), como a produção fitoplanctônica e de macrófitas aquáticas, o COD tende a ser mais lábil e de fácil assimilação pelo bacterioplâncton (Baines & Pace 1994, Carlson & Ducklow 1996), enquanto o COD provindo de aportes externos (alóctone) é, no geral, mais complexo e menos acessível aos microorganismos (Lovley *et al.* 1996, Patel-Sorrentino *et al.* 2004). A diferença na utilização dessas duas frações do carbono pode se refletir na composição das comunidades microbianas, e principalmente na sua atividade.

Desde a introdução do conceito de alça microbiana, muitos estudos foram realizados com o objetivo de esclarecer o papel do bacterioplâncton e do carbono orgânico dissolvido nos ambientes aquáticos (e.g. Cole *et al.* 1988, Tranvik 1989, Thomas 1997, Cotner & Biddanda 2002, Steinberg *et al.* 2006), inclusive em ecossistemas tropicais (e.g. Faria &

Esteves 2001, Farjalla *et al.* 2001a, Roland & Vidal 2001, Farjalla *et al.* 2006a). Em áreas alagáveis, há alguns estudos realizados na planície amazônica (AM-Brasil) (e.g. Amon & Benner 1996, Patel-Sorrentino *et al.* 2004, Amado *et al.* 2006, Farjalla *et al.* 2006b). Na planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS-Brasil), Carvalho *et al.* (2003) avaliaram os fatores influentes sobre a abundância do bacterioplâncton em 20 lagoas, mas, até então, nenhum estudo relacionou a qualidade do COD com o bacterioplâncton nesses ambientes.

A planície de inundação do alto rio Paraná é um ambiente bastante complexo, formado por vários corpos de água entre rios, ressacos, lagoas abertas e fechadas, e usualmente é dividida em três subsistemas, referentes aos três maiores rios, Paraná (principal), Baía e Ivinheima (Thomaz *et al.* 2004). Os pulsos hidrológicos são considerados a principal função de força desse ecossistema, promovendo uma homogeneização dos ambientes em épocas de cheia, em contrapartida ao predomínio de influências locais nos períodos de seca (Thomaz *et al.* 2007).

O objetivo deste trabalho foi caracterizar a comunidade bacteriana em termos de densidade, biomassa e biovolume em alguns ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná e verificar a variação temporal desses atributos com relação a períodos secos e chuvosos, num ano com ausência de cheia significativa. Além dessa caracterização, procurou-se uma relação entre o bacterioplâncton e algumas variáveis limnológicas, incluindo indicadores da qualidade do COD, estimada através de análises espectroscópicas de UV-VIS e fluorescência.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram amostrados seis ambientes lênticos da planície de inundação do alto rio Paraná, entre lagoas abertas e fechadas, abrangendo os três subsistemas (Figura 1). Algumas características desses ambientes estão descritas a seguir com base em levantamento realizado por Souza Filho (2001).

A lagoa do Osmar (22°46'26.64"S; 53°19'56.16"W) e a lagoa das Garças (22°43'27.18"S; 53°13'4.56"W) pertencem ao subsistema Paraná. A primeira se localiza na ilha Porto Rico, possui forma alongada, profundidade média de 1,1 m e área de 0,006 ha e não é conectada diretamente ao rio. A lagoa das Garças é aberta e tem profundidade média de 2,0 m, área de 14,1 ha e perímetro de 4.338,2 m.

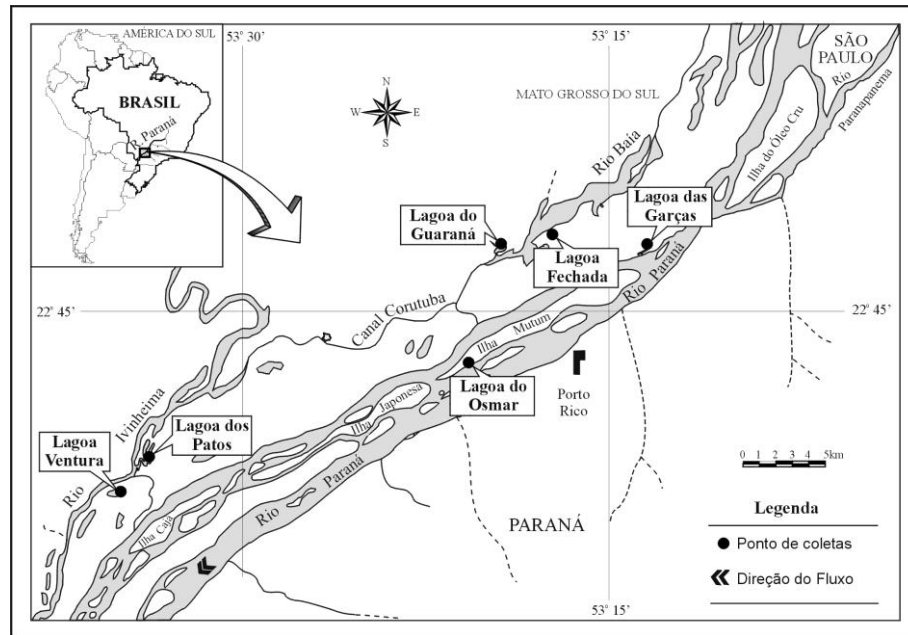


Figura 1 – Pontos amostrados na planície de inundação do alto rio Paraná.

A lagoa Fechada ($22^{\circ}42'37,92''S$; $53^{\circ}16'33,06''W$), situada no subsistema Baía, tem forma alongada, com profundidade média de 2,46 m, perímetro de 1.375,9 m e área de 7,5 ha. Localiza-se a 100 m do rio Baía, não apresentando conexão direta com o mesmo. A lagoa do Guaraná ($22^{\circ}43'16,68''S$; $53^{\circ}18' 9,24''W$), no mesmo subsistema, apresenta forma arredondada, com profundidade média de 2,1 m, perímetro de 1.058,3 m e área de 4,2 ha. É conectada ao rio Baía por um canal de 70 m de comprimento e 18 m de largura.

No subsistema Ivinheima foram amostradas as lagoas do Ventura ($22^{\circ}51' 23,7''S$; $53^{\circ}36' 1,02''W$) e dos Patos ($22^{\circ}49'33,66''S$; $53^{\circ}33'9,9''W$). A lagoa do Ventura é alongada, com profundidade média de 2,16 m, perímetro de 4.697,30 m e área de 89,8 há, localizada a 200 m do rio Ivinheima, do qual é separada por um dique marginal de 3 m de altura. A lagoa dos Patos, a maior das lagoas amostradas, apresenta forma dendrítica, com entradas constituindo pequenas baías. Possui profundidade média de 3,50 m, área de aproximadamente 113,8 ha e perímetro de 14.783,8m. Encontra-se a 10 m de distância do rio Ivinheima, com o qual apresenta apenas uma conexão de 8 m de largura.

As coletas foram realizadas trimestralmente no período de novembro de 2007 a setembro de 2008 (NOV_07, FEV_08, JUN_08 e SET_08). Foram coletadas amostras de superfície, meio e fundo, em tréplicas, resultando num total de 210 amostras (na lagoa do Osmar, nas coletas NOV_07 e SET_08, foram coletadas amostras de superfície e fundo apenas, devido à pequena profundidade da lagoa, menor que 0,6m). Como não foram detectadas diferenças significativas entre as diferentes profundidades (ANOVA) e também

com base em trabalhos anteriores (eg. Roberto *et al.* 2009), as amostras de superfície, meio e fundo foram consideradas como réplicas: lagoa das Garças (LGAR, N = 36); lagoa do Osmar (LOSM, N = 30); lagoa dos Patos (LPAT, N = 36); lagoa Ventura (LVEN, N = 36); lagoa Fechada (LFEC, N = 36); lagoa do Guaraná (LGUA, N = 36).

As coletas foram realizadas através do programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração/Conselho Nacional de Pesquisa (PELD/CNPq), desenvolvido pelo Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (NUPELIA) da Universidade Estadual de Maringá (UEM), na planície de inundação do alto rio Paraná (sítio 6).

As amostras de água foram obtidas com uma garrafa do tipo Van Dorn e em campo foram determinados o pH (Digimed DM-2), a condutividade elétrica (Digimed DM-3), a concentração de oxigênio dissolvido (YSI 55), a temperatura (YSI 55) e a alcalinidade GRAM (Carmouze 1994). Para as determinações das densidades do bacterioplâncton foram fixadas amostras com solução de formol tamponado com borato em proporção amostra:formol de 9:1 v/v, com concentração final de 2% de formol.

Densidades do bacterioplâncton foram estimadas através de contagens diretas em microscópio de epifluorescência Olympus BX51 (aumento de 1000x). Foram utilizadas alíquotas de 0,2mL das amostras fixadas, coradas com 1mL de 4,6'-diamidino-2-fenil-indole (DAPI; Porter & Feig 1980) 0,1% por 15 minutos e em seguida filtradas em membranas de policarbonato com poro de 0,2 μ m (Wathman) previamente coradas com *irgalan black*. As células foram contadas em grupos de tamanho e forma, e o biovolume de cada forma foi calculado de acordo com Sun & Liu (2003) através de medidas tomadas em fotografias das amostras com software analisador de imagens Image-Pro Express versão 4.5.1.3 (Media Cybernetics, Inc.). Para a estimativa da biomassa, com base no biovolume, foi utilizado o fator de conversão de Thiel-Nielsen & Søndergaard (1998) ($1\mu\text{m}^3 = 105\text{fgC}$). Para a forma espirilos, rara nas contagens, não foram realizadas medidas de biovolume, e a biomassa foi estimada com base no fator de conversão de Lee & Fuhrman (1987) (1cél. = 20fgC).

As amostras para a determinação do COD foram filtradas em membranas Millipore de éster de celulose 0,45 μ m (Wathman) previamente lavadas com água deionizada, armazenadas em frascos de polietileno e congeladas até as análises. O COD foi determinado em equipamento TOC-V CPH (Shimadzu). As análises espectroscópicas de fluorescência foram feitas em espectrômetro de fluorescência F-4500 (Hitachi). Foram obtidos espectros de emissão (excitação em 370nm e 314 nm) na região de 300 a 600nm e de varredura

sincronizada com excitação de 250 a 600nm ($\Delta\lambda=18\text{nm}$). Todos os espectros de fluorescência foram obtidos aplicando-se $240\text{nm}\cdot\text{min}^{-1}$, fenda de 5nm, cubeta de quartzo de 1cm e água Milli-Q como branco. A leitura das amostras em UV-VIS foi feita de 250 a 650nm em espectrofotômetro Carry 50 (Varian), com cubeta de quartzo de 1cm. Um dos índices utilizados como indicador da qualidade do COD foi a razão entre a absorvidade específica nos comprimentos de onda 300 e 400nm (E3/E4), que é inversamente proporcional à humificação, aromaticidade e peso molecular (Artinger *et al.* 2000, Chen *et al.* 2002). Outro índice adotado foi a razão entre as intensidades de fluorescência nos comprimentos de onda 450 e 500nm (FR), com excitação de 370nm, que caracteriza o COD em termos de fonte, sendo alóctone para valores menores de 1,5 e autóctone para valores acima de 1,8 (Westerhoff & Anning 2000, McKnight *et al.* 2001). Ainda foram utilizadas as intensidades de fluorescência do espectro sincronizado em 298 e 450nm de emissão (S298 e S450), que indicam, respectivamente, a presença de compostos lábeis e aromáticos (Ferrari & Mingazzini 1995, Peuravuori *et al.* 2002).

Os demais dados utilizados neste trabalho (clorofila-*a*, nitrogênio total e fósforo total) foram gerados pelo programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração/Conselho Nacional de Pesquisa (PELD/CNPq), desenvolvido pelo Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPELIA) da Universidade Estadual de Maringá (UEM).

Para observar diferenças entre os períodos seco e chuvoso, considerando as variáveis bióticas e abióticas de todos os ambientes amostrados, foi utilizado Teste t. Para verificar a influência das variáveis abióticas na densidade, biomassa e biovolume do bacterioplâncton foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) para a ordenação dos dados abióticos (previamente logaritmizados, com exceção do pH). Os dados obtidos do PELD foram fornecidos com valores únicos para cada variável, coleta e ambiente, por tanto a matriz para a PCA foi construída com esses valores e com as médias das demais variáveis. Após a ordenação foi feita uma regressão linear simples com os escores obtidos e os atributos do bacterioplâncton.

RESULTADOS

As densidades do bacterioplâncton nos ambientes amostrados variaram entre $1,3 \pm 0,7 \cdot 10^9 \text{ cel.L}^{-1}$ e $22,0 \pm 4,7 \cdot 10^9 \text{ cel.L}^{-1}$. Os maiores valores foram encontrados na coleta de setembro de 2008, quando a densidade foi até uma ordem de grandeza maior do que nas demais coletas (Figura 2a). Entre as lagoas amostradas, a lagoa do Osmar apresentou a maior variação de densidade, entre $6,0 \pm 0,7 \cdot 10^9 \text{ cel.L}^{-1}$ e $22,0 \pm 4,7 \cdot 10^9 \text{ cel.L}^{-1}$, sendo o último o maior valor encontrado. A lagoa das Garças apresentou a menor variação entre as coletas, entre $6,2 \pm 1,0 \cdot 10^9 \text{ cel.L}^{-1}$ e $17,2 \pm 0,6 \cdot 10^9 \text{ cel.L}^{-1}$. A menor densidade foi encontrada na lagoa Ventura, de $1,3 \pm 0,7 \cdot 10^9 \text{ cel.L}^{-1}$.

Os valores de biomassa do bacterioplâncton variaram entre $0,22 \pm 0,3 \text{ mgC.L}^{-1}$ e $1,91 \pm 0,56 \text{ mgC.L}^{-1}$ (Figura 2b). Os maiores valores foram encontrados na coleta de setembro, juntamente com os maiores valores de densidade. A lagoa que apresentou a menor variação na biomassa foi a Guaraná, com valores entre $0,5 \pm 0,08 \text{ mgC.L}^{-1}$ e $0,91 \pm 0,18 \text{ mgC.L}^{-1}$. As lagoas Garças e Osmar apresentaram a maior variação temporal, com valores entre $0,35 \pm 0,06 \text{ mgC.L}^{-1}$ e $1,91 \pm 0,56 \text{ mgC.L}^{-1}$.

Os biovolumes calculados variaram entre $0,08 \pm 0,01 \mu\text{m}^3$ e $0,28 \pm 0,26 \mu\text{m}^3$, considerando o biovolume médio para todos os morfotipos de cada ambiente. Considerando cada morfotipo, os biovolumes das células variaram entre $0,04 \mu\text{m}^3$ para cocus pequenos e $0,29 \mu\text{m}^3$ para bastonetes grandes, com pequena variação entre ambientes e coletas.

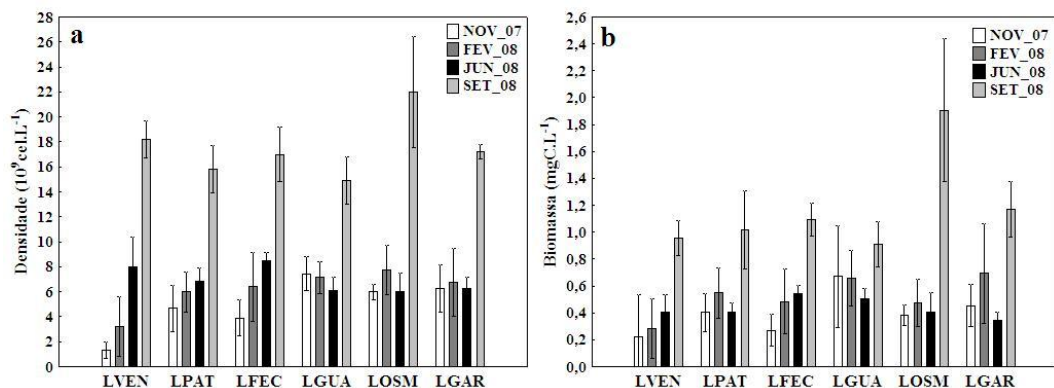


Figura 2 - Valores (média \pm desvio padrão) de densidade (a) e biomassa (b) bacterianas para as lagoas Ventura (LVEN), Patos (LPAT), Fechada (LFEC), Guaraná (LGUA), Osmar (LOSM) e Garças (LGAR) para as coletas de novembro de 2007 (NOV_07), fevereiro (FEV_08), junho (JUN_08) e setembro (SET_08) de 2008.

A importância relativa das formas na biomassa e densidade variou pouco entre as coletas (Figura 3), sendo cocus a forma predominante em todas, com exceção apenas da lagoa das Garças na coleta FEV_08, quando os bastonetes foram a forma mais abundante.

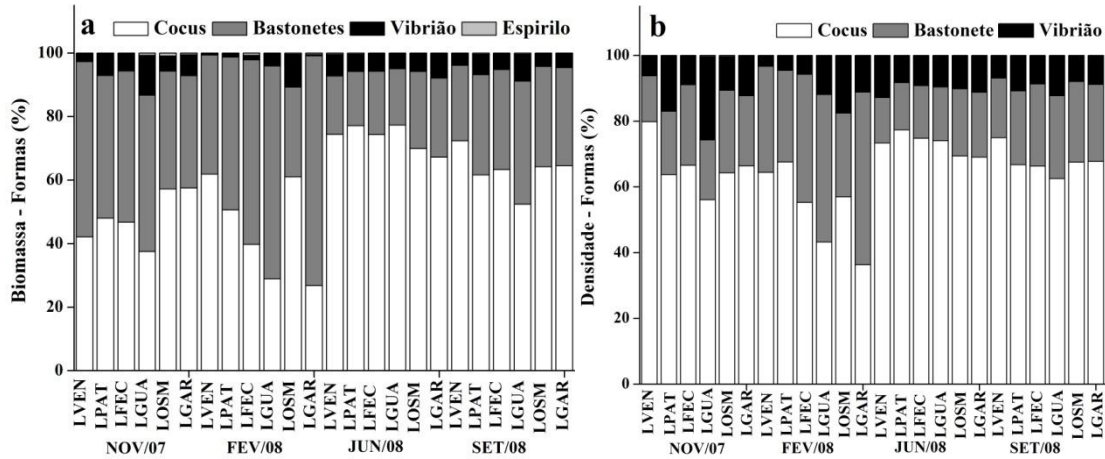


Figura 3 – Biovolume e densidade relativa das formas (b) para as lagoas Ventura (LVEN), Patos (LPAT), Fechada (LFEC), Guaraná (LGUA), Osmar (LOSM) e Garças (LGAR) nas quatro coletas.

O nível hidrométrico do rio Paraná variou entre 2,5 e 3,2m (média dos seis dias antecedentes, de acordo com Thomaz *et al.* 2004) durante as coletas, tendo ocorrido um pico de águas mais altas num período intermediário entre as coletas de fevereiro e junho de 2008 (Figura 4a). A precipitação foi mais intensa nos períodos que precederam (soma dos 15 dias precedentes e dia da coleta) as duas primeiras coletas nos três subsistemas (Figura 4b-d).

As variáveis abióticas, clorofila- α e densidade do bacterioplâncton foram significativamente diferentes ($p < 0,05$; Tabela I) nos períodos de maior e menor precipitação. Na estação chuvosa (EC), coletas de novembro de 2007 e fevereiro de 2008, as temperaturas foram maiores e as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) menores. O pH, condutividade e alcalinidade não apresentaram variação significativa entre os períodos. Os valores de Secchi e turbidez indicaram maior transparência da água na estação seca (ES), coletas de junho e setembro de 2008, juntamente com menores valores de clorofila- α , nitrogênio total (N-Total), nitrogênio amoniacal (N-NH₄), fósforo total (P-Total) e fosfato (P-PO₄). A S298 (emissão de fluorescência em 298nm) foi maior para as amostras da estação seca, indicando predomínio de COD autóctone nessas amostras. As demais variáveis espectroscópicas e o COD não variaram significativamente.

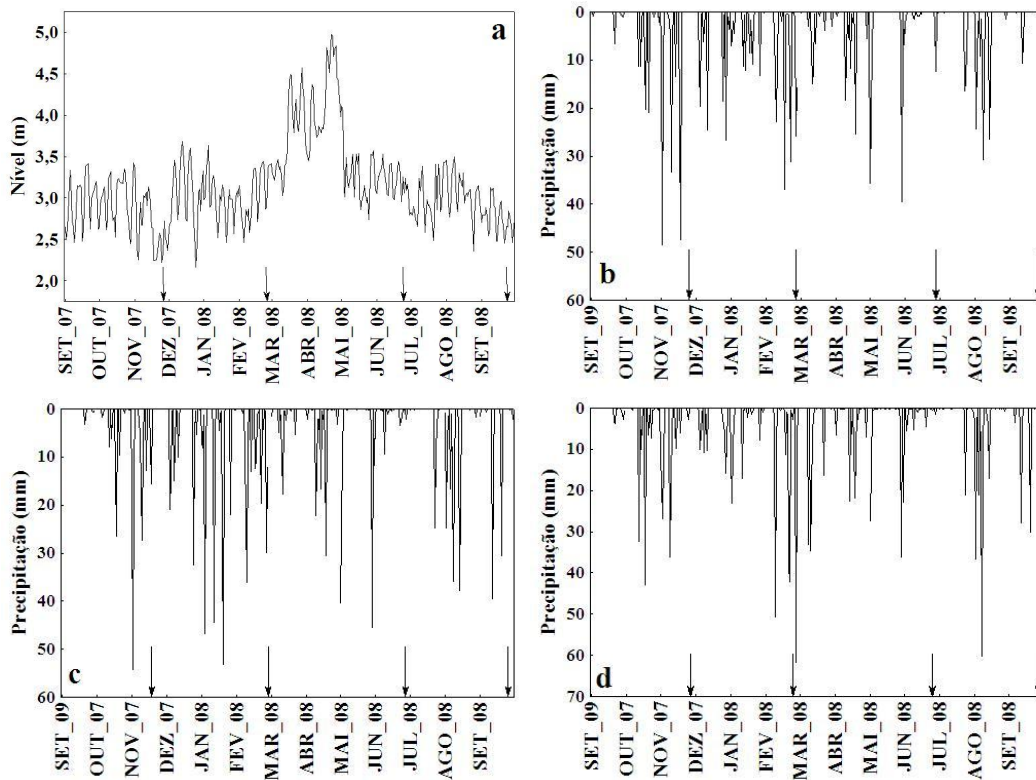


Figura 4 – Nível hidrométrico do rio Paraná (a) e precipitação pluviométrica nas estações meteorológicas dos três subsistemas, Paraná (b), Baia (c) e Ivinheima (d). As setas indicam as datas das coletas.

Na ordena o das variáveis abióticas realizada pela PCA os três primeiros eixos explicaram 63% da variância total dos dados. O primeiro eixo (30%) apresentou correla o positiva significativa com transparência (Secchi) e S298 e correla o negativa com temperatura, turbidez, N-Total, P-Total e P-PO₄. O eixo dois (17%) apresentou correla o significativa positiva com a razão E3/E4 e negativa com a condutividade. As variáveis FR e S450 apresentaram correla o positiva e negativa, respectivamente, com o eixo tr s (16%). Os escores das variáveis foram segregados pelo primeiro eixo de acordo com os períodos de chuva ou de seca (Figura 5a), sendo o primeiro caracterizado por maiores temperaturas e maiores valores de turbidez, N-Total, P-Total e P-PO₄. As amostras coletadas em período de menor precipita o apresentaram maior transparência e maiores valores de S298. O eixo dois também distingue as amostras entre os períodos de chuva e seca, com maiores valores de condutividade no primeiro e maior razão E3/E4 no segundo (Figura 5b). Já o terceiro eixo aponta para maiores valores de FR nas amostras do subsistema Paraná e menores valores de S450 nas do subsistema Ivinheima (Figura 5b).

Tabela I – Média, desvio padrão (entre parênteses) e diferença (teste t) entre as variáveis limnológicas dos ambientes estudados nos períodos de seca e chuva.

	Estação chuvosa (Nov/Fev)	Estação seca (Jun/Set)	t	p
Temperatura (°C)	28,13 (0,90)	19,58 (1,66)	15,67	0,00
OD (mg.L ⁻¹)	4,87 (1,67)	7,38 (0,94)	-4,55	0,00
pH	6,56 (0,51)	6,50 (0,52)	0,29	0,77
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	45,60 (12,23)	36,86 (14,15)	1,62	0,12
Alcalinidade (mEq.L ⁻¹)	273,10 (114,44)	269,78 (120,95)	0,07	0,95
Secchi (m)	0,38 (0,18)	0,65 (0,32)	-2,63	0,02
Turbidez (NTU)	63,12 (53,66)	25,75 (17,39)	2,29	0,03
Clorofila-α (µg.L ⁻¹)	18,04 (17,72)	6,01 (5,18)	2,26	0,03
N-Total (µg.L ⁻¹)	1564,25 (1274,58)	676,81 (392,27)	2,31	0,03
N-NH ₄ (µg.L ⁻¹)	26,37 (20,20)	9,26 (6,94)	2,77	0,01
P-Total (µg.L ⁻¹)	114,18 (72,65)	58,85 (34,45)	2,38	0,03
P-PO ₄ (µg.L ⁻¹)	30,73 (25,09)	9,06 (4,58)	2,94	0,01
COD (mg.L ⁻¹)	7,15 (3,61)	10,59 (8,92)	-1,24	0,23
E3/E4	3,09 (0,79)	3,12 (0,75)	-0,08	0,94
FR	1,82 (0,29)	1,65 (0,14)	1,87	0,07
S298 (ua)	13,46 (4,82)	38,02 (10,12)	-7,59	0,00
S450 (ua)	49,54 (32,24)	93,13 (83,31)	-1,69	0,11
Densidade (10 ⁹ cel.L ⁻¹)	5,62 (1,96)	12,05 (5,37)	-3,90	0,00
Biomassa (mgC.L ⁻¹)	0,47 (0,16)	0,78 (0,39)	-2,53	0,02
Nível (m)	2,84 (0,39)	2,90 (0,28)	-0,42	0,68
Precipitação (mm)	72,60 (41,54)	31,80 (34,27)	2,62	0,02

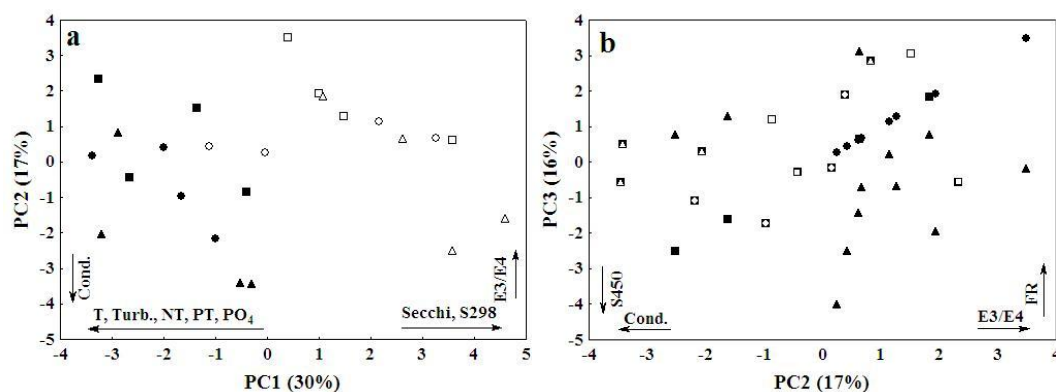


Figura 5 – Distribuição dos escores nos eixos principais um e dois (a) e dois e três (b), evidenciando separação entre período chuvoso (EC: ● / ■ / ▲ , Novembro/2007 e Fevereiro/2008) e seco (ES: ○ / □ / △ , Junho e Setembro/2008) e entre os subsistemas Ivinheima (IVI: ● / ○), Baía (BAI: ■ / □) e Paraná (PAR: ▲ / △). As variáveis correlacionadas com os eixos estão indicadas sobre as setas, que indicam o sentido do coeficiente angular da correlação.

A correlação entre o biovolume celular do bacterioplâncton e o eixo um da PCA foi significativa (Figura 6a), indicando que as variáveis correlacionadas com o eixo um podem explicar 23% ($r^2 = 0,227$) da variabilidade dos dados de biovolume. Sendo a correlação do biovolume com o eixo um da PCA negativa, as variáveis temperatura, NT, P-Total e P-PO₄ são positivamente correlacionadas com o biovolume. A transparência e a S298, que apresentaram correlação positiva com o eixo 1, são então negativamente correlacionadas com o biovolume do bacterioplâncton.

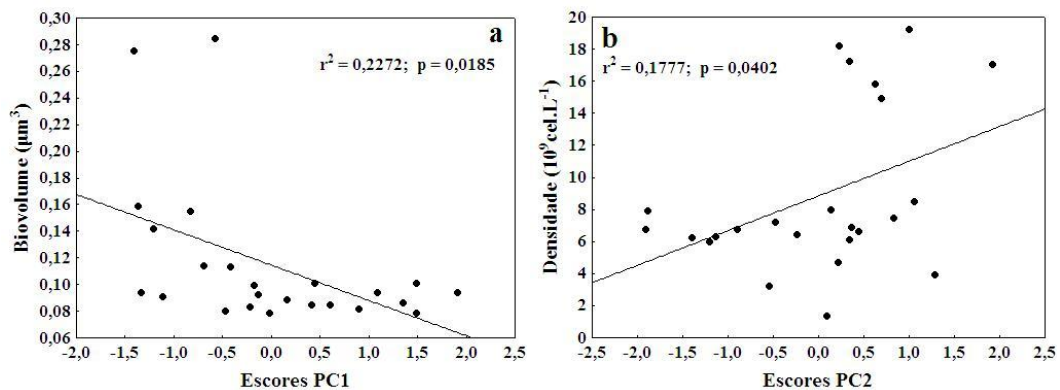


Figura 6 – Correlação entre os escores do eixo um e os valores (média dos nove valores) de biovolume celular (a) e entre os escores do eixo dois e a densidade bacteriana (b).

A densidade do bacterioplâncton apresentou correlação significativa com o eixo dois da PCA (Figura 6b), indicando que a razão E3/E4 e a condutividade explicam 18% ($r^2=0,177$) da variabilidade dos dados de densidade.

DISCUSSÃO

Os valores de densidade encontrados podem ser considerados altos. Carvalho *et al.* (2003) encontraram valores de densidade de até $5,8 \cdot 10^9 \text{ cel.L}^{-1}$ num estudo que abrangeu 20 lagoas da mesma planície de inundação. Em outras planícies alagáveis, Rejas *et al.* (2005) registraram densidades entre 2 e $10 \cdot 10^9 \text{ cel.L}^{-1}$ (lago do rio Ichilo, Cochabamba, Bolívia) e Farjalla *et al.* (2006b) observaram valores também na ordem de 10^9 cel.L^{-1} (lago Batata, Amazonas, Brasil).

Os valores de biomassa também podem ser considerados altos, apresentando uma média de $0,58 \pm 0,37 \text{mgC.L}^{-1}$. Araújo & Godinho (2008) encontraram no lago Jiqui (Rio Grande do Norte, Brasil) valores de biomassa de até $0,27 \text{mgC.L}^{-1}$ para densidades de no máximo $50 \cdot 10^9 \text{cel.L}^{-1}$. Estes autores utilizaram a fórmula proposta por Simon & Azam (1989) para o cálculo da biomassa, enquanto neste trabalho utilizou-se o fator de Thiel-Nielsen & Søndergaard (1998). Convertendo os valores de biomassa encontrados, a média fica um pouco mais próxima à do trabalho citado, $0,47 \pm 0,30 \text{mgC.L}^{-1}$. Farjalla *et al.* (2001), utilizando o fator de conversão proposto por Fry (1988), aproximadamente 3 vezes maior que o utilizado neste trabalho, encontraram valores entre 0,45 e $14,32 \text{mgC.L}^{-1}$ em lagoas costeiras (Rio de Janeiro, Brasil), enquanto que os valores deste estudo convertidos para este fator apresentam uma média de $1,69 \pm 1,09 \text{mgC.L}^{-1}$.

Com relação ao biovolume celular, Araújo & Godinho (2008) citam vários trabalhos realizados com amostras de águas continentais com valores entre 0,05 e $0,53 \mu\text{m}^3$, faixa dentro da qual se encontram os valores deste estudo.

Em termos de densidade, a forma coccus foi predominante em todas as coletas e ambientes, com exceção da lagoa das Garças na coleta de FEV_08. Araújo & Godinho (2008) encontraram predomínio de bastonetes em quase todas as suas amostras, sendo coccus a segunda forma dominante. Já Farjalla *et al.* (2001a), encontraram predomínio de bastonetes nas lagoas com maior salinidade, chegando a representar mais de 90% da densidade. Nas lagoas com menores concentrações salinas, a distribuição das formas foi mais homogênea, mas sempre com predomínio de bastonetes, seguidos pelos vibriões (Farjalla *et al.* 2001a). Nas lagoas amostradas neste estudo, os vibriões nunca representaram mais que 25% da abundância.

De acordo com Sigeo (2005), a forma e tamanho das células do bacterioplâncton podem ser relacionados com a disponibilidade de nutrientes do meio, pois a variação da razão superfície/volume (S/V) implica diretamente na capacidade de absorção. Neste sentido, o predomínio, em densidade, de células com o formato coccus pode indicar que não ocorre limitação por nutrientes nos ambientes estudados, já que esta é a forma com menor razão S/V. Por outro lado, o mesmo autor aponta a ocorrência de formas bacterianas inativas, de forma esférica e tamanho reduzido, quando as condições do meio são desfavoráveis. Essas formas podem ter sido contabilizadas como coccus pequenos, e, se representarem uma grande parte da densidade destes, provavelmente ocorre limitação do bacterioplâncton por nutrientes. A maior

densidade de bastonetes nas lagoas Garças e Guaraná na coleta de fevereiro de 2008 pode expressar também uma limitação de nutrientes, que favoreceria uma forma com maior razão S/V.

A distribuição mais homogênea das formas pode indicar uma maior diversidade nas lagoas Garças, Guaraná e Fechada na segunda coleta. No entanto, de forma geral não houve grande variação entre as proporções, indicando que diversidade do bacterioplâncton é similar nos ambientes estudados. Lemke *et al.* (2008) fizeram um levantamento preliminar da composição da comunidade bacteriana em três ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, entre eles as lagoas Garças e Patos. Esses autores encontraram diferenças na composição específica das lagoas, sendo que a lagoa das Garças apresentou maior riqueza de espécies.

Usualmente os trabalhos realizados na planície de inundação do alto rio Paraná têm relacionado as variações temporais dos dados com os pulsos hidrológicos (eg. Carvalho *et al.* 2003), no entanto, Rocha & Thomaz (2004) apontam que na ausência de uma cheia pronunciada, a precipitação pode passar a ser a principal função de força a atuar nas características limnológicas dos ambientes da planície.

Os maiores valores de N-Total, P-Total e P-PO₄ encontrados nas amostras de novembro de 2007 e fevereiro de 2008 podem indicar a entrada de nutrientes do solo carregados pelas águas da chuva, indicada também pelo aumento da turbidez. A maior transparência e S298 (PC1), e E3/E4 (PC2) encontradas no período seco indicam menor quantidade de material em suspensão e presença de COD predominantemente autóctone.

A influência positiva da temperatura e da concentração de nutrientes (NT, P-Total e P-PO₄) no biovolume celular do bacterioplâncton pode estar relacionada a um aumento da sua taxa metabólica. No entanto, estas condições de alta temperatura e alta concentração de nutrientes também aceleram o desenvolvimento do fitoplâncton. De acordo com Currie & Kalff (1984a), o bacterioplâncton é mais eficiente em assimilar nutrientes em baixas concentrações, e num meio mais rico em nutrientes ele pode ser suprimido pelo desenvolvimento fitoplanctônico. Dessa forma, uma competição com o fitoplâncton poderia estar fazendo com que houvesse um maior investimento em aumento de biomassa e não em multiplicação celular.

Apesar da falta de estudos que relacionem atributos do bacterioplâncton diretamente com características espectroscópicas do carbono orgânico, alguns trabalhos discutem sua relação com o grau de humificação dos ambientes medido pela sua cor. Tranvik (1989) avaliou o COD com diferentes conteúdos de compostos húmicos em sua capacidade de suportar o crescimento bacteriano e concluiu que tanto os ambientes não húmicos quanto os húmicos têm COD igualmente disponível para o bacterioplâncton. Dessa forma, a maior concentração de COD nos ambientes húmicos implicaria em uma maior capacidade de suporte, mesmo havendo limitação do COD de produção primária pela menor transparência da água. Trabalhos mais recentes divergem com relação à utilização de carbono alóctone ou autóctone pelo bacterioplâncton. Carrilo *et al.* (2002) observaram um aumento na produção bacteriana em consequência de uma maior liberação de exudatos algais, provocada por um aumento na radiação UV, indicando a importância do carbono algal para o crescimento bacteriano. Já Daniel *et al.* (2005) demonstraram, com experimento de um ano e meio de duração, que em ausência de carbono algal recente, o elo microbiano continua transferindo energia para o metazooplâncton. Na planície de inundação do alto rio Paraná, Carvalho *et al.* (2003) fizeram um levantamento de densidade e biomassa em 20 ambientes e não encontraram relação entre a clorofila-*a* e o bacterioplâncton, concluindo que essa comunidade tem como base o carbono alóctone. Considerando a relação positiva da densidade do bacterioplâncton com o índice E3/E4, mas não com a produção fitoplanctônica (representada por clorofila e fosfato), é provável que o carbono mais lábil sendo utilizado pelo bacterioplâncton seja oriundo da decomposição de macrófitas aquáticas.

CONCLUSÃO

A caracterização da comunidade bacteriana em termos de biomassa, densidade e biovolume mostrou que os ambientes da planície de inundação apresentam características semelhantes às de outros ambientes de água doce. Os atributos da comunidade bacteriana sofreram variação temporal, com maiores valores de densidade e biomassa no período seco. As variáveis limnológicas e características espectroscópicas do COD que apresentaram alguma relação com o bacterioplâncton foram temperatura, NT, P-Total, P-PO₄, transparência, condutividade, S298, S450, FR e E3/E4. A análise dessas relações indicou que a) na fase seca o bacterioplâncton pode ser competitivamente superior ao fitoplâncton; b) na fase seca o carbono utilizado pelo bacterioplâncton é mais lábil, porém, é provavelmente oriundo da

decomposição de macrófitas aquáticas e não do fitoplâncton; c) no geral, a presença de carbono mais lábil se refletiu numa maior densidade e biomassa do bacterioplâncton.

REFERÊNCIAS

AMADO, M.A.; FARJALLA, V.F.; ESTEVES, F.A.; BOZELLI, L.R.; ROLAND, F. & ENRICH-PRAST, A. Complementary pathways of dissolved organic carbon removal pathways in clear-water Amazonian ecosystems: photochemical degradation and bacterial uptake. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 56, n. 1, p. 8-17, 2006.

AMON, R.M.R. & BENNER, R. Photochemical and microbial consumption of dissolved organic carbon and dissolved oxygen in the Amazon River system. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 60, n. 10, p. 1783-1792, 1996.

ARAÚJO, M.F.F. & GODINHO, M.J. Seasonal and spatial distribution of bacterioplankton in a fluvial-lagunar system of a tropical region: density, biomass, cellular volume and morphologic variation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 1, p. 203-212, 2008.

ARTINGER, R.; BUCKAUA, G.; GEYERB, S.; FRITZ, P.; WOLFC, M. & KIM, J.I. Characterization of groundwater humic substances: influence of sedimentary organic carbon. **Applied Geochemistry**, v. 15, p. 97-116, 2000.

AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIEL, J.G.; GRAY, J.S.; MEYER-RELL, L.A.; THINGSTAD, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. **Marine Ecology - Progress. Series**, v. 19, n. 3, p. 257-263, 1983.

BAINES, S.B. & PACE, M.L. The production of dissolved organic matter by phytoplankton and its importance to bacteria: Patterns across marine and freshwater systems. **Limnology and Oceanography**, v. 36, n. 6, p. 1078-1090, 1990.

BIANCHINI JR., I. & CUNHA-SANTINO, M.B. As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 1, p. 20-29, 2008.

CARLSON, C.A. & DUCKLOW, H.W. Growth of bacterioplankton and consumption of dissolved organic carbon in the Sargasso Sea. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 10, p. 69-85, 1996.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Edgar Blucher/SBL/FAPESP, 1994.

CARRILO, P.; MEDINA-SÁNCHEZ, J.M. & VILLAR-ARGAIZ, M. The interaction of phytoplankton and bacteria in a high mountain lake: Importance of the spectral composition of solar radiation. **Limnology and Oceanography**, v. 47, n. 5, p. 1294–1306, 2002.

CARVALHO, P.; THOMAZ, S.M.; BINI, L. M. Effects of water level, abiotic and biotic factors on bacterioplâncton abundance in lagoons of a tropical floodplain (Paraná River, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 510, p. 67-74, 2003.

CHEN, J.; LEBOEUF, E.J.; DAI S. & GU, B. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. **Chemosphere**, v. 48, p. 59-68, 2002.

COLE, J.J.; FINDLAY, S. & PACE, M.L. Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: a cross-system overview. **Marine Ecology - Progress. Series**, v. 43, p. 1-10, 1988.

COTNER, J.B. & BIDDANDA, B.A. Small players, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. **Ecosystems**, v. 5, n. 2, p. 105-121, 2002.

CURRIE, D.J. & KALFF, J. A comparison of the abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus. **Limnology and Oceanography**, v. 29, n. 2, p. 298-310, 1984a.

CURRIE, D.J. & KALFF, J. The relative importance of bacterioplankton and phytoplankton in phosphorus uptake in freshwater. **Limnology and Oceanography**, v. 29, n. 2, p. 311-321, 1984b.

DANIEL, C.; GUTSEIT, K.; ANESIO, A.M. & GRANÉLI, W. Microbial food webs in the dark: independence of lake plankton from recent algal production. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 38, n. 2, p. 113–123, 2005.

FARIA, B. M. & ESTEVES, F. A. Dissolved organic carbon in two Brazilian coastal lagoons: sources and utilization for heterotrophic bacteria. In: FARIA, B. M.; FARJALLA, V. F.; ESTEVES, F.A. (Ed). **Aquatic Microbial Ecology in Brazil**. Series Oecologia Brasiliensis, vol. IX. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, 2001. p. 57-64.

FARJALLA, V.F.; FARIA, B.M.; ESTEVES, F.A. & BOZELLI, R.L. Bacterial density and biomass, and relations with abiotic factors, in 14 coastal lagoons of Rio de Janeiro state. In: FARIA, B.M.; FARJALLA, V.F.; ESTEVES, F. de A. (Ed). **Aquatic Microbial Ecology in Brazil**. Series Oecologia Brasiliensis, vol. IX. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, 2001a. p. 57-64.

FARJALLA, V.F.; ANESIO, A.M.; BERTILSSON, S. & GRANÉLI, W. Photochemical reactivity of aquatic macrophytes leachates: abiotic transformations and bacterial response. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 24, p. 187-195, 2001b.

FARJALLA, V.F.; AZEVEDO, D.A.; ESTEVES, F.A.; BOZELLI, R.L.; ROLAND F. & ENRICH-PRAST, A. Influence of hydrological pulse on bacterial growth and DOC uptake in a clear-water Amazonian lake. **Microbial Ecology**, v. 52, n. 2, p. 334-344, 2006a.

FARJALLA, V.F.; ENRICH-PRAST, A.; ESTEVES, F. A. & CIMBLEIRIS, A.C.P. Bacterial growth and DOC consumption in a tropical coastal lagoon. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2a, p. 383–392, 2006b.

FERRARI, G. & MINGAZZINI, M. Synchronous fluorescence spectra of dissolved organic matter of algal origin in marine coastal waters. **Marine. Ecology - Progress. Series**, v. 125, p. 305–315, 1995.

GASOL, J.M. & DUARTE, C.M. Comparative analyses in aquatic microbial ecology: how far do they go? **FEMS Microbiology Ecology**, v. 31, n. 2, p. 99-106, 2000.

LEE, S. & FUHRMAN, J.A. Relationships between biovolume and biomass of naturally-derived marine bacterioplankton. **Applied Environmental Microbiology**, v. 52, p. 1298-1303, 1987.

LEMKE, M.J., LIENAU, E.K., ROTHE, J., PAGIORO, T.A., ROSENFELD, J. & DESALLE, R. Description of freshwater bacterial assemblages from the Upper Paraná River Floodpulse System, Brazil. **Microbial Ecology**, v. 57, n. 1, p. 94-103, 2008.

LINDEMAN, R.L. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, v. 23, n. 1/2, p. 399–418, 1942.

LOVLEY, D.R.; COATES, J.D.; BLUNT-HARRIS, E.L.; PHILLIPS, J.P. & WOODWARD, J. C. Humic substances as electron acceptors for microbial respiration. **Nature**, v.382, p. 445-448,1996.

MCKNIGHT, D.M.; BOYER, E.W.; WESTERHOFF, P.K.; DORAN, P.T.; KULBE, T. & ANDERSEN, D.T. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. **Limnology and Oceanography**, v. 46, n. 1, p. 38-48, 2001.

MORRIS, D.P. & LEWIS JR., W.M. Nutrient limitation of bacterioplankton growth in Lake Dillon, Colorado. **Limnology and Oceanography**, v. 37, n. 6, p. 1179-1192, 1992.

PATEL-SORRENTINO, N.; MOUNIER, S.; LUCAS, Y. & BENAÏM, J.Y. Effects of UV-visible irradiation on natural organic matter from the Amazon basin. **Science of the Total Environment**, v. 321, n. 1-3, p. 231-239, 2004.

PEURAVUORI, J.; KOIVIKKO, R. & PIHLAJA, K. Characterization, differentiation and classification of aquatic humic matter separated with different sorbents: synchronous scanning fluorescence spectroscopy. **Water Research**, v. 36, n. 18, p. 4552- 4562, 2002.

POMEROY, L.R. The ocean's food web, a changing paradigm. **BioScience**, v. 24, n. 9, p. 499-504, 1974.

PORTER, K.G. & FEIG, Y.S. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. **Limnology and Oceanography**, v. 25, n. 5, p. 943-948, 1980.

REJAS, D.; MUYLAERT, K. & DE-MEESTER, L. Phytoplankton–bacterioplankton interactions in a neotropical floodplain lake (Laguna Bufeos, Bolivia). **Hydrobiologia**, v. 543, n. 1, p. 91–99, 2005.

ROBERTO, M.C.; SANTANA, N.F. & THOMAZ, S. M. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 717-725, 2009.

ROCHA, R.R.A. & THOMAZ, S.M. Variação Temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 26, n. 3, p. 261-271, 2004.

ROLAND, F. & VIDAL, L.O. Heterotrophic bacterial respiration: a relevant measurement for the understanding of plankton metabolism. pp. 97-116. In: FARIA, B.M.; FARJALLA, V.F. & ESTEVES, F. A. (Ed). **Aquatic Microbial Ecology in Brazil**. Series Oecologia Brasiliensis, vol. IX. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, 2001. p. 97-116.

SHERR, B.F.; SHERR, E.B. & MCDANIEL, J. 1992. Effect of protistan grazing on the frequency of dividing cells (FDC) in bacterioplankton assemblages. **Applied Environmental Microbiology**, v. 58, p. 2381-2385.

SIGEE, D.C. **Freshwater microbiology: biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the freshwater environment**. England: John Wiley e Sons Ltd, 2005.

SIMON, M. & AZAM, F. Protein content and protein synthesis rates of planktonic marine bacteria. **Marine Ecology Progress Series**, v. 51, p. 201-213, 1989.

SOUZA FILHO, E.E. *et al.* 2001. Descrição dos locais de amostragem. In: Universidade Estadual De Maringá. Nupélia/Peld. A planície de inundação do rio Paraná: Site 6 PELD/CNPq – Relatório Anual 2000. Maringá, 2001. Disponível Em: <http://www.peld.uem.br/relat2000/2_2_Compbioticodeslocamost.pdf>. (Acesso em maio de 2009).

STEINBERG, C.E.W.; KAMARA, S.; PROKHOTSKAYA, V.Y.; MANUSADZIANAS, L.; KARASYOVA, T.A.; TIMOFEYEV, M.A.; ZHANG, J.; PAUL, A.; MEINELT, T.; FARJALLA, V.F.; MATSUO, A.Y.; BURNINSON, B.K. & MENZEL, R. Dissolved humic substances – ecological driving forces from the individual to the ecosystem level? **Freshwater Biology**, v. 51, n. 7, p. 1189-1210, 2006.

SUN, J. & LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 25, n. 11, p 1331-1346, 2003.

THIEL-NIELSEN, J. & SØNDERGAARD, M. Bacterial carbon biomass calculated from biovolumes. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 141, n. 2, p. 195-207, 1998.

THOMAS, J. D. The role of dissolved organic matter, particularly free amino acids and humic substances, in freshwater ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 38, n. 1, p. 1-36, 1997.

THOMAZ, S.M.; PAGIORO, T.A.; BINI, L.M.; ROBERTO, M.C. & ROCHA, R.R.A. Limnology of the upper Paraná floodplain habitats: patterns of spatio-temporal variations and influence of the water levels. In: AGOSTINHO, A.A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M. & MIRANDA, L.E. (Ed). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain**. Brasil: Eduem, 2004. p. 37-42.

TOOLAN, T.; WEHR, J.D. & FINDLAY, S. Inorganic phosphorus stimulation of bacterioplankton production in a meso-eutrophic lake. **Applied Environmental Microbiology**, v. 57, n. 7, p. 2074-2078, 1991.

TORTORA, G.J.; FUNKE, B.R. & CASE, L.C. **Microbiologia**. 6^a Ed. Brasil: Artmed, 2000.

TRANVIK, L.J. **Bacterioplankton in humic lakes: a link between allochthonous organic matter and pelagic food webs**. Tese de Doutorado. Universidade de Lund, Suécia, 1989.

WESTERHOFF, P. & ANNING, D. Concentration and characteristics of organic carbon in surface water in Arizona: influence of urbanization. **Journal of Hydrology**, v. 236, n. 3, p. 202-222, 2000.