

CARACTERIZAÇÃO DA ATIVIDADE BACTERIANA E CLASSIFICAÇÃO TRÓFICA DO SEDIMENTO SUPERFICIAL DO RESERVATÓRIO DE FUNIL

Luciana Pereira Torres Chequer^{1*}, Elisabete Fernandes Albuquerque Palermo² & Mirian Araújo Carlos Crapez¹

¹Universidade Federal Fluminense (UFF), Instituto de Biologia, Departamento de Biologia, Programa de Pós Graduação em Biologia Marinha, Laboratório de Microbiologia Marinha. Rua Outeiro São João Batista s/n.º, Niterói, RJ. CEP 24001-970.

²Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO), Instituto de Biociências. Av. Paster, 458, sala 303, Urca, RJ. CEP 22290-240.

E-mails: luchequer@terra.com.br, elisa@biof.ufrj.br, mirian.crapez@gmail.com

RESUMO

O reservatório de Funil funciona como receptor do material particulado originado do curso superior do Rio Paraíba do Sul. O material particulado, ao atingir o reservatório, tende a sedimentar. O material particulado sedimentado, rico em nutrientes e material orgânico, abriga uma grande variedade de organismos incluindo as bactérias. Devido à escassez de estudos relacionados à comunidade bacteriana bentônica dos reservatórios o objetivo deste trabalho foi caracterizar os processos bacterianos atuantes através do número de bactérias (autótrofas e heterótrofas), atividades enzimáticas e metabólicas, bem como caracterizar o estado trófico do sedimento superficial do reservatório de Funil a partir da composição biopolimérica (lipídios, proteínas e carboidratos). Foram coletadas amostras de sedimentos superficiais na entrada do reservatório (A), no corpo central (B) e próximo à barragem (C) do reservatório de Funil, no período de baixa pluviosidade (outubro, 2009). Os parâmetros físico-químicos foram obtidos *in situ*. A análise granulométrica dos sedimentos mostrou a predominância da fração silte-argilosa. Elevados números de bactérias autótrofas foram encontrados no corpo central ($1,77 \times 10^6$ células.cm⁻³) e próximo à barragem do reservatório de Funil ($1,29 \times 10^6$ células.cm⁻³). Somente na entrada do reservatório o número de bactérias heterótrofas foi maior que o número de bactérias autótrofas. O número mais provável da atividade respiratória bacteriana (NMP_ARB) mostrou a predominância das bactérias com metabolismo anaeróbico (fermentativas e sulfato-redutoras). A atividade das enzimas esterases (EST) variou entre 1,18–4,79 μg fluoresceína.g⁻¹.h⁻¹, a qual foi maior na entrada do reservatório. Entretanto, a atividade do sistema transportador de elétrons foi maior na estação próxima a barragem do reservatório (0,004 μg O₂.h⁻¹.g⁻¹). Os sedimentos superficiais foram classificados como um ambiente meso-oligotrófico baseado nas concentrações de biopolímeros (proteínas e carboidratos). As análises microbiológicas mostraram a necessidade da hidrólise da matéria orgânica que atinge o fundo do reservatório, transformando-a em monômeros e oligômeros para posteriormente serem metabolizadas pelas bactérias.

Palavras-chave: Atividade metabólica bacteriana; biopolímeros; estado trófico; reservatório de Funil.

ABSTRACT

CHARACTERIZATION OF BACTERIAL METABOLISM AND CLASSIFICATION OF THE TROPHIC STATE OF THE SUPERFICIAL SEDIMENT IN FUNIL RESERVOIR. The Funil reservoir works as receiver of the particulate matter brought from the upper reaches of the Rio Paraíba do Sul. When the particulate matter arrives in the reservoir, it tends to settle. The settled, particulate matter rich in nutrients and organic matter, act as a shelter for a variety of organisms including bacteria. Therefore, the aims of this work were the characterization of the acting bacterial process through the number of bacteria (autotrophic and heterotrophic), the metabolic and enzymatic activities, and the characterization of the trophic state of the superficial sediments of the Funil reservoir through the biopolymeric composition (lipids, proteins and carbohydrates). Samples of superficial sediments were collected at the entrance of the reservoir (A), at the

central body (B) and near the dam of the reservoir (C), in the period of low rainfall. The physical and chemical parameters were obtained *in situ*. The particle size analysis of the sediments showed the predominance of the silt-clay fraction. A high number of autotrophic bacteria were found in the central body (B) of the reservoir ($1.77 \times 10^6 \text{cells.cm}^{-3}$) and near the dam of the Funil reservoir ($1.29 \times 10^6 \text{cells.cm}^{-3}$). The number of heterotrophic bacteria was greater than the number of autotrophic bacteria only at the entrance of the reservoir. The most probable number of bacterial respiratory activity (MPN_BRA) showed the predominance of bacteria with anaerobic metabolism (fermentative and sulfate-reducing). The activity of esterase enzymes (EST) ranged from 1.18 to $4.79 \mu\text{g fluorescein.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$, and was higher at the entering of reservoir. However, the electron transport system activity (ETSA) was higher at the station near the reservoir's dam ($0.004 \mu\text{g O}_2.\text{h}^{-1}.\text{g}^{-1}$). Based on the concentrations of biopolymers (proteins and carbohydrates) the sediments were classified as meso-oligotrophic. The microbiological analysis showed that the transformation of the organic matter, that reaches the bottom of the reservoir, is necessarily preceded by hydrolysis; only then this matter will turn into monomers and oligomers which will be metabolized by bacteria.

Keywords: Metabolic bacterial activity; biopolymers; trophic classification; Funil reservoir.

RESUMEN

CARACTERIZACION DE LA ACTIVIDAD BACTERIANA Y CLASIFICACION DE ESTADO TROFICO DEL SEDIMENTO SUPERFICIAL EN EL RESERVORIO FUNIL. El reservorio de Funil, funciona como receptor del material particulado originado en el curso superior del Rio Paraiba do Sul. El material particulado, al alcanzar el reservorio, tiende a sedimentarse. El material particulado sedimentado, rico en nutrientes y material orgánico, alberga una gran variedad de organismos, incluidas las bacterias. Debido a la escasez de estudios relacionados con la comunidad bacteriana bentónica de los reservorios, los objetivos de este trabajo fueron caracterizar (i) los procesos bacterianos activos a través del número de bacterias (autótrofas y heterótrofas), (ii) las actividades enzimáticas y metabólicas y (iii) el estado trófico del sedimento superficial del reservorio de Funil a partir de la composición biopolimérica (lípidos, proteínas y carbohidratos). Se colectaron muestras de sedimentos superficiales a la entrada del reservorio (A), en el cuerpo central (B) y próximo a la represa (C) del reservorio de Funil, en el periodo de baja pluviosidad (Octubre, 2009). Los parámetros físico-químicos fueron obtenidos *in situ*. El análisis granulométrico de los sedimentos mostró la predominancia de la fracción limo-arcillosa. Se encontró un mayor número de bacterias autótrofas en el cuerpo central (B) del reservorio ($1,77 \times 10^6 \text{células.cm}^{-3}$) y próximo a la represa (C) del reservorio de Funil ($1,29 \times 10^6 \text{células.cm}^{-3}$). El número de bacterias heterótrofas fue mayor que el número de bacterias autótrofas sólo en la entrada del reservorio. El número más probable de actividad respiratoria bacteriana (NMP_ARB) mostró la predominancia de bacterias con metabolismo anaeróbico (fermentativas y sulfato-reductoras). La actividad de enzimas esterases (EST) varió entre 1,18-4,79 $\mu\text{g fluoresceína.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$, la cual fue mayor a la entrada del reservorio. Sin embargo, la actividad del sistema transportador de electrones fue mayor en la estación próxima a la represa del reservorio ($0,004 \mu\text{g O}_2.\text{h}^{-1}.\text{g}^{-1}$). Basados en las concentraciones de biopolímeros (proteínas y carbohidratos), los sedimentos superficiales fueron clasificados como meso-oligotróficos. Los análisis microbiológicos mostraron que la transformación de materia orgánica, que alcanza el fondo del reservorio, es necesariamente precedida por hidrólisis, solo entonces esta materia se transformará en monómeros y oligómeros que serán posteriormente metabolizados por bacterias.

Palabras clave: Actividad metabólica bacteriana; biopolímeros; estado trófico; reservorio de Funil.

INTRODUÇÃO

Os rios representam a principal via de transporte de material terrestre para zona costeira (Monbet 2004). A

cada ano, os rios chegam a transportar cerca de 0,4Gt de carbono orgânico e destes, cerca de 37 a 42% na forma particulada (Middelburg & Herman 2007). Os sedimentos e o material orgânico, transportados

como material particulado em suspensão atingem os reservatórios através dos rios. No reservatório, esse material particulado em suspensão sedimenta, pois estes são considerados ambientes lênticos (Esteves 1988, Leite 1998, Salas *et al.* 1999). O sedimento, rico em nutrientes e material orgânico, abriga uma grande variedade de organismos incluindo as bactérias.

A disponibilidade de fontes de carbono e energia são fatores que determinam os grupos bacterianos presentes em um ambiente. As bactérias podem ser classificadas de diversas formas de acordo com seu metabolismo, podendo utilizar substâncias orgânicas ou inorgânicas reduzidas, ou a própria luz, então classificadas em quimiorganotróficas, quimiolitotróficas ou fotoautotróficas, respectivamente. As bactérias que utilizam o CO₂ como fonte de carbono e energia são denominadas autótrofas e os que requerem energia a partir do carbono orgânico são as heterótrofas (Karl 2007, Crapez 2009).

Na coluna d'água, no material particulado e/ou pelotas fecais e no sedimento, o oxigênio, quando presente no ambiente, é o primeiro aceptor de elétrons usado pelas bactérias heterótrofas, pois essa via metabólica produz um maior rendimento energético. Com a depleção do oxigênio, as substâncias orgânicas passam a funcionar como doadoras eceptoras de elétrons, desenvolvendo o metabolismo fermentativo cujos produtos finais são utilizados pelas bactérias anaeróbias (Crapez 2009).

Os nutrientes são definidos como aqueles elementos que estão funcionalmente envolvidos nos processos de vida dos organismos. Nos ecossistemas aquáticos, os elementos que estão dissolvidos na coluna d'água e são considerados limitantes à produtividade primária são: nitrogênio (N) e fósforo (P). Estes são encontrados no ambiente sob as formas inorgânicas dissolvidas, como nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻), amônio (NH₄⁺) e ortofosfato (PO₄³⁻), respectivamente (Chester & Riley 1989). A produção da matéria orgânica é primariamente realizada pelos organismos fotoautotróficos, que utilizam os nutrientes no processo de fotossíntese, tendo como produto final do metabolismo a síntese de moléculas orgânicas, como os carboidratos, proteínas e lipídios (Madigan *et al.* 2003).

Os lipídios, proteínas e carboidratos, denominados biopolímeros, são os principais componentes da matéria orgânica. Nos ambientes aquáticos, os biopolímeros são os componentes orgânicos disponíveis para o metabolismo bacteriano (Jones 2001). Tais biopolímeros são degradados pela interação em consórcio de grupos fisiologicamente distintos de bactérias. Entretanto, para serem degradados, necessitam da atividade de enzimas extracelulares responsáveis pela hidrólise das ligações ésteres das macromoléculas, transformando-as em substâncias de baixo peso molecular, os monômeros e oligômeros, mais facilmente assimiláveis (Deming & Baross 1993). As bactérias são capazes de assimilar diretamente somente substâncias orgânicas menores ou iguais a 600Da (Fenchel *et al.* 1988, Weiss *et al.* 1991). Após a assimilação, essas substâncias são oxidadas com transformação em energia na forma de adenosina trifosfato (ATP), onde o oxigênio, quando presente no ambiente, pode ser usado como aceptor final de elétrons pela cadeia transportadora de elétrons (Relexans 1996).

A composição bioquímica da matéria orgânica sedimentar (lipídios, proteínas e carboidratos) não é somente uma abordagem válida para determinar a origem da matéria orgânica (Colombo *et al.* 1996), mas também é uma ferramenta útil na qualificação da matéria orgânica disponível como alimento para os consumidores (Fabiano & Danovaro 1994, Dell'Anno *et al.* 2000, Cividanes *et al.* 2002).

Mundialmente, existem diversos trabalhos que reportam a qualidade de água nos reservatórios (ex., Primo 2006, Ferrão-Filho *et al.* 2009, Molisani *et al.* 2010), com poucos trabalhos reportando a composição da fauna e/ou flora e caracterização dos sedimentos de reservatórios (ex., Cavenaghi *et al.* 2003, Padial 2008). Diante disso, este trabalho pretende contribuir cientificamente com informações relacionadas à atividade metabólica bacteriana e qualidade dos sedimentos superficiais do reservatório de Funil, tendo como principais objetivos quantificar o número de bactérias autótrofas e heterótrofas e caracterizar os processos bacterianos atuantes, determinando as atividades enzimáticas e metabólicas no período de baixa pluviosidade. Pretende-se também caracterizar o

estado trófico do sistema baseado na composição biopolimérica da matéria orgânica sedimentar

ÁREA DE ESTUDO

A bacia do Rio Paraíba do Sul, formado pela confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna, nasce na Serra da Bocaina, no Estado de São Paulo, fazendo um percurso total de 1.120km, até a foz em Atafona, no Norte Fluminense. A bacia do Rio Paraíba do Sul, estende-se pelo território de três estados: São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro e, é considerada, em superfície, uma das três maiores bacias hidrográficas secundárias do Brasil (INEA 2010). Está situada entre os paralelos 20° 26' e 23° 38' S e os meridianos de 41° e 46° 39 W, na Região Sudeste do Brasil (DNAEE 1983).

No Estado do Rio de Janeiro, o Rio Paraíba do Sul percorre 37 municípios, numa extensão de 500km, praticamente quase a metade do território do Estado. Sua importância estratégica para a população fluminense pode ser avaliada pelo fato de que o Rio Paraíba do Sul ser a única fonte de abastecimento de água para mais de 12 milhões de pessoas, incluindo 85% dos habitantes da Região Metropolitana, localizada fora da bacia, seja por meio de captação direta para as localidades ribeirinhas, seja por meio do Rio Guandu, por águas transferidas do Rio Paraíba do Sul para abastecimento de água. Nesta bacia, está localizado o sistema hidroenergético de Furnas Centrais Elétricas, representado pelo reservatório de Funil e da empresa Light, constituído por 5 reservatórios: Santa Cecília, Vigários, Santana, Tocos e Lajes (INEA 2010).

A qualidade ambiental dos reservatórios está intrinsecamente associada às condições de qualidade de água de seus rios contribuintes, bem como da ocupação e uso do solo, das atividades econômicas implantadas e das condições sanitárias do entorno e do tempo de residência de suas águas. Situado no município de Resende, na divisa dos Estados do Rio de Janeiro e São Paulo, o reservatório de Funil foi construído para regularização da vazão e geração de energia elétrica. Como a bacia do reservatório está, em sua quase totalidade, situada no Estado de São Paulo, as atividades desenvolvidas a montante, e o tipo de ocupação e uso do solo no trecho paulista

da bacia do rio Paraíba do Sul, exercem extrema influência sobre a qualidade de água do reservatório (INEA 2010).

O reservatório de Funil foi construído em 1969 com a finalidade de servir de fonte de abastecimento para a cidade de Resende e produzir energia elétrica, mas também é responsável pela regularização do Rio Paraíba do Sul, atenuando o impacto de cheias e possibilitando a transposição de volume de água para o conjunto de reservatórios do Sistema Light, a principal fonte de abastecimento de água do município do Rio de Janeiro (Ferrão-Filho *et al.* 2009).

O reservatório de Funil serve como um decantador natural de sedimentos, retendo parte dos contaminantes oriundos do Vale do Paraíba do Sul no estado de São Paulo. Destaca-se ainda, como importante fator de impacto sobre o reservatório, a reduzida cobertura vegetal dos solos da sua bacia de drenagem. Os solos dessas áreas, cujas matas foram substituídas pelo plantio de café e, atualmente, por pastagens, estão sujeitos de modo significativo a processos erosivos (INEA 2010, Ferrão-Filho *et al.* 2009).

METODOLOGIA

Amostragem e Parâmetros de campo

A amostragem foi realizada no reservatório de Funil (Figura 1) em Outubro de 2009, sendo este período de menor pluviosidade e conseqüentemente baixa vazão dos rios contribuintes. As coletas de sedimento superficial (0-5cm) foram realizadas utilizando uma draga de *Eckman* em três estações distintas, sendo classificadas como: A (entrada do reservatório, divisa entre os estados de São Paulo e Rio de Janeiro), B (corpo central do reservatório) e C (barragem do reservatório). Os parâmetros físico-químicos do sedimento, como temperatura, pH e potencial de óxido-redução (Eh), foram determinados *in situ*.

As amostras foram acondicionadas em potes plásticos previamente descontaminados e mantidas sob refrigeração até o momento das análises microbiológicas e biogeoquímicas. As análises foram realizadas em triplicata e as análises microbiológicas foram realizadas no mesmo dia da coleta.

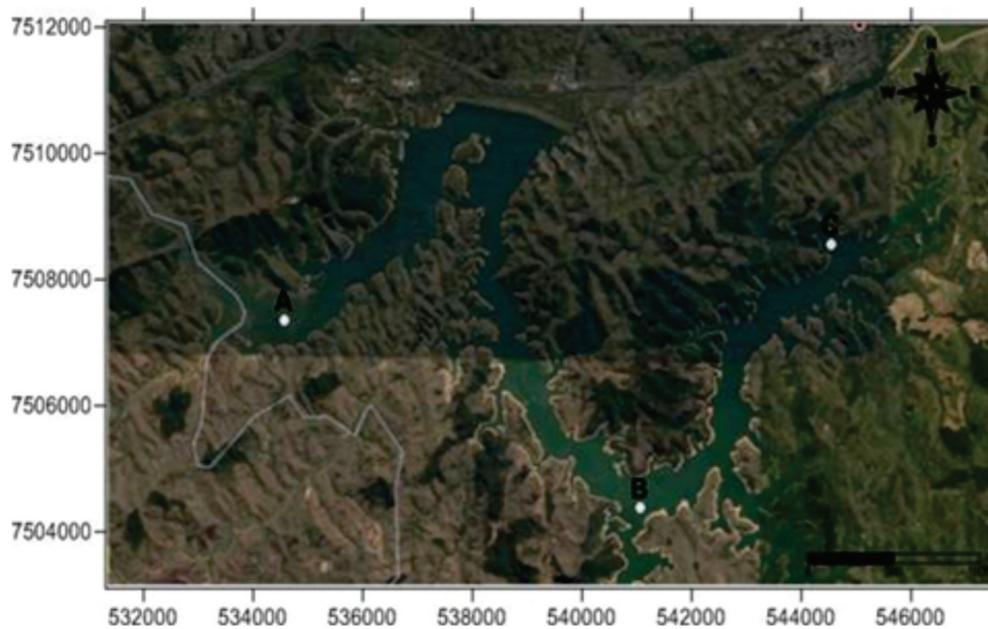


Figura 1. Estações de amostragem no reservatório de Funil. Estação A - entrada do reservatório; estação B - Corpo central do reservatório e estação C - Barragem do reservatório de Funil.

Figure 1. Sampling points in the Funil Reservoir: Station A – entrance of reservoir; Station B – the central body of the reservoir and Station C – reservoir's dam.

Parâmetros biogeoquímicos

Para a análise granulométrica, as amostras de sedimento foram secas em estufa à 60°C. Após esta fase, foram peneiradas e classificadas segundo a escala de Wentworth. A granulometria foi determinada seguindo o método de Suguio (1973).

As determinações do carbono orgânico total (COT) e enxofre foram realizadas na fração fina (< 75µm). Os resultados foram obtidos utilizando LECCO SC 144 após acidificação das amostras para remover o carbonato. As análises foram realizadas segundo ASTM (2008) e USEPA (2002).

Os biopolímeros quantificados foram os lipídios, proteínas e carboidratos. As proteínas foram quantificadas segundo o método proposto por Hartree (1972) e modificado por Rice (1982), para compensar a interferência do fenol; o padrão utilizado foi albumina bovina, fração V (Sigma) e foram lidas em espectrofotômetro óptico (Spectronic 20D) à 650nm. Os lipídios foram extraídos com clorofórmio e metanol e quantificados segundo Marsh & Wenstein (1966); o padrão utilizado foi a tripalmitina e lido à 375nm. Os carboidratos foram quantificados segundo Gerchacov & Hachter (1972), que usando o mesmo princípio de Dubois *et al.* (1956), modificaram o

método para as análises em sedimento. A reação foi lida em espectrofotômetro óptico (Spectronic 20D) no comprimento de onda de 600nm. Os biopolímeros foram extraídos em triplicata a partir de 1g de sedimento úmido.

Parâmetros Microbiológicos

A determinação do número de bactérias autótrofas e heterótrofas foi realizada segundo Kepner & Pratt (1994). Foi utilizado o diacetato de fluoresceína como cromóforo, em um filtrado de 2mL de amostra, em triplicata. A quantificação foi realizada por microscopia de epifluorescência (Axiops 50, Zeiss, Filtro triplo Texas Red-Isoiocianato de fluoresceína-DAPI) com aumento de 1000 vezes. Para quantificação das bactérias autótrofas, alíquotas das amostras de água e sedimento foram observadas sem tratamento, enquanto para as heterótrofas, as amostras foram previamente tratadas com diacetato de fluoresceína e incubadas em mesa agitadora por 75 minutos.

A atividade respiratória bacteriana foi realizada segundo Alef & Nannipieri (1995). O método utilizado foi o Número Mais Provável (NMP), que avalia numericamente a população de bactérias,

sem contá-las individualmente (APHA 2001). As amostras de sedimento foram diluídas em solução salina (0,9%) e inoculadas, com repetições e em meios apropriados, onde a presença ou ausência de bactérias fosse facilmente detectável. Uma vez constatada a presença ou ausência de bactérias nas diversas diluições e repetições, determinamos o número mais provável de bactérias aeróbias, fermentativas e sulfato-redutoras nas amostras de sedimento, através do emprego de tabelas apropriadas.

A atividade respiratória bacteriana de aerobiose e de fermentação foi realizada utilizando meio de cultura contendo 2g/L de bactopectona; 15g/L de Agar; em água do mar a 75%; e 0,5mL de azul de metileno (solução saturada 1g/25mL água). A aerobiose é confirmada pela mudança de coloração (azul para parda) no topo do meio de cultura sólido, indicando crescimento bacteriano. Na fermentação, o meio se torna esverdeado. Para a sulfato-redução, foi utilizado o meio de cultura contendo 4g/L de lactato de sódio; 0,1g/L de ácido ascórbico; 0,2g/L de sulfato de magnésio; 0,01g/L de fosfato dipotássico; 0,2g/L de sulfato ferroso amoniacal; 10g/L de cloreto de sódio; 0,001g/L de resazurina sódica; 0,4906g/L de cisteína para 1L água deionizada. A sulfato-redução é confirmada pela precipitação de sulfetos nos meios de cultura (Alef & Nannipieri 1995). Após a inoculação, os meios de cultura foram incubados em estufa por 72 horas em temperatura média de 37°C.

A quantificação da atividade das enzimas esterases (EST) foi realizada utilizando 1g de sedimento seguindo a metodologia proposta por Stubberfield & Shaw (1990). O método é baseado na estimativa da fluoresceína produzida na amostra tratada com solução de diacetato de fluoresceína e incubada 24°C por 75 minutos em mesa agitadora. A relação entre a concentração de fluoresceína e a densidade óptica é sempre linear, os resultados são expressos em µg de fluoresceína por mililitro ou grama de peso úmido e por hora. Os resultados foram obtidos utilizando espectrofotômetro óptico (Spectronic 20D) no comprimento de onda de 490nm.

A determinação da atividade do sistema transportador de elétrons (ASTE) foi realizada em

espectrofotômetro óptico (Spectronic 20D) à 475nm de acordo com Trevors (1984) e Hourri-Davignon & Relexans (1989). O método é baseado na mudança de coloração do INT (2-[(iodofenil)- 3-(p-nitrofenil)-5-fenil tetrazolium]), que funciona como acceptor artificial de elétrons. O produto da reação é o INTF (cloreto de iodonitrotetrazolium formazan). Para quantificar atividade do sistema transportador de elétrons, foi utilizado 1g de sedimento.

A partir dos resultados obtidos, realizamos as análises estatísticas através do programa STATISTICA7.1. Foi utilizado o teste Shapiro-Wilk para analisar normalidade dos dados e para homogeneidade das Variâncias foi utilizado o teste de Bartlett. Entretanto, os dados não atenderam as premissas de normalidade e homogeneidade das variâncias. Com isso, utilizamos o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis com a finalidade de verificar se haviam diferenças significativas entre as estações de amostragens. O nível de significância utilizado foi de 95% ($p \leq 0,05$).

RESULTADOS

Os parâmetros físico-químicos dos sedimentos superficiais são apresentados na Tabela 1. A temperatura variou entre 22,5-25,5°C, sendo a maior temperatura encontrada no corpo central do reservatório. O pH variou entre neutro-ácido, sendo mais ácido na estação C, localizada próximo à barragem do reservatório. O potencial de oxido-redução (Eh) foi redutor em todas as estações de amostragem.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos do sedimento superficial.

Table 1. Physico-chemical parameters in the superficial sediment

Parâmetros	A	B	C
Temperatura (°C)	22,5	25,5	23,0
pH	7,10	7,29	6,90
Eh (mV)	-160,0	-120,0	-116,0

A análise granulométrica foi agrupada em quatro classes para facilitar a análise comparativa, sendo elas: areia grossa ($>1000\mu\text{m}$), areia fina ($1000-212\mu\text{m}$), areia muito fina ($212-75\mu\text{m}$) e silte + argila ($<75\mu\text{m}$), conforme demonstrado

na Tabela 2. Baseado nos resultados obtidos observamos a predominância da fração silte-argilosa na estação A, areia grossa na estação B e maiores concentrações das frações areia fina e silte-argilosa na estação C.

Tabela 2. Valores das frações granulométricas do sedimento superficial do reservatório de Funil. Os valores estão expressos em porcentagem (%)

Table 2. Grain size (%) in superficial sediments of the Funil reservoir

Fração Granulométrica	A	B	C
Areia Muito Grossa ($> 1000\mu\text{m}$)	14,88	3,45	7,81
Areia Grossa ($212 - 1000\mu\text{m}$)	10,64	58,62	19,27
Areia Fina ($75 - 212\mu\text{m}$)	32,75	16,38	36,46
Silte + Argila ($< 75\mu\text{m}$)	41,73	21,55	36,46

O carbono orgânico total (COT) variou entre 1,20–1,82%, sendo a maior porcentagem encontrada na entrada do reservatório, estação A. Entretanto, o enxofre apresentou-se maior na estação C, com valor de 0,10%. Dentre os biopolímeros quantificados, os lipídios apresentaram maiores concentrações nos sedimentos superficiais, com concentrações variando entre 15,06–92,16 $\mu\text{g.g}^{-1}$. As proteínas apresentaram concentrações variando entre 4,4–6,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$ e os carboidratos, entre 5,27–10,43 $\mu\text{g.g}^{-1}$. As maiores concentrações dos lipídios, proteínas e carboidratos foram observadas na entrada do reservatório, estação A (Figura 2).

O número de bactérias autótrofas foi maior do que as heterótrofas nas estações B e C, corpo central e próximo à barragem do reservatório, respectivamente. Somente na entrada do reservatório (estação A), o número de bactérias heterótrofas foi maior que das autótrofas. O maior número de bactérias foi observado no corpo central do reservatório (estação B), com valores de $1,77 \times 10^6$ e $8,23 \times 10^5$ células. cm^{-3} de bactérias autótrofas e heterótrofas, respectivamente (Figura 2).

O número mais provável (NMP) de bactérias fermentativas variou entre $2,3 \times 10^4$ – $3,2 \times 10^4$ células. cm^{-3} , tendo a estação A apresentado os maiores números. O NMP de bactérias aeróbias variou entre $1,1 \times 10^3$ – $6,6 \times 10^3$ células. cm^{-3} , sendo o maior número observado na estação C. O NMP de bactérias com metabolismo sulfato-redutor apresentou o menor número de células, variando entre $2,3 \times 10^1$ – $2,3 \times 10^2$ células. cm^{-3} . O maior número de bactérias sulfato-redutoras foi observado na estação B (Figura 2). Baseado nos resultados de NMP da atividade respiratória bacteriana, foi possível notar que o número de bactérias com metabolismo anaeróbio (fermentativo e sulfato-redutor) foi maior ($3,2 \times 10^4$ células. cm^{-3}) do que o número de bactérias com metabolismo aeróbio ($6,6 \times 10^3$ células. cm^{-3}) (Figura 3).

A atividade das enzimas esterases (EST) variou entre 1,18–4,79 $\mu\text{g fluoresceína.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$. A maior atividade das enzimas esterases foi observada na estação A, entrada do reservatório. Entretanto, a atividade do sistema transportador de elétrons foi maior na estação próxima a barragem do reservatório (estação C), 0,004 $\mu\text{g O}_2.\text{h}^{-1}.\text{g}^{-1}$ (Figura 2).

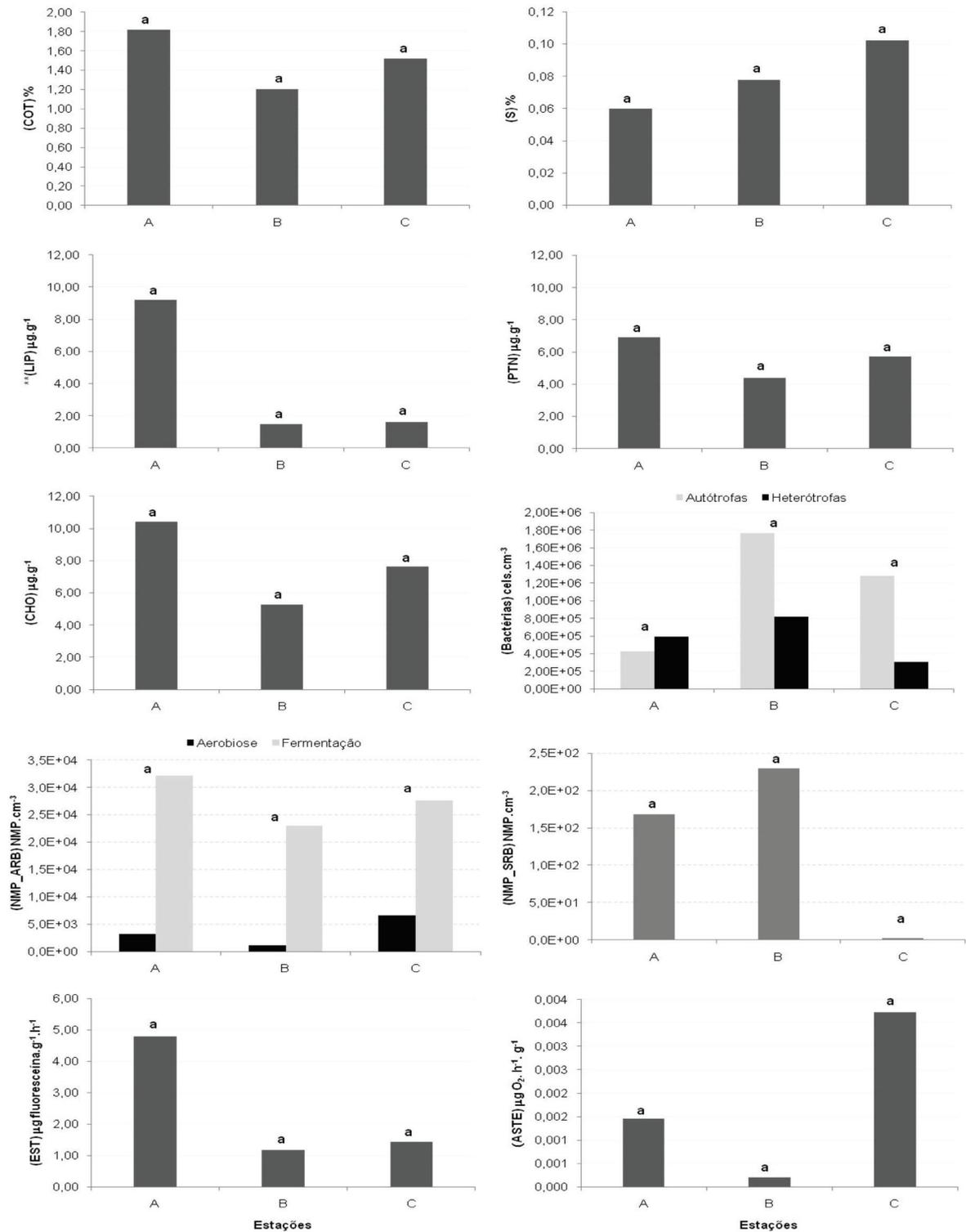


Figura 2. Distribuição da porcentagem de carbono orgânico total (COT), enxofre (S), lipídios (LIP), proteínas (PTN), carboidratos (CHO), números de bactérias autótrofas e heterótrofas, número mais provável de atividade respiratória bacteriana aeróbia e fermentativa (NMP_ARB), número mais provável de bactérias sulfato-redutoras (NMP_SRB), atividade das enzimas esterases (EST) e atividade do sistema transportador de elétrons (ASTE). **As concentrações de LIP foram 10X maiores. As letras iguais (a) indicam que o teste Kruskal-Wallis não apresentou diferenças significativas ($p \leq 0,05$).

Figure 2. Distribution of total organic carbon (TOC), sulphur (S), lipids (LIP), proteins (PTN), carbohydrates (CHO), number of autotrophic and heterotrophic bacteria and, probable number of aerobic and fermentative metabolic bacterial activity (MPN_MBA), probable number of sulfate-reducing bacteria (MPN_SRB), Esterases enzyme activity (EST) and Electrons transport systems activity (ETSA). ** The concentrations of LIP were 10X higher. The equal letters (a) indicate that the Kruskal-Wallis test was not significant ($p \leq 0,05$).

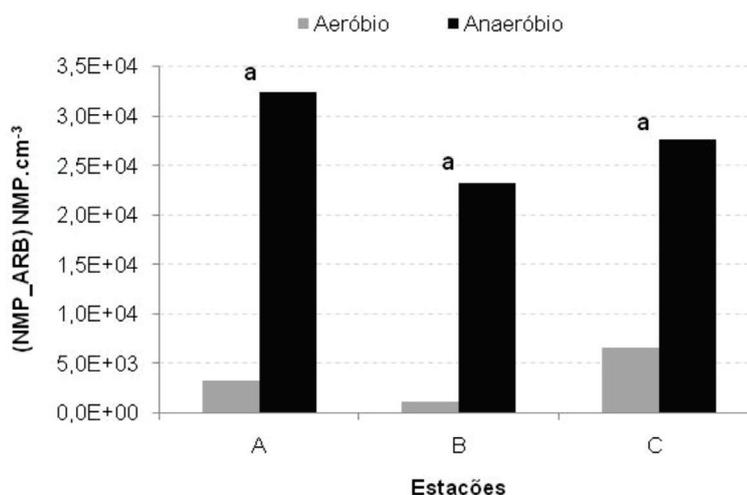


Figura 3. Número Mais Provável da Atividade Respiratória Bacteriana (NMP_ARB) Aeróbia e Anaeróbia. As letras iguais (a) indicam que o teste Kruskal-Wallis não apresentou diferenças significativas ($p \leq 0,05$).

Figure 3. Probable Number of the aerobic and anaerobic metabolic bacterial activity (MPN_MBA). The equal letters (a) indicate that the Kruskal-Wallis test was not significant ($p \leq 0,05$).

DISCUSSÃO

O aporte contínuo de matéria orgânica e o seu consumo originaram condições redutoras e pH ácido nos sedimentos superficiais (Chequer 2010). Cavenaghi *et al.* (2005) estudando a qualidade do sedimento superficial do reservatório UHE Mogi-Guaçu, também verificaram valores de pH variando de neutro a ácido, os quais foram menores nas estações mais próximas à barragem, corroborando com os resultados encontrados nesse trabalho. Entretanto, estudo realizado no reservatório de Guarapiranga (São Paulo) por Padial (2008) mostrou variação de pH diferenciada, sendo os valores neutros encontrados próximo à barragem do reservatório.

A análise granulométrica dos sedimentos superficiais apresentou predominância da fração silte-argilosa. O mesmo foi observado no reservatório Guarapiranga (São Paulo) por Padial (2008), sendo observada a predominância da fração silte-argilosa, com baixa presença de areia fina. O carbono orgânico total (COT) na fração fina apresentou-se maior na entrada do reservatório, atingindo o valor máximo de 1,82%. Estudo realizado por Chequer (2010) no baixo rio Paraíba do Sul encontrou valores de COT na fração fina ($<75\mu\text{m}$) semelhante ao encontrado nesse estudo, atingindo o valor máximo de 1,92%. Silva *et al.* (Submetido) encontraram COT no sedimento total

do rio Paraíba do Sul variando entre 0,04-4,7%. Os autores sugerem, ainda, que os elevados teores de COT podem estar associados aos aportes de efluentes domésticos e industriais.

As concentrações de biopolímeros foram elevadas. No período estudado, a relação da composição bioquímica sedimentar seguiu a ordem de [lipídios] > [carboidratos] > [proteínas]. Essa relação não foi semelhante aos resultados estabelecidos pela literatura, na qual Pusceddu *et al.* (2003) e Dell'Anno *et al.* (2002) estabeleceram a seguinte relação [carboidratos] > [proteínas] > [lipídios] para ambientes temperados. Elevados níveis de lipídios estão associados aos sedimentos finos de áreas com baixo hidrodinamismo (Kjerfve *et al.* 1997). Entretanto, em nosso estudo o elevado teor de lipídio foi observado na entrada do reservatório, cujo local possui maior hidrodinamismo em relação às outras estações de amostragem. Os nossos resultados são corroborados por Cotano & Villate (2006). Os autores sugerem que as proteínas e os lipídios são associados à origem antrópica da matéria orgânica enquanto que os carboidratos são mais relacionados à origem fitoplanctônica e detritica. Assim, o maior teor de lipídios encontrados nos sedimentos do reservatório de Funil pode ser relacionado à origem alóctone da matéria orgânica oriunda dos rios, apresentando os maiores teores na entrada do reservatório.

A definição do estado trófico do ambiente representa uma importante ferramenta para a proteção e gestão dos ecossistemas aquáticos. Nas últimas décadas, as investigações sobre o assunto progrediram rapidamente. Entretanto, no presente momento, a comunidade científica conta com uma limitada variedade de ferramentas como guia para a gestão dos ecossistemas (Dell'Anno *et al.* 2002). Os estudos relativos à análise do estado trófico de ambientes costeiros têm sido focados na comunidade fitoplanctônica (estrutura, produção primária e taxas de crescimento), nas concentrações de nutrientes inorgânicos (principalmente N e P) tanto na coluna d'água quanto nos sedimentos, ou nas alterações nos parâmetros físico-químicos (turbidez, concentração de oxigênio dissolvido) (Dell'Anno *et al.* 2002). Segundo Nixon (1995), o estado trófico de um sistema também pode ser definido com base no carbono orgânico acumulado no sedimento. De fato, assume-se que a concentração e a composição bioquímica do carbono orgânico sedimentado dependem grandemente da produtividade do sistema (Dell'Anno *et al.* 2002, Vezzulli & Fabiano 2006).

Segundo Vezzulli & Fabiano (2006), as proteínas (PTN) são as fontes mais importantes de N e são consumidas antes dos carboidratos (CHO). Dessa forma, sistemas oligotróficos seriam caracterizados por uma rápida perda de nitrogênio orgânico, resultando em uma razão PTN:CHO inferior a 1, juntamente com baixos valores de biopolímeros totais. Baseada nestas observações foi proposta uma classificação de ambientes marinhos para a caracterização do estado trófico do reservatório de Funil devido à escassez de informações relacionadas a classificação do estado trófico sedimentar para ambientes de água doce. Segundo Dell'Anno *et al.* (2002), a relação entre proteína e carboidrato pode servir como indicador de estado trófico em sistemas costeiros, podendo classificar os sedimentos como: meso-oligotrófico (proteínas $<1,5\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$; carboidratos $<5\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$), eutrófico (proteínas $<1,5\text{--}4\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$; carboidratos $5\text{--}7\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) e hiper-trófico (proteínas $>4\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$; carboidratos $>7\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$). Aplicando essa classificação de estado trófico de sistemas costeiros em ambiente fluvial, foi possível verificar que o sedimento superficial do reservatório de Funil é classificado como um ambiente meso-oligotrófico, apresentando razão PTN:CHO < 1 .

Os processos aeróbios deveriam ser dominantes em sedimentos superficiais, de modo que a matéria orgânica depositada fosse completa e eficientemente mineralizada (Silva *et al.* *Submetido*). Entretanto, nos sedimentos superficiais do reservatório de Funil, a hidrólise da matéria orgânica é feita por bactérias anaeróbicas, produtoras de ácidos orgânicos. Estes últimos são utilizados como fonte de carbono pelas bactérias sulfato-redutoras (Crapez 2009).

A atividade das enzimas esterases apresentou-se elevada quando comparada com outros resultados reportados na literatura (Tabela 3). Contudo, Fontana *et al.* (2010) estudando os sedimentos superficiais do manguezal Suruí localizado no interior da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro) encontraram atividade das enzimas esterases superior a atividade encontrada em nosso estudo, apresentando valores máximo de $6,52\mu\text{g fluoresceína}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$.

Tabela 3. Valores mínimos e máximos da atividade enzimática bacteriana no sedimento superficial de diferentes locais de estudo

Table 3. Minimum and maximum values of enzymatic bacterial activity in the superficial sediments of different study areas

Local	EST	ASTE	Referências
Reservatório de Funil	1,18-4,79	0,0002-0,004	Este trabalho
Praia da Boa Viagem, BG	0,03-0,14	0,02-7,48	Bispo <i>et al.</i> 2001
Praia da Boa Viagem, BG	0,11-0,17	0,12-0,18	Crapez <i>et al.</i> 2003
Baía de Guanabara (BG)	1,25-4,69	0,05-0,37	Silva <i>et al.</i> 2008
Lagoa de Araruama	3,52-3,96	0,09-0,17	Guerra 2008
Baía de Guanabara (BG)	0,73-2,29	0,09-0,57	Fonseca 2004
Manguezal Suruí, BG	1,35-6,52	0,004-0,62	Fontana <i>et al.</i> 2010
Baía de Guanabara	0,26-1,24	0,00-0,48	Fontana <i>et al.</i> 2010a
Baixo Paraíba do Sul	0,54-1,61	0,22-0,32	Chequer 2010

EST - Atividade das Enzimas Esterases ($\mu\text{g fluoresceína}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$);

ASTE - Atividade do Sistema Transportador de Elétrons ($\mu\text{g O}_2\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$).

Os elevados valores de EST encontrados em nosso trabalho indicam a necessidade da hidrólise da matéria orgânica, sendo transformadas em moléculas menores, e, posteriormente, metabolizadas pelas bactérias, pois somente moléculas menores que 600Da são transportados para dentro da célula bacteriana. Assim, tornam-se disponíveis para as reações de óxido-redução intracelulares gerando energia, gás carbônico e água — produtos finais da mineralização (Fenchel *et al.* 1988). Essa hidrólise é necessária principalmente na estação localizada na entrada do reservatório, a qual apresentou maiores concentrações de biopolímeros e carbono orgânico total, apresentando, conseqüentemente, maiores valores de atividade das enzimas esterases.

A atividade do sistema transportador de elétrons (ASTE) foi baixa nas estações amostradas do reservatório de Funil. Outros trabalhos mostraram maiores valores da atividade do sistema transportador de elétrons em sedimentos superficiais que os encontrados em nosso trabalho (Tabela 3). As concentrações da ASTE estiveram de acordo com o tipo predominante de respiração bacteriana anaeróbio, apresentando menores ganhos de energia quando o ambiente apresenta anaerobiose e conseqüentemente menor geração de ATP indo de acordo com o proposto por Edwards *et al.* (2005). A ASTE é frequentemente usada como um índice do metabolismo bacteriano (Trevors 1984, Hourri-Davingnon & Relexans 1989).

CONCLUSÃO

Através dos resultados de biopolímeros pôde-se classificar o sedimento superficial do reservatório de Funil como um ambiente meso-oligotrófico. As análises microbiológicas mostraram a necessidade da hidrólise da matéria orgânica que atinge o fundo do reservatório, transformando-a em monômeros e oligômeros para posteriormente serem metabolizadas pelas bactérias. No entanto, a mineralização da matéria orgânica é realizada principalmente através do metabolismo anaeróbio, podendo ser observado pelos baixos valores da atividade do sistema transportador de elétrons, gerando menor produção de energia em forma de ATP.

REFERÊNCIAS

- ALEF, R. & NANNIPIERI, P. 1995. Enrichment isolation and counting of soil microorganisms. Pp. 123-186. *In*: R. Alef & P. Nannipieri (eds.). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London, UK. 576p.
- APHA (American Public Health Association). 2001. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Twenty-first Edition. A. D. Eaton, L. S. Clescerie, W. Rive & A. E. Greenberg (eds.). Washington: Victor Graphics. 1336p.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM), 2008. Standard test methods for sulfur in the analysis sample of coal and coke using high-temperature tube furnace combustion methods ASTM D 4239. Available on <http://engineers.ihs.com/documents/abstract/NWETIBA>. (Acesso em 20/01/2010).
- BISPO, M.G.S.; CRAPEZ, M.A.C.; PAES, E.T.; ALVES, P.H. & PEREIRA, D.C. 2001. Atividade enzimática bacteriana em sedimento marinho tropical. Pp. 119-128. *In*: R. Moraes, M.A.C. Crapez, W. Pfeiffer, M. Farina, A. Bainy & V. Teixeira (eds.). *Efeito de poluentes nos organismos marinhos*. Arte & Ciência, São Paulo, SP. 228p.
- CAVENACHI, A.L.; VELINI, E.D.; NEGRISOLI, E.; CARVALHO, F.T.; GALO, M.L.B.T.; TRINDADE, M.L.B.; CORRÊA, M.R. & SANTOS, S.C.A. 2005. Monitoramento de problemas com plantas aquáticas e caracterização da qualidade de água e sedimento na UHE Mogi-Guaçu. *Planta Daninha*, 23: 225-231.
- CHEQUER, L.P.T. 2010. Atividade bacteriana associada aos processos de contaminação por mercúrio no baixo Rio Paraíba do Sul. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal Fluminense. Niterói, RJ, Brasil. 121p.
- CHESTER, R. & RILEY, J.P. 1989. *Introducción a la química marina*. Editora A.G.T. Editor, S.A - México: 457 p.
- CIVIDANES, S.; INCERA, M. & LÓPEZ, J. 2002. Temporal variability in the biochemical composition of sedimentary organic matter in an intertidal flat of the Galician coast (NW Spain). *Oceanologica Acta*, 25: 1-12.
- COLOMBO J.C.; SILVERBERG N. & GEARING, J.N. 1996. Biogeochemistry of organic matter in the Laurentian Through, II. Bulk composition of sediments and relative reactivity of major components during early diagenesis. *Marine Chemistry*, 51: 295-314.
- COTANO, U. & VILLATE, F. 2006. Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: A Biochemical approach. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 404-414.
- CRAPEZ, M.; BAPTISTA-NETO, J.A. & BISPO, M.G. 2003. Bacterial enzymatic activity and bioavailability of heavy metals

- in sediments from Boa Viagem beach (Guanabara bay). *Anuário do Instituto de Geociências*, UFRJ, 26: 60-68.
- CRAPEZ, M.A.C. Bactérias Marinhas. 2009. Pp. 183-212. In: R.C. Pereira & A. Soares-Gomes (orgs). *Biologia Marinha*. Second Edition. Editora Interciência, Rio de Janeiro, RJ. 631p.
- DELL'ANNO, A.; FABIANO, M.; MEI, M.L. & DANOVARO, R. 2000. Enzymatically hydrolysed protein and carbohydrate pools in deep-sea sediments: estimates of the potentially bioavailable fraction and methodological considerations. *Marine Ecology Progress Series*, 196: 15-23.
- DELL'ANNO, A.; MEI, M.L.; PUSCEDDU, A.; DANOVARO, R. 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin*, 44: 611-622.
- DEMING, J. W & BAROSS, J. A. 1993. Deep-sea smokers: windows to sub-surface biosphere? *Geochimica Cosmochimica Acta*, 57: 3219-3230.
- DNAEE (Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica). 1983. Bacia do Rio Paraíba do Sul: dados fluviométricos mensais atualizados até 1978. *Relatório Técnico*. Brasília, DF. 776p.
- DUBOIS, M; GILLES, K.; HAMILTON, J.K.; REBERS, P.A. & SMITH, F. 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, 28: 350-356.
- EDWARDS, K.J.; BACH, W. & MCCOLLOM, T.M. 2005. Geomicrobiology in oceanography: microbe-mineral interactions at and below the seafloor. *Trends Microbiology*, 13: 449-455.
- ESTEVES, F. A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. Segunda edição. Editora Interciência/FINEP, Rio de Janeiro, RJ. 602p.
- FABIANO, M. & DANOVARO, R. 1994. Composition of organic matter in sediments facing a river estuary (Tyrrhenian Sea): relationships with bacteria and microphytobenthic biomass. *Hydrobiologia*, 277: 71-84.
- FENCHEL, T.; KING, G.M. & BLACKBURN, T.H. 1988. *Bacterial biogeochemistry: the ecophysiology of mineral cycling*. Second Edition. S.L., Academic Press, London, UK. 307p.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; SOARES, M.C.; ROCHA, M.I.A.; MAGALHÃES, V.F. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2009. Florações de cianobactérias tóxicas no reservatório de Funil: dinâmica sazonal e conseqüências para o zooplâncton. *Oecologia Brasiliensis*, 13: 346-365.
- FONTANA, L.F.; SILVA, F.S.; FIGUEIREDO, N.G.; BRUM, D.M.; NETTO, A.D.P.; FIGUEIREDO-JR, A. & CRAPEZ, M.A.C. 2010. Superficial distribution of aromatic compounds and geomicrobiology of sediments from Suruí Mangrove, Guanabara Bay, RJ, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 82: 1013-1030.
- FONTANA, L.F.; MENDONÇA-FILHO, J.G.; NETTO, A.D.P.; SABADINI-SANTOS, E.; FIGUEIREDO-JR, A. & CRAPEZ, M.A.C. 2010a. Geomicrobiology of cores from Suruí Mangrove - Guanabara Bay - Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1674-1681.
- FONSECA, E.M. 2004. Estudo da Interação entre a atividade bacteriana, metais pesados e matéria orgânica nos sedimentos da Baía de Guanabara - RJ. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal Fluminense. Niterói, RJ, Brasil. 115 pp.
- GERCHACOV, S.M. & HACTER, P.G., 1972. Improved technique for analysis of carbohydrates in sediment. *Limnology Oceanography*, 17: 938-943.
- GUERRA, L.V. 2008. Processos microbiológicos e composição da matéria orgânica relacionados à eutrofização de uma lagoa costeira hipersalina, L. Araruama, RJ. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal Fluminense. Niterói, RJ, Brasil. 108pp.
- HARTREE, E.F. 1972. Determination of proteins: a modification of the Lowry method that give a linear photometric response. *Analytical Biochemistry*, 48: 422-427.
- HOURI-DAVIGNON, C. H. & RELEXANS, J.C. 1989. Measurement of actual electrons transport system (ETS): Activity in marine sediments by incubation with INT. *Environmental Technology Letters*, 10: 91-100.
- INEA – Instituto Estadual do Ambiente. <www.inea.rj.gov.br/bacia-rio-paraiba-sul>. (Acesso em 12/12/2010).
- JONES, J.G. 2001. Freshwater Ecosystems – Structure and Response. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 50: 107-113.
- KARL, D.M. 2007. Microbial oceanography: paradigms, processes and promise. *Nature Reviews*, 5: 759-769.
- KEPNER JR, R. & PRATT, J.R. 1994. Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental samples: past and present. *Microbiological Reviews*, 58: 603-615.
- KJERFVE, B.; RIBEIRO, C.H.A.; DIAS, G.T.M.; FILLIPO, A.M. & QUARESMA, V.S. 1997. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Continental Shelf Research*, 17: 1609-1643.

- LEITE, M.A. 1998. Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no Reservatório de Salto Grande (Americana-SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil. 164p.
- MADIGAN, M.; MATINKO, J. & PARKER, J. 2003. *Brock Biology of Microorganisms*. Ninth Edition. Prentice Hall, Upper Saddle, New Jersey. 992p.
- MARSH, J.B. & WENSTEIN, D.B. 1966. A simple charring method for determination of lipids. *Journal Lipids Research*, 7: 574-576.
- MIDDELBURG, J.J. & HERMANN, P.M.J. 2007. Organic matter processing in tidal estuaries. *Marine Chemistry*, 106: 127-147.
- MOLISANI, M.M.; BARROSO, H.S.; BECKER, H.; MOREIRA, M.O.P.; HIJO, C.A.G.; MONTE, T.M. & VASCONCELLOS, G.H. 2010. Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 22: 1-12.
- MONBET, P.H. 2004. Dissolved and particulate fluxes of Cooper through the Morlaix river estuary (Brittany, France): mass balance in a small estuary with strong agricultural catchments. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 78-86.
- NIXON, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.
- PADIAL, P.R. 2008. Qualidade, heterogeneidade espacial e biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano eutrofizado (Reservatório Guarapiranga, SP). *Dissertação de Mestrado*. Universidade de São Paulo – São Paulo, Brasil. 120p.
- PRIMO, A.R.R. 2006. Avaliação da influencia do reservatório do funil na qualidade da água do Rio Paraíba do Sul. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de São Paulo – São Paulo, Brasil. 110p.
- PUSCEDDU, A.; DELL'ANNO, A.; DANOVARO, R.; MANINI, E.; SARA, G. & FABIANO, M. 2003. Enzymatically hydrolyzable protein and carbohydrate sedimentary pools as indicators of the trophic state of detritus sink systems: A case study in a Mediterranean Coastal Lagoon. *Estuaries*, 26: 641- 650.
- RELEXANS, J.C. 1996. Measurement of the respiratory electron transport system (ETS) activity in marine sediments: state-of-the-art and interpretation. Methodology and review of literature data. *Marine Ecology Progress Series*, 136: 277-287.
- RICE, D.L. 1982. The detritus nitrogen problem: new observation and perspectives from organic geochemistry. *Marine Ecology Progress*, 9: 153-162.
- RILEY, J.P. & CHESTER, R. 1989. *Chemical Oceanography*. Academic Press, London, UK. 404p.
- SALAS, J.D.; MEMBER, A.S.C.E. & HYUN-SUK, S. 1999. Uncertain Analysis of Reservoir Sedimentation. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125: 339-350.
- SILVA, F.S.; PEREIRA, D.C.; NUÑES, L.S.; KREPSK, N.; FONTANA, L.F.; BAPTISTA-NETO, J. A. & CRAPEZ, M.A.C. 2008. Bacteriological study of the superficial sediments of Guanabara bay, RJ, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56: 13-22.
- SILVA, F.S.; LAUT, L.L.; SANTOS, E.S.; LAUT, V.M.; CRAPEZ, M.A.C. & MENDONÇA-FILHO, J.G. Biopolímeros, carbono e enxofre totais associados à atividade bacteriana nos sedimentos superficiais do delta do Paraíba do Sul, RJ- Brasil. *Revista Brasileira de Geociências*. (Submetido).
- STUBBERFIELD, L.C.F & SHAW, P.J.A. 1990. A comparison of tetrazolium reduction and FDA hidrolisis with other measures of microbial activity. *Journal of Microbiology Methods*, 12: 151-162.
- SUGUIO, K. 1973. *Introdução a sedimentologia*. Edgar Blücher, São Paulo, SP. 317p.
- TREVORS, J. 1984. Effect of substrate concentration, inorganic nitrogen, O₂ concentration, temperature and pH on deshydrogenase activity in soil. *Plant and Soil Water Research*, 77: 285-293.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), 2002. Methods for the Determination of Total Organic Carbon (TOC) in Soils and Sediments. Ecological Risk Assessment Support Center. NCEA-C-1282. *Office of Research and Development*, Las Vegas, USA.
- VEZZULLI, L. & FABIANO, M. 2006. Sediment biochemical and microbial variables for the evaluation of trophic status along the Italian and Albanian continental shelves. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86: 27-37.
- WEISS, M.S.; ABELE, U.; WECKESSER, J.; WELT, W.; SCHILTZ, W. & SCHULZ, G.E. 1991. Molecular architecture and electrostatic properties of a bacterial porin. *Science*, 254: 1627-1630.

Submetido em 08/02/2011

Aceito em 27/05/2011