



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO LAGO DO PARQUE ECOLÓGICO DOS BURITIS, GOIÂNIA – GO, BRASIL.

Guilherme Augusto Ferreira¹; Núbia Natália de Brito²

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo avaliar e monitorar a qualidade da água que abastece o lago do Parque Ecológico dos Buritis, situado em Goiânia-GO. Para isto, foram coletadas amostras de água em três pontos do lago, semanalmente, no período de março de 2011 a abril de 2012. Para o monitoramento, foram utilizados os parâmetros analíticos: temperatura, pH, turbidez, cor, acidez, alcalinidade total, nitrogênio amoniacal, dureza total, cloreto, oxigênio consumido (OC), ferro total, coliformes totais e termotolerantes, potencial de oxirredução (pE), Índice de Estabilidade Langelier (LSI) e Índice de Estabilidade Rysnar (RSI). Os valores encontrados para turbidez, oxigênio consumido e coliformes totais e termotolerantes foram aqueles que mais se apresentaram fora dos limites impostos pela Resolução Conama 357/2005 (classe 2).

Palavras-chave: qualidade da água, poluição, monitoramento.

ABSTRACT

WATER QUALITY MONITORING OF THE LAKE OF BURITIS'S ECOLOGICAL PARK, GOIANIA - GO, BRAZIL.

The present study had as objective to evaluate and monitor the water quality of the Buritis Ecological Park's Lake, located in Goiânia-GO. For this, samples of water were collected in three points of the lake, weekly, in the period of March 2011 to April 2012. For the monitoring, the analytic parameters were used: temperature, pH, turbidity, color, acidity, total alkalinity, ammoniacal nitrogen, total hardness, chloride, consumed oxygen (OC), total iron, total and fecal coliforms, redox potential (pE), Langelier Stability Index (LSI) and Rysnar Stability Index (RSI). The values found for turbidity, consumed oxygen and total and thermotolerants coliforms were those that more came out of the limits imposed by Resolution Conama 357/2005 (class 2).

Keywords: water quality, pollution, monitoring.

¹ Instituto de Química, Universidade Federal de Goiás, CP 131, Campus II, 74001-970, Goiânia-GO

² Instituto de Química, Universidade Federal de Goiás, CP 131, Campus II, 74001-970, Goiânia-GO.

*e-mail: nubiabrito@quimica.ufg.br

1. INTRODUÇÃO

A água representa insumo fundamental à vida, configurando elemento insubstituível em diversas atividades humanas, além de manter o equilíbrio do meio ambiente. Provavelmente, é o único recurso natural que se relaciona com todos os aspectos da civilização humana, desde o desenvolvimento agrícola e industrial aos valores culturais da sociedade (LEE *et al.*, 2010).

O acelerado crescimento populacional no mundo tem conduzido ao aumento da demanda de água, o que vem ocasionando, em várias regiões, problemas de escassez desse recurso. O crescimento da demanda mundial de água de boa qualidade tende a se tornar uma das maiores pressões antropogênicas sobre os recursos naturais do planeta nas próximas décadas (POWELL, 1995).

Os ecossistemas aquáticos acabam de uma forma ou de outra, servindo como reservatórios temporários ou finais de grande variedade e quantidade de poluentes descartados no ar, no solo ou diretamente nos corpos d'água (Esteves, 1998). O sedimento também é um compartimento ambiental que desempenha papel fundamental na qualidade da água, pois acumula e, em muitos casos, redistribui espécies químicas à biota (DEEPULAL *et al.*, 2012). No caso onde

o monitoramento das águas não permite concluir sobre o impacto sofrido pelo ambiente, o sedimento passa a ter uma significativa importância como ferramenta de avaliação (BURGESS *et al.*, 2010)

A poluição do ambiente aquático, provocada pelo homem, de uma forma direta ou indireta, mediante a introdução de substâncias inorgânicas e orgânicas, produz efeitos deletérios, tais como prejuízo aos seres vivos; perigo à saúde humana; efeitos negativos às atividades aquáticas (pesca, lazer, entre outras) e prejuízo à qualidade da água com respeito ao uso na agricultura, indústria e outras atividades econômicas (Ouyang, 2005).

Esses mesmos ambientes aquáticos são altamente vulneráveis às substâncias químicas tóxicas. Diversas classes de compostos são agressivas aos ecossistemas podendo ser quantificadas através do monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos. Devido à grande variedade e complexidade das interações entre esses parâmetros o monitoramento e os estudos dos efeitos sinérgicos tornam-se fundamentais para avaliar os impactos ambientais provocados às matrizes sólidas e líquidas (OLIVEIRA *et al.*, 2008).

Desta forma o monitoramento de um curso d'água também é um mecanismo de avaliação, podendo contribuir como base para um plano de manejo do mesmo e das áreas adjacentes. A análise da água de

um curso pode evidenciar o uso inadequado do solo, os efeitos dos lançamentos de efluentes, suas limitações de uso e seu potencial de auto-depuração, isto é, sua capacidade de restabelecer o equilíbrio após o recebimento de efluentes (GRABOW, 1996).

O monitoramento da qualidade das águas superficiais é também um dos mais importantes instrumentos da gestão ambiental. Ele consiste, basicamente, no acompanhamento sistemático dos aspectos qualitativos das águas, visando à produção de informações e é destinado à comunidade científica, ao público em geral e, principalmente, às diversas instâncias decisórias. Nesse sentido, o monitoramento é um dos fatores determinantes no processo de gestão ambiental, uma vez que propicia uma percepção sistemática e integrada da realidade ambiental (JARDIM; SILVA, 2006).

A limnologia dos lagos artificiais de áreas de lazer tem sido pouco estudada em todo Brasil. A Resolução Conama 357 de 2005 considera que a saúde e o bem estar humano podem ser afetados pelas condições de balneabilidade. No entanto, estes ambientes são amplamente utilizados pela população urbana e neles ocorrem frequentemente florações de algas e cianobactérias, bem como ações antrópicas.

Goiânia está localizada em pleno cerrado, um dos biomas mais devastados do Brasil. A cidade e sua região metropolitana fazem parte de uma das regiões de Goiás onde a vegetação original é pouco preservada. Para agravar, a cidade tem sofrido com um aumento na poluição do ar, diretamente relacionado à queima dos combustíveis fósseis nos automóveis.

Entretanto, Goiânia mantém uma grande quantidade de áreas verdes para uma metrópole. Atualmente, a capital goiana possui 28 parques e bosques. Do ponto de vista hidrográfico, Goiânia e sua região metropolitana se localizam numa área onde há 22 sub-bacias hidrográficas, as quais deságuam nos ribeirões Anicuns, Dourados e João Leite. Todas essas sub-bacias pertencem à bacia hidrográfica do rio Meia Ponte, afluente direto do rio Paranaíba. Desde sua fundação, a cidade teve um crescimento populacional desordenado que trouxe problemas ambientais como consequência, com destaque para as erosões, principalmente a fluvial, que vem comprometendo a qualidade de seus cursos d'água (MAIA; ARAÚJO, 2008; REZENDE *et al.*, 2008).

Diante disso, o objetivo do presente artigo foi de levantar informações relacionadas à qualidade da água do lago em estudo, através de análises ambientais realizadas rotineiramente durante um ano. O intuito foi o de contribuir para um

adequado manejo do Parque dos Buritis e proporcionar ações preventivas que colaborem com a preservação da qualidade da água de uma área de lazer público, na cidade de Goiânia, visando à sustentabilidade e seu uso pela sociedade goianiense.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O lago estudado situa-se no Parque Ecológico dos Buritis, na cidade de Goiânia – Goiás, e é abastecido diretamente pelo Córrego dos Buritis, afluente do Ribeirão Anicuns. O local apresenta coordenadas geográficas 16°40'55"S 49°15'42"W, altitude de 749 metros e temperatura média de 23° C. Este sistema aquático não recebe descarga de atividades urbano-industriais em suas águas nem serve como manancial para o município. A legislação utilizada para avaliação da qualidade da águas monitoradas foi Resolução Federal CONAMA 357/2005 e, eventualmente, para fins de contextualização a Portaria do Ministério da Saúde 2914/11.

As amostras foram coletadas semanalmente no período vespertino de março de 2011 até abril de 2012 (**mês 1 até mês 14, assim intitulados**) em três pontos

distintos da superfície do lago (**pontos P1, P2 e P3, assim chamados, correspondendo às três lagoas que, interligadas subterraneamente, formam o grande lago**).

As coletas e preservação das amostras para as análises físico-químicas foram realizadas de acordo com a Norma NBR 9898 da ABNT (1987). Para as análises microbiológicas, os frascos coletores foram esterilizados em estufa de esterilização a 180° C por 2 horas. Todas as amostras coletadas foram preservadas em caixa de refrigeração a $\pm 4^\circ$ C até a chegada ao laboratório, onde as análises foram feitas imediatamente (Goulart e Odorizzi, 2002).

2.2 Determinação dos parâmetros pH, turbidez, cor, acidez, alcalinidade total, nitrogênio amoniacal (N-NH₃), ferro total, dureza total, cloreto (Cl⁻) e oxigênio consumido (OC).

As análises realizadas nas amostras de água coletadas foram: pH, turbidez, cor, acidez, alcalinidade total, nitrogênio amoniacal (N-NH₃), ferro total, dureza total, cloreto (Cl⁻) e oxigênio consumido (OC). Os métodos analíticos utilizados foram estabelecidos pela American Public Health Association (APHA) no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998), sendo que a determinação de oxigênio consumido

seguiu a recomendação da Analytical Methods Manual (AMM), em Examination of Water and Wastewater (1974). A análise de coliformes totais e termotolerantes foram realizadas de maneira qualitativa utilizando cartelas TECNOBAC. O fator temperatura da água também foi monitorado, sendo este *in situ*. Todos os ensaios foram executados no Laboratório de Química Analítica da Universidade Federal de Goiás.

Outros parâmetros teóricos baseados nos valores experimentais obtidos também foram avaliados: potencial de oxirredução (pE), Índice de Estabilidade

de Langelier (LSI) e Índice de Estabilidade de Rysnar (RSI). Para construção dos gráficos foi utilizado a média e o desvio padrão de cada mês, já que, os resultados ficaram bem próximos, quando comparado os valores da semana de um mesmo mês.

Os dados pluviométricos registrados no período de análise foram obtidos através dos boletins agrometeorológicos médios mensais disponibilizados no site da Estação Evaporimétrica de Goiânia da Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos da Universidade Federal de Goiás (Figura 1).

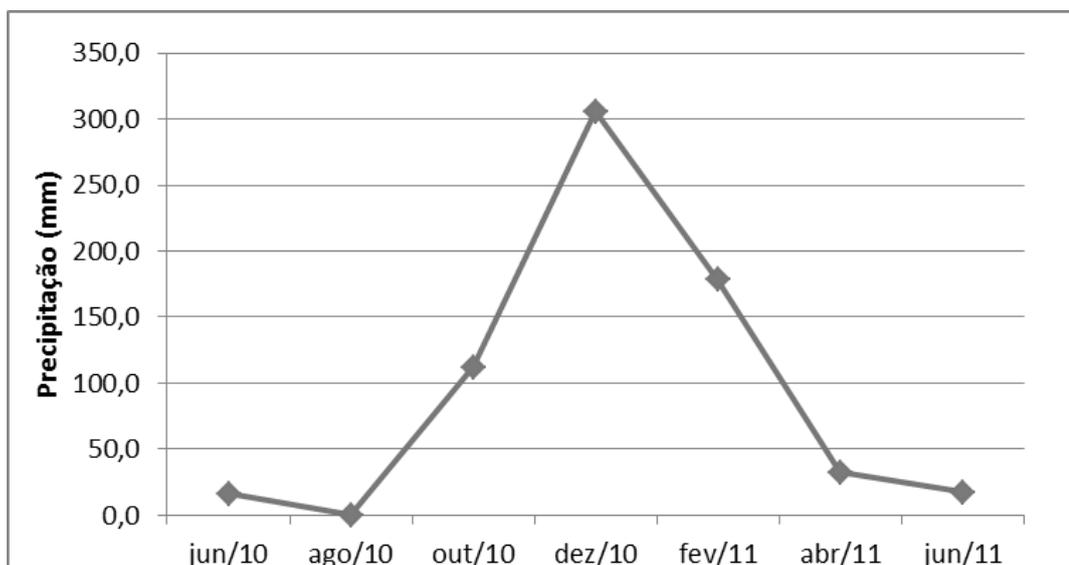


Figura 1 – Índice de precipitação pluviométrica de Goiânia no período avaliado.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas Tabelas 1 e 2 podem ser visualizados os valores médios e o desvio

padrão dos resultados obtidos para os parâmetros avaliados em cada ponto de coleta.

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão dos parâmetros físicos analisados.

Parâmetros	Valores	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
pH	Médias	6,83	6,79	7,45
	Desvio Padrão	± 0,087	± 0,157	± 0,473
Cor	Médias	3,14	3,21	4,16
	Desvio Padrão	± 0,146	± 0,216	± 0,122
Turbidez (NTU)	Médias	11,83	12,63	32,26
	Desvio Padrão	± 4,311	± 5,305	± 29,306
Temperatura (°C)	Médias	25,71	26,36	27,43
	Desvio Padrão	± 1,705	± 1,328	± 1,600

Tabela 2: Valores médios e desvio padrão dos parâmetros químicos analisados.

Parâmetros	Valores	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Acidez (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	Médias	28,32	27,70	28,53
	Desvio Padrão	± 0,595	± 0,731	± 0,915
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	Médias	81,32	73,47	81,06
	Desvio Padrão	± 5,033	± 2,639	± 2,716
Dureza (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	Médias	52,21	70,21	71,21
	Desvio Padrão	± 28,544	± 25,445	± 21,492
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	Médias	0,35	0,41	0,60
	Desvio Padrão	± 5,413	± 6,333	± 6,901
Fe total (mg.L ⁻¹)	Médias	0,24	0,25	0,25
	Desvio Padrão	± 0,041	± 0,043	± 0,064
Cloreto (mg.L ⁻¹)	Médias	25,93	25,19	26,90
	Desvio Padrão	± 7,601	± 7,235	± 7,892
Oxigênio Consumido (mg.L ⁻¹)	Médias	7,57	7,70	8,98
	Desvio Padrão	± 2,609	± 2,267	± 1,982

3.1 Temperatura

A temperatura da água tem importância por sua influência sobre outras propriedades: acelera reações químicas, reduz a solubilidade dos gases, acentua a sensação de sabor e odor, etc. A variação da temperatura da água do Lago dos Buritis durante o período amostrado. Pode-se verificar que a temperatura variou de 16,0 a 29,0°C, referentes aos meses de junho e novembro, respectivamente. Estas oscilações referem-se a variações sazonais, uma vez que estes meses correspondem aos meses mais frio e quente do ano, respectivamente.

3.2 pH

A Figura 2 indica os valores de pH da água do Lago dos Buritis nos pontos de amostragem. Pode-se verificar que o pH variou de 6,5 a 8,4, encontrando-se dentro dos limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005 para corpos de água doce de Classe II (6,0 a 9,0). Isso indica que as águas que abastecem o lago não sofreram nenhum impacto com substâncias poluidoras ácidas ou básicas capazes de alterar significativamente este parâmetro no período estudado. Nota-se que o pH das amostras referentes ao ponto de coleta P3 mostraram-se maiores que os demais, indicando a presença de algum agente contaminante, capaz de elevar a concentração de íons hidroxila do meio.

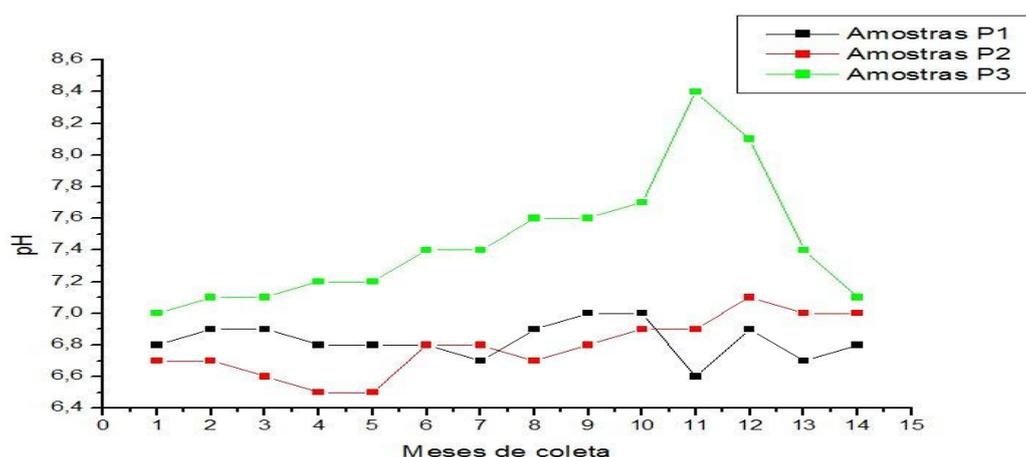


Figura 2 – pH das amostras em função dos meses de coleta.

3.3 Cor

A cor significa a presença, principalmente, de matéria orgânica, especialmente as substâncias húmicas que são constituídas de macromoléculas como ácidos amorfos, predominantemente aromáticos e hidrofílicos, proveniente da decomposição de plantas e resíduos de animais. A cor também é uma característica da água que pode fornecer ao observador importantes indícios de fenômenos naturais (lavagem do solo pelas enxurradas) ou da agressão antrópica

(proliferação de algas devido o lançamento de esgotos) ao lago ou reservatório. Dependendo de sua intensidade, pode interferir na medição da transparência e da turbidez (SANTOS; REZENDE, 2002; REZENDE *et al.*, 2004).

A faixa de variação verificada para este parâmetro de qualidade da água nos três pontos de coleta foi de 3,0 a 5,0 mg Pt-Co L⁻¹, não ultrapassando os limites estabelecidos pela legislação CONAMA 357/2005, como apresentado na Figura 3.

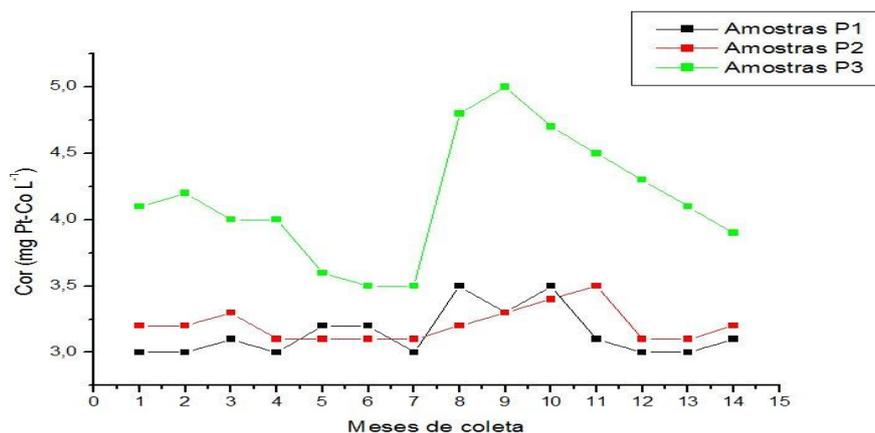


Figura 3 – Cor das amostras em função dos meses de coleta.

3.4. Turbidez

A medida da dificuldade de um feixe de luz em atravessar certa quantidade de água é chamada de turbidez, que pode ser causada por matérias sólidas em suspensão (argila, colóides, matéria orgânica, etc.). A turbidez, nos pontos estudados, variou de 8,0 a 110,0 NTU (Figura 4), no período amostrado, destacando-se o mês de dezembro, cuja

valor esteve acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (100 NTU). O fato pode estar relacionado aos aspectos climatológicos, pois num período de maior precipitação, como o mês de dezembro, pode ocorrer um aumento da turbidez em função do grande aporte de material que é carregado pelas chuvas para o corpo d'água em questão.

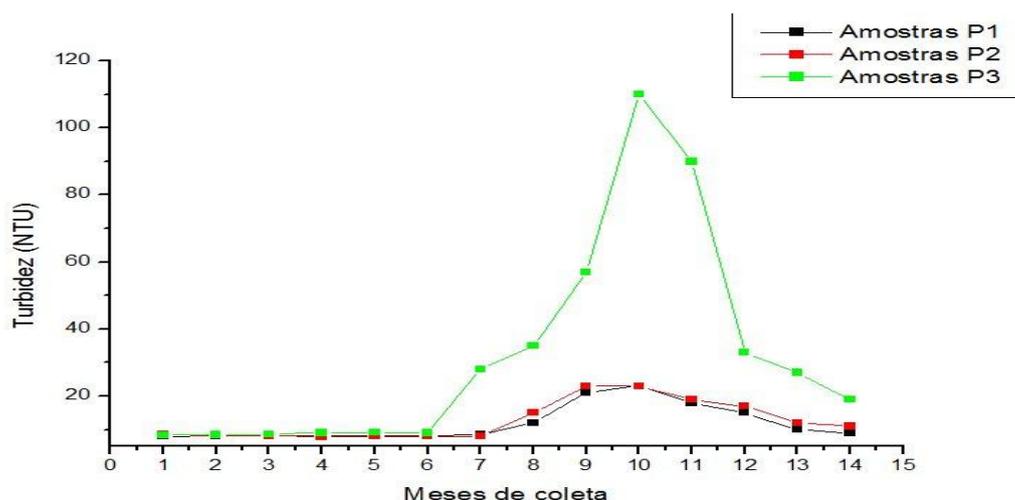


Figura 4 – Turbidez das amostras em função dos meses de coleta.

3.5 Nitrogênio Amoniacal

A Figura 5 ilustra a variação da concentração de nitrogênio amoniacal ao longo do período de amostragem, e esta variou de 0,25 a 1,0 mg L⁻¹ de N-NH₃, mantendo sempre abaixo do limite estabelecido pela legislação vigente para valores de pH entre 7,5 a 8,0 (2,0 mg L⁻¹). Os maiores valores encontrados de nitrogênio amoniacal podem ser devido aos intercâmbios químicos entre os compartimentos sedimentar e coluna d'água, através da ressuspensão dos sedimentos depositados, com isto ocorre a ativação dos

processos de reciclagens e regeneração bêntica de compostos nitrogenados e fosfatados constituintes da matéria orgânica (Andrade *et al.*, 2012).

Em muitos casos a redução do oxigênio dissolvido pode ser em função do excesso da concentração de nitrogênio inorgânico proveniente de sedimentos, que por sua vez, ocasionam a eutrofização como resultado da alta produção primária das algas. Todo o ciclo citado promove também o aumento na concentração de matéria orgânica carbonatada no corpo d'água (LISHEID; KALETTKA, 2012).

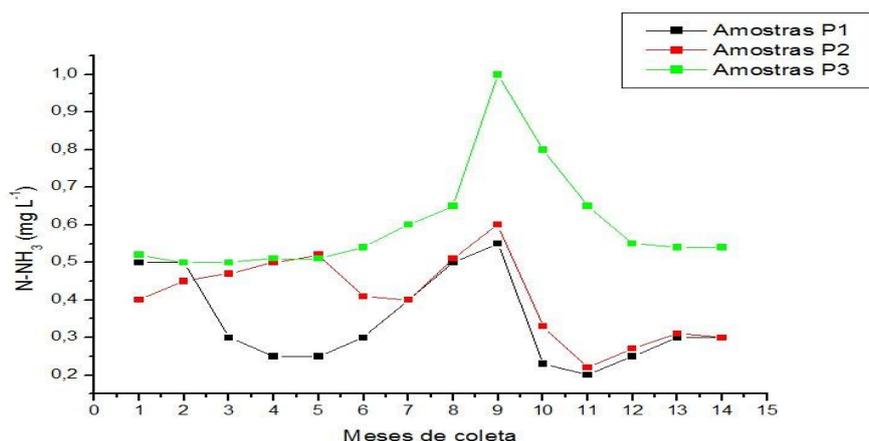


Figura 5 – Concentração de nitrogênio amoniacal das amostras em função dos meses de coleta.

3.6 Dureza (Ca²⁺ e Mg²⁺)

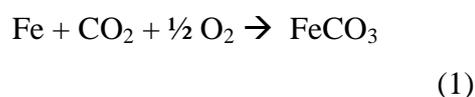
A dureza pode atuar reduzindo ou aumentando a toxicidade de alguns metais tais como cádmio, cobre, chumbo por meio da complexação com esses metais permanecendo no ambiente por processo de bioacumulação (MARKISH *et al.*, 2005). A precipitação química pode eliminar uma parte da dureza e minerais dissolvidos (Vasconcelos e Souza, 2011).

Durante o período estudado a dureza variou entre 27,54 mg.L⁻¹ a 205,3 mg.L⁻¹, com concentração média de 47,32 mg.L⁻¹, sendo 71% das amostras classificadas como brandas, 21% como pouco duras e 18% das amostras duras (BETZ; NOLL, 1950).

3.7 Ferro

O ferro em águas naturais e destinadas ao abastecimento causam

depósitos, incrustações e possibilitam o aparecimento de bactérias ferruginosas nocivas nas redes de abastecimento, além de serem responsáveis pelo aparecimento de gosto e odor, manchas em roupas e aparelhos sanitários e interferir em processos industriais (Moruzzi e Reali, 2012). Esta espécie aparece principalmente em águas subterrâneas devido à dissolução do minério pelo gás carbônico da água, segundo a reação 1:



A partir da análise dos dados representados na Figura 6, pode-se perceber que a maioria das amostras encontra-se dentro do padrão estabelecido de 0,3 mg Fe L⁻¹, com apenas duas amostras ultrapassando este valor, referentes ao pontos P1 e P2 ambas do mês de outubro. No oitavo mês da coleta houve

aumento na concentração de ferro provavelmente em função de mês que se inicia o período chuvoso na região,

fenômeno que provoca carreamento de diversas substâncias para o ambiente estudado.

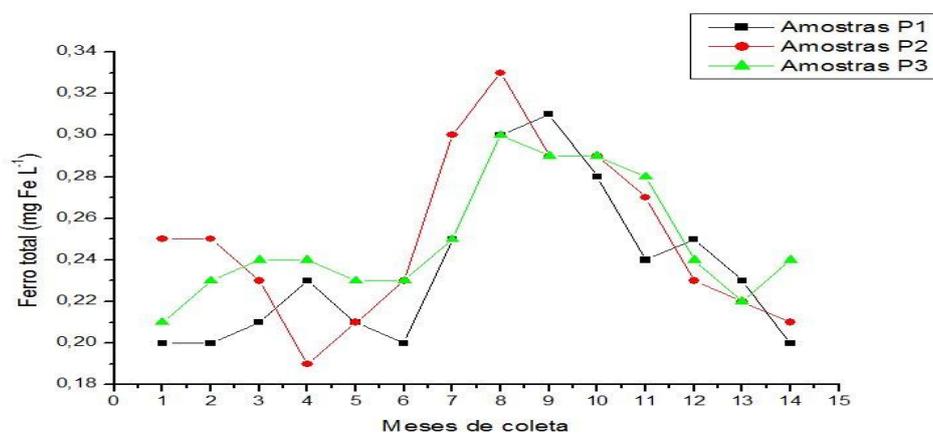


Figura 6– Concentração de ferro total em função dos meses de coleta.

3.8 Cloreto

Para as águas superficiais são fontes importantes de íons cloreto as descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele através da urina cerca 6 g de Cl^- por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam 15 mgL^{-1} (CETESB, 2012; MIRLEAN *et al*, 2005). Para as águas de abastecimento público, a concentração de cloreto constitui-se em padrão de potabilidade, segundo a Portaria 2914 do MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011 (máximo de 250 mg.L^{-1}). Todas as amostras ficaram abaixo do limite imposto pelo padrão de potabilidade, embora as águas que abastecem o lago não sejam usadas para consumo direto.

Segundo Andrade e colaboradores (2009), o excesso do íon cloreto no meio ambiente pode ocasionar a não adsorção pelos componentes das frações do solo, razão pela qual se descolam facilmente na solução do solo podendo ser adsorvidos pelas raízes e translocados às folhas ou podem ser lixiviados aos mananciais. Importante ressaltar que a toxicidade mais freqüente nas culturas irrigadas, por exemplo, é a do íon cloreto contido na água em função do excesso de concentração de sais e do aumento da capacidade de troca iônica dos compostos.

3.9 Acidez e Alcalinidade

De acordo, com os dados obtidos para estes parâmetros, mostrados nas Figuras 7 e 8, pode-se inferir que as águas

do lago não sofreram nenhum impacto com substâncias poluidoras ácidas ou básicas capazes de alterar significativamente o ambiente químico no período estudado, ou

ainda qualquer outro tipo de ação antropogênica que alteraria um desses dois parâmetros monitorados.

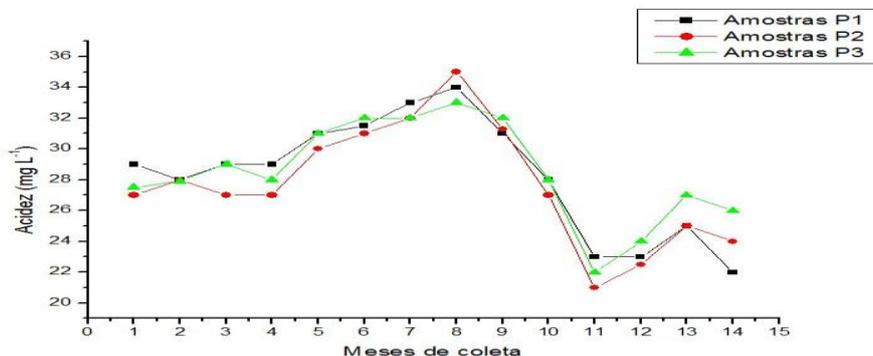
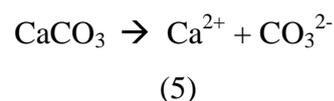
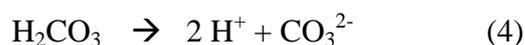


Figura 7 – Acidez total das amostras em função dos meses de coleta.

As reações 2-5 apresentadas demonstram o possível equilíbrio químico do meio resultando em um sistema tampão, considerando-se as espécies provenientes da dissociação do carbonato de cálcio – componente de rochas calcárias presentes no leito do lago, onde possivelmente não ocorrerá grandes variações do pH (Brito *et al.*, 2007).



Segundo Vasconcelos e Souza (2011), a alcalinidade não tem significado sanitário, a menos que seja devido a hidróxidos ou que contribua na qualidade de sólidos totais. Para fins potáveis, a alcalinidade total não deve exceder 250 mg.L⁻¹

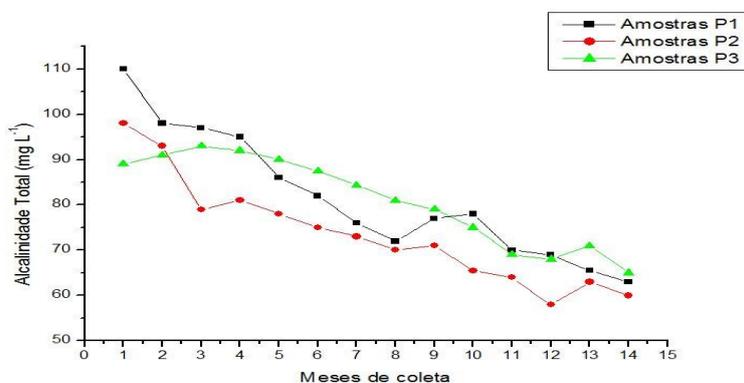


Figura 8 – Alcalinidade total das amostras em função dos meses de coleta.

3.10 Oxigênio Consumido (OC) e Coliformes totais/termotolerantes

Os dados obtidos, apresentados na Figura 9, mostram que todas as amostras analisadas tiveram valores de OC maiores que $5,0 \text{ mg L}^{-1}$, acima do esperado para águas naturais, indicando concentração de matéria orgânica proveniente possivelmente de ação antropogênica.

O aumento da quantidade de áreas permeabilizadas no vale córrego dos Buritis, aumento da ocupação humana na região de seu entorno e a utilização excessiva do local são fatores importantes para o aporte de matéria orgânica lançada

nos lagos pelos seus frequentadores (NARDINI; NOGUEIRA, 2008).

Importante ressaltar também que na análise qualitativa de coliformes totais e termotolerantes foi possível observar a presença nos três pontos amostrados destes grupos de bactérias, que são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal por estarem presentes em grande número no trato digestivo de animais de sangue quente e serem eliminadas com as fezes. Essas bactérias são utilizadas como principais indicadores para doenças de veiculação hídrica: febre tifóide, febre paratifóide, desintéria bacilar e cólera (GERTEL *et al.*, 2003).

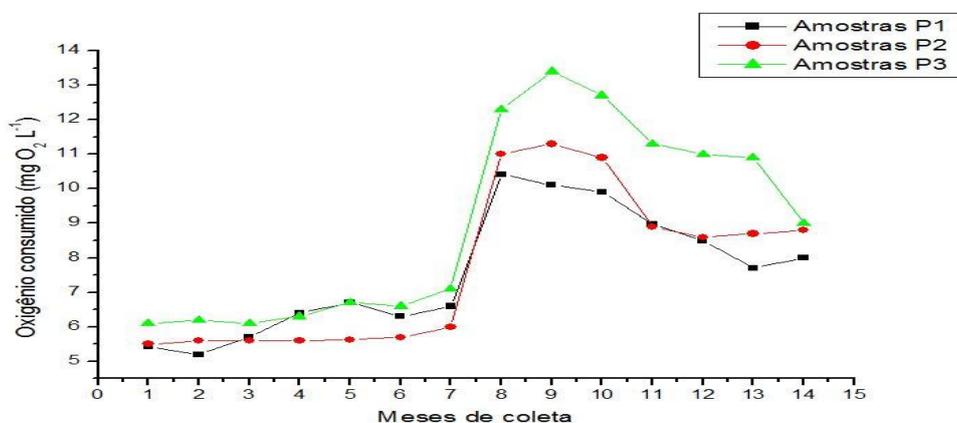


Figura 9 – Concentração de oxigênio consumido das amostras em função dos meses de coleta.

3.11 Estudo do pE

No sentido de caracterização físico-química de ambientes aquáticos, o potencial de oxirredução também pode ser utilizado. Este potencial, definido como o

logaritmo negativo da atividade de elétrons, expressa o grau no qual o meio aquático é oxidante ou redutor, assim como o pH expressa o grau no qual a água é ácida ou básica. A equação 6 representa a

relação entre pE e pH (Camargo *et al.*, 1999).

$$pE = 20,8 + 1/4 \log PO_2 - pH \quad (6)$$

onde $PO_2 = 0,21$ atm, por convenção. O pE em águas naturais oscila geralmente entre -12 a 20, porém a escala varia de -20 até +20.

Os valores de pE para todas as amostras foram elevados (como apresentado na Figura 10), mostrando que as águas analisadas tem caráter oxidante (Camargo *et al.*, 1999). Valores maiores de pE (entre 0 e 20) representam uma

condição oxidada, onde a atividade elétrica é baixa e o potencial de oxirredução é elevado. Quando há valores mais baixos (entre -20 e 0), o meio caracteriza-se pelas condições de redução, indicando uma grande atividade de elétrons em solução. Em ambientes oxidantes o Fe^{2+} passa a Fe^{3+} dando origem ao hidróxido férrico, que é insolúvel e se precipita, tingindo fortemente a água, sendo esta uma possível hipótese que justifica os valores da coloração encontrados nas amostras.

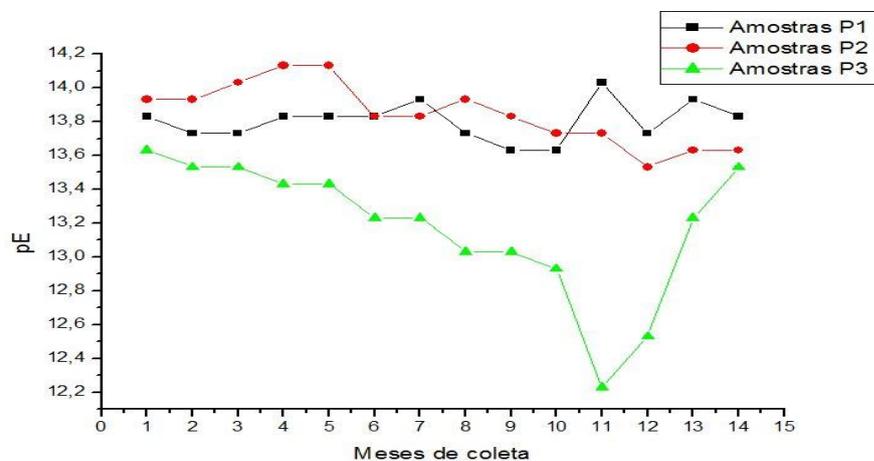


Figura 10 – Variação de pE das amostras em função dos meses de coleta.

3.12 Estudo do LSI e RSI

Segundo Langelier (1936), o cálculo do Índice de Estabilidade de Langelier (LSI) é feito tomando-se a diferença entre o pH da água (pH) e o pH calculado quando esta mesma água apresenta-se saturada com CaCO_3 (pHs) (eq. 7-9).

$$\text{LSI} = \text{pH} - \text{pHs} \quad (7)$$

Onde pHs pode ser calculado a partir da seguinte equação:

$$\text{pHs} = (\text{pK}'_2 - \text{pK}'_{\text{sp}}) \times \text{pCa} + \text{pAlk} \quad (8)$$

Onde:

pK'_2 = log negativo da segunda constante de dissociação do H_2CO_3 (10,26);

pK'_{sp} = log negativo do produto de solubilidade do CaCO_3 (8,045);

pCa = log negativo da concentração de íons Ca^{2+} em mols por litro;

pAlk = log negativo da alcalinidade da amostra em gramas de CaCO_3 por litro.

Rysnar (1944) determinou um Índice de estabilidade, conhecido como RSI (Índice de Estabilidade de Rysnar), que, assim como o LSI, permite uma melhor previsão da tendência incrustante ou corrosiva de uma água e corresponde a seguinte equação:

$$\text{RSI} = 2(\text{pHs}) - (9)$$

Onde: pHs = pH da água saturada com CaCO_3 , calculado pela equação 3

$$\text{pH} = \text{pH da água medido.}$$

Observando os valores encontrados nas Figuras 11 e 12, ambos os índices de LSI e RSI indicam que as águas sob estudo não apresentam tendência à corrosão, mas sim possibilidade de precipitação de carbonato de cálcio dando características incrustantes a esta água (LANGELIER, 1936; RYSNAR, 1944).

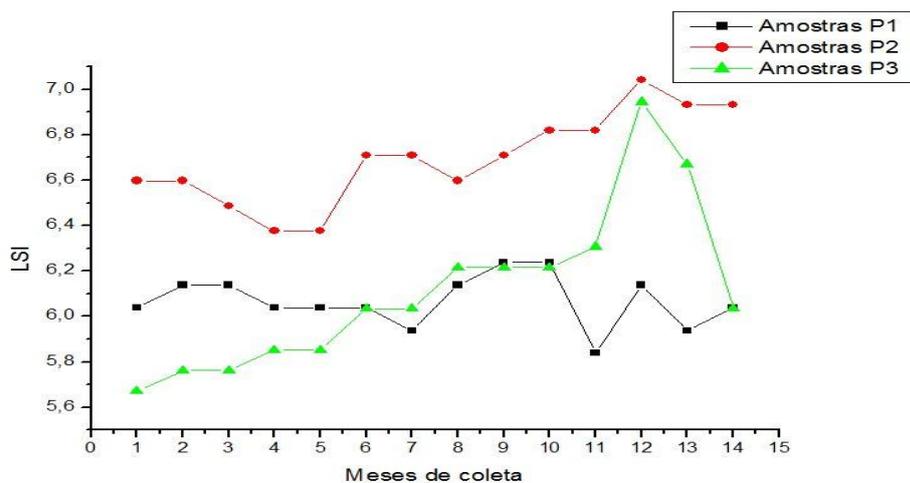


Figura 11 – Variação do índice de LSI das amostras em função dos meses de coleta.

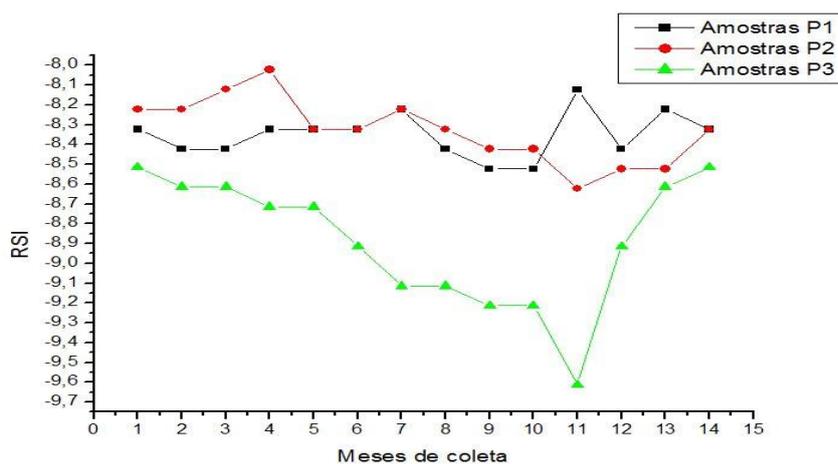


Figura 12 – Variação do índice de RSI das amostras em função dos meses de coleta.

4. CONCLUSÃO

A partir das análises realizadas durante o monitoramento do lago, pode-se concluir que as águas sob estudo apresentaram grande parte dos parâmetros avaliados dentro dos valores estabelecidos pela legislação vigente (CONAMA 357/2005) durante o período avaliado. Valores de alguns parâmetros tais como: turbidez, oxigênio consumido e coliformes totais/termotolerantes, que se apresentaram relativamente maiores, foram encontrados justamente no período chuvoso, época em que o volume do lago tem um expressivo aumento devido ao desaguamento de grande quantidade de água da chuva, sendo esta carreadora de diversas substâncias com potencial poluidor, o que justifica os maiores valores encontrados.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Instituto de Química da UFG pelo uso dos laboratórios e ao Programa de Iniciação Científica – PIVIC pela oportunidade concedida.

Ao CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico e a Reitoria da Universidade Estadual Paulista pela concessão de bolsas.

Por fim, à UNESP Campus de Sorocaba por fornecer o apoio do Laboratório de Biologia e os equipamentos necessários para a coleta e análise das amostras.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**, Rio de Janeiro, 1987.
- ANALYTICAL METHODS MANUAL – AMM. **Examination of Water and Wastewater**, Canada, 1974.
- ANDRADE, C.F.F.; NIENCHESKI, L.F.H.; ATTISANO, K.K.; MILANI, M.R. Fluxos de nutrientes associados às descargas de água subterrânea para a lagoa mangueira (Rio Grande do Sul, Brasil). **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 5-10, 2012.
- ANDRADE, E.M.; AQUINO, D.N.; CRISÓSTOMO, L.A.; RODRIGUES, J.O.; LOPES, F.B. Impacto da lixiviação de nitrato e cloreto no lençol freático sob condições de cultivo irrigado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n.1, p.88-95, 2009.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, D.C.: American Public Health Association, 1998.
- BETZ, J. D.; NOLL, C. A. Total-Hardness Determination by Direct

- Colorimetric Titration. **Journal of American Water Works Association**, Washington, v. 42, n.1, p.49-56, 1950.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre uma nova classificação para as águas doces, bem como para as águas salobras e salinas do território nacional**. Brasília: Conama, 2005.
- BRITO, N.N.; PELEGRINI, R.; PATERNIANI, J. Caracterização Física, Química e Biológica do Percolado do Aterro Sanitário da Cidade de Limeira-SP. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.4, n.1, p.54-66, 2007.
- BURGESS, R. M.; PERRON, M. M.; HO, K. T.; PELLETIER M. C.; CANTWELL, M. G.; SHINE, J. P. Bioavailability assessment of a contaminated field sediment from Patrick Bayou, Texas, USA: Toxicity identification evaluation and equilibrium partitioning, **Environmental Toxicology and Chemistry**, London, v.3, n.29, p.54-67, 2010.
- CAMARGO, F. A. L.; SANTOS, G. A.; ZONTA, E. Alterações eletroquímicas em solos inundados, **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 29, n. 1, p. 171-180, 1999.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov/agua/rios/variaves>>. Acesso em maio de 2012.
- DEEPULAL, P. M. ; KUMAR T. R.; GEORGE C. H. Chemometric study on the trace metal accumulation in the sediments of the Cochin Estuary—Southwest coast of India, **Environmental Monitoring and Assessment**, Portland, v.184, n.10, p. 6261-6274, 2012.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2ª ed. Editora Interciência, Rio de Janeiro, 1998, 226 p.
- GERTEL, P.; TAUKE-TORNISIELO, S.M.; MALAGUTTI, E.N. Qualidade das águas dos córregos São Joaquim e Ribeirão Claro, bacia do rio Corumbataí-SP, Brasil. **Holos Environment**, Rio Claro, v.3, n.2, p.103-119, 2003.
- GOULART, F. C.; ODORIZZI, A. C. Microbiological analysis of mineral water and drinking water of reservoir supplies, Brazil. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 6, n. 36, p.749-751, 2002.
- GRABOW, W. Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. **Water AS**, New York, v.22, n.2, p.193-202, 1996.
- JARDIM, W. F, SILVA, G. S. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao rio Atibaia, São Paulo, **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 4, p.689-694, 2006
- LANGELIER, W. F. The Analytical Control of Anti-Corrosion Water Treatment. **Journal of the American Water Works Association**, Washington, v. 28, p. 1500–1521, 1936.
- LEE, H.; SWAMIKANNU X.; RADULESCU D.; KIM, S. J.;

- STENSTRON, M.; Design of stormwater monitoring programs. **Water Research**, New York, v. 44, n.20, p.5973-5980, 2010.
- LISCHEIDE, G.; KALETTKA, T. Grasping the heterogeneity of kettle hole water quality in northeast Germany. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 689, n. 10, p.63-77, 2012.
- MAIA, Y. L. M.; ARAÚJO, E. S. Análise de elementos traço e de metais na bacia hidrográfica do Rio Meia Ponte na região metropolitana de Goiânia, **Estudos**, Goiânia, v. 35, n. 11, p. 1241-1265, 2008.
- MARKICH, S. J.; BATLEY, G. E.; STAUBER, J. L.; ROGERS, N. J. APTE, S. C.; HYNE, R. V.; BOWLES, K. C.; WILDE, K. L. e CREIGHTON, N. M. Hardness corrections for copper are inappropriate for protecting sensitive freshwater biota. **Chemosphere**, Oxford, v. 60 p. 1-8, 2005.
- MIRLEAN, N.; MACHADO, M. I.; OSINALDI, G.. O impacto industrial na composição química das águas subterrâneas com enfoque de consumo humano (Rio Grande, RS). **Química Nova**, São Paulo, v.28, n 5, p.788-791, 2005.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE – MS. Portaria 2914, de 12 de dezembro de 2011. **Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências.**
- MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, Ponta Grossa, v.4, n.1, p. 29-43, 2012.
- NARDINI, M.J.; NOGUEIRA, I.S. O processo antrópico de um lago artificial e o desenvolvimento da eutrofização e florações de algas azuis em Goiânia. **Estudos**, Goiânia, v. 35, n. 1-2, p.23-52, 2008.
- OLIVEIRA, V.; NETO, A.; ALMEIDA, G.; PELEGRINI, R. Avaliações físicas, químicas e biológicas da microbacia do córrego modeneis em Limeira-SP. **Engenharia ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, Espírito Santo do Pinhal, v.5, n.1, p 086-096, 2008.
- OUYANG, Y. Evaluation of river quality monitoring stations by principal component analysis. **Water Research**, New York, v. 39, p.2621-2635, 2005.
- POWELL, M.; Building a National Water Quality Monitoring Program. **Environmental Science & Technology**, New York, v.29, n.10, p. 458A-463A, 1995.
- REZENDE, G. C. M.; SILVA, M. A. D.; TAVARES, M. G. O.; FERREIRA, C. J.; GUIMARÃES, W.; ANTONIOSI, N. R.; PRADO, C. M. R. Avaliação ecotoxicológica e físico-química do Córrego Capim-Puba, Goiânia. **Estudos**, Goiânia, v. 35, n. 1, p. 11-22, 2008.
- REZENDE, M. O; MORAES, S. L.; SANTANA, C. G. Comportamento de pesticidas em águas de diferente composição química. **Analytica**, São Paulo, v.5, n.9, p 42-48, 2004.
- RYZNAR, T. A new index for determining the amount of calcium carbonate scale formed by a water. **Journal**

of American Water Works Association, Washington, v. 36, n.3, p.472-494, 1944.

SANTOS, F. F.; REZENDE, M. O. O. Influência do meio reacional no comportamento fotoquímico do inseticida paration etílico. **Química Nova**, São Paulo, v.25, n.1, p.1-15, 2002.

VASCONCELOS, V.M., SOUZA, C.F. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 6, n.2 p.305-324, 2011.