

AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS DO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA SEGUNDO O MODELO ESTATÍSTICO ARIMA

SERIES ON WATER QUALITY INDEX: ANALYSIS OF THE PARAMETERS

**Dilza Aparecida Nalin de Oliveira Leite¹, Márcio Antonio
Gomes Ramos¹, Débora Robert de Godói², Adriano Pinto
Mariano³, Antonio Carlos Simões Pião², Dejanira Franceschi
de Angelis¹**

¹Departamento de Bioquímica e Microbiologia, Instituto de Biociências, UNESP, Rio Claro, SP. Email: dilzanalin@hotmail.com agramos@hotmail.com dangelis@rc.unesp.br

²Departamento de Estatística, Matemática Aplicada e Computação, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, UNESP, Campus de Rio Claro, SP. Email: deborarobert@yahoo.com.br piao@rc.unesp.br

³Laboratório de Otimização, Design e Controle Avançado (LOPCA), Escola de Engenharia Química. Universidade de Campinas (UNICAMP), Av. Albert Einstein, 500, CEP 13083-852, Campinas, SP, Brazil. Email: adrianomariano@yahoo.com.br

RESUMO

A análise de tendência em série é uma importante ferramenta para diferentes setores, tais como a comunidade científica, indústrias e agências de proteção ambiental que podem avaliar a variabilidade de um parâmetro específico no tempo, constituindo uma parte relevante da informação para o estabelecimento de ações corretivas e preventivas, quando as cargas poluidoras provem de pontos específicos. Este trabalho apresenta modelo de séries temporais dos principais parâmetros físicos, químicos e biológicos do Índice de Qualidade de Água (IQA) comparando-se água do Rio Jaguari – Classe II e do Rio Atibaia montante e jusante da recepção de efluente industrial, durante o período de maio de 2006 a agosto de 2010. O modelo estatístico Arima possibilitou melhor entendimento dos parâmetros físicos, químicos e biológicos que influenciaram de forma mais evidente o IQA. O modelo ARIMA permitiu avaliar a tendência dos diversos parâmetros utilizados no cálculo do IQA, evidenciando que os dados de oxigênio dissolvido, turbidez, nitrogênio total e coliformes *E. coli* estiveram altamente correlacionados e representaram os parâmetros que causaram as variações do índice ao longo do tempo.

Palavras chave: Rio Atibaia. Séries temporais. Índice de qualidade de água

ABSTRACT

Time series tendencies are an important tool for different sectors such as the scientific community, industries and environmental protection agencies who can evaluate the variability of a specific parameter in time, what is a very important piece of information for establishing corrective and preventive actions. This work presents a time series model of main physical, chemical and biological parameters of the Water Quality Index (WQI) determined for different selected points of a hydrographical basin from May/2006 to Aug/2010. The statistical model Arima enabled a better understanding of the physical, chemical and biological processes that most clearly influences WQI. The Arima model allowed the assessment of the trend of several parameters used in the calculation of the WQI, showing that dissolved oxygen, turbidity, total nitrogen, and fecal *E. coli* were highly correlated and are the parameters that caused the index changes over time.

Keywords: Atibaia river. Time series. Water quality index.

1. INTRODUÇÃO

A perda de qualidade da água pela ação antrópica torna imprescindível o monitoramento da qualidade dos mananciais aquáticos de importância regional. Neste contexto, desde meados da década 70, a CETESB tem utilizado o Índice de Qualidade de Água – IQA (CETESB, 2004), estabelecido com o objetivo de facilitar a interpretação das informações de qualidade da água para o público e autoridades dos setores competentes ligados a este recurso natural, limitado e um bem comum.

O IQA foi originalmente desenvolvido pela National Sanitation Foundation (STN) dos Estados Unidos, sendo usado rotineiramente no monitoramento da qualidade das águas do Estado de São Paulo, por outras agências de proteção ambiental e na pesquisa acadêmica (CETESB, 2004). Neste contexto, tem-se a classificação da qualidade da água em cinco classes variando de péssima a ótima.

O IQA considera parâmetros que podem afetar as propriedades organolépticas, equilíbrio ecológico e os riscos sanitários de contaminantes patogênicos. Para iniciar a avaliação do IQA deve-se verificar as interações entre as diversas variáveis mensuradas nas amostras de água. Posteriormente, calculam-se os IQAs para traduzir estas associações e dar uma interpretação ecológica que dê informações compreensíveis e objetivas sobre a água analisada.

Os valores de IQA auxiliam o programa de monitoramento das águas indicando de forma resumida as alterações dos recursos hídricos no espaço e no decorrer do tempo. Para uma análise mais detalhada da qualidade da água, no entanto, deve-se considerar outras variáveis importantes que não estão contempladas no IQA (UMBUZEIRO, 2012; PINTO FILHO, SANTOS e SOUZA, 2012).

Diversos autores têm estudado IQAs que reflitam resumidamente essas alterações (RODRIGUES, 1998; ANDRADE, 2005; STRIEDER et al., 2006; ZANINI, et al, 2010; PINTO FILHO, SANTOS e SOUZA, 2012). Uma das dificuldades está em estabelecer quais parâmetros que poderiam servir de indicador de qualidade de água, ou seja, e que reflita de forma nítida as alterações ocorridas no ambiente aquático, decorrentes do seu uso inadequado, que está sob influência das condições climáticas, geológicas, tamanho e formato das bacias de drenagem (TOLEDO e NICOLELLA, 2003).

A análise estatística proposta para avaliar a tendência temporal de um determinado conjunto de dados ambientais torna-se relevante aos órgãos de controle ambiental, às autoridades e empresas, pois diante dos resultados é possível tomar providências quanto à emissão de poluentes antes que os limites máximos sejam atingidos, bem como estabelecer procedimentos de monitoramento (STOCK e WATSON, 1988).

O modelo ARIMA permite avaliar a tendência caracterizando a qualidade do sistema ao longo do tempo assegurando maior facilidade na interpretação da informação gerada, facilitando os processos de tomada de decisão. Neste contexto, esta análise pode intervir de maneira complementar e facilitadora a partir do estudo de certos parâmetros reveladores da qualidade de sistemas aquáticos nos processos de monitoramento.

Muitos destes estudos (HUANG e SMITH 1999; KHALIL e RASMUSSEN, 2007; HOLLAND, BAILEY e VAVRUS, 2010) mostraram que estimar a tendência dos níveis de emissão de poluentes requer modelos estatísticos que descrevam a variabilidade das fontes que emitem estes poluentes.

Este estudo considerou como padrão de referência de IQA o Rio Jaguarí Classe II, próximo à cidade de Paulínia - SP. O estudo foi feito comparativamente com o Rio Atibaia, que juntamente com o Rio Jaguarí formam o Rio Piracicaba. O Rio Atibaia antes de formar o Rio Piracicaba percorre 16 municípios em área de intenso desenvolvimento populacional e industrial, recebe também as suas águas servidas (esgoto doméstico e industrial) que contribuem para elevar a sua carga orgânica.

Em seu trajeto o Rio Atibaia tem suas águas utilizadas por importantes indústrias químicas, de papel e recebe esgoto urbano tratado de Campinas. Esta somatória de contaminantes e poluentes torna o Rio Atibaia no percurso final bastante limitado quanto a sua biota macro e microscópica. Além das cargas poluidoras dos efluentes industriais e urbanos, acrescentam-se as cargas difusas dos despejos clandestinos de materiais desconhecidos.

O objetivo desta pesquisa foi avaliar isoladamente a tendência de cada parâmetro integrante do cálculo tradicional do IQA realizado pela CETESB, utilizando-se para tal o modelo estatístico ARIMA para selecionar os parâmetros que influenciam de maneira marcante o IQA das águas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Para efeito de modelagem dos dados obtidos com o intuito de inferir sobre as previsões futuras dos mesmos, optou-se por utilizar os nove parâmetros do IQA: coliformes *E. coli*; concentração hidrogeniônica (pH); temperatura, sólidos totais; turbidez (medida em Unidades Nefelométricas de Turbidez –NTU); oxigênio dissolvido ($\text{OD mgO}_2\text{L}^{-1}$); Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{DBOmgO}_2\text{L}^{-1}$); e nitrogênio total (soma de nitrito, nitrato e amônia mg.L^{-1}), segundo o Standard Methods (CLESCERI, GREENBERG e EATON, 1998).

As coletas de dados ocorreram no período de maio de 2006 a agosto de 2010, mediante amostragens quinzenais, com longitude e latitude respectivamente: ponto 1- Rio Jaguarí (22°42'00" e 47°08'6,6"); ponto 2 - Rio Atibaia montante do lançamento do efluente industrial (22°44'43" e 47°07'25,3") e ponto 3 – Rio Atibaia jusante do lançamento a 300m (22°44'22,3 e 47°07'40,8").

O modelo ARIMA é conhecido também por modelo de Box-Jenkins. Esse modelo é robusto do ponto de vista conceitual e estatístico, proporciona previsões probabilísticas e é de fácil implementação (desde que se tenha o recurso computacional adequado). Este modelo representa uma generalização dos diversos métodos de análise de séries temporais (BOX e JENKINS, 1976). De forma sumária, um modelo ARIMA (p, d, q) pode ser apresentado como segue:

$$W_t = \mu \frac{\Theta(B)}{\Phi(B)} a_t \quad (1)$$

Onde: t é o índice do tempo; W_t , d 'ésima diferença da variável de interesse Z_t ; μ “ponto de referência” do nível do processo; $\Theta(B)$ operador de médias móveis: $\Theta(B) = (1 - \Theta_1 B^1 - \Theta_2 B^2 - \dots - \Theta_q B^q)$; $\Theta(B)$, operador auto regressivo: $\Theta(B) = (1 - \Theta_1 B^1 - \Theta_2 B^2 - \dots - \Theta_q B^q)$; B^p , operador de retrocesso: $B^p Z_t = Z_{t-p}$; a_t , “ruído branco” ou erro aleatório;

Para maior clareza, o modelo ARIMA (p, d, q) acima estabelecido de forma sintética pode ser expandido, como segue:

$$W_t = \Theta_0 + \Phi_1 W_{t-1} + \dots + \Phi_p W_{t-p} + a_t - \Theta_1 a_{t-1} - \dots - \Theta_q a_{t-q} \quad (2)$$

Onde:

$$\Theta_0 = \mu(1 - \Phi_1 - \dots - \Phi_p) \quad (3)$$

O modelo ARIMA (p, d, q) ou modelo auto regressivo de médias móveis integrado de ordem (p, d, q), postula que as séries temporais (z_t) podem ser representadas por uma sequência de “choques” aleatória (a_t) submetido a três operações de filtragem (médias móveis, auto-regressivo e integração) como demonstra o diagrama de blocos dos modelos ARIMA (Figura 1).

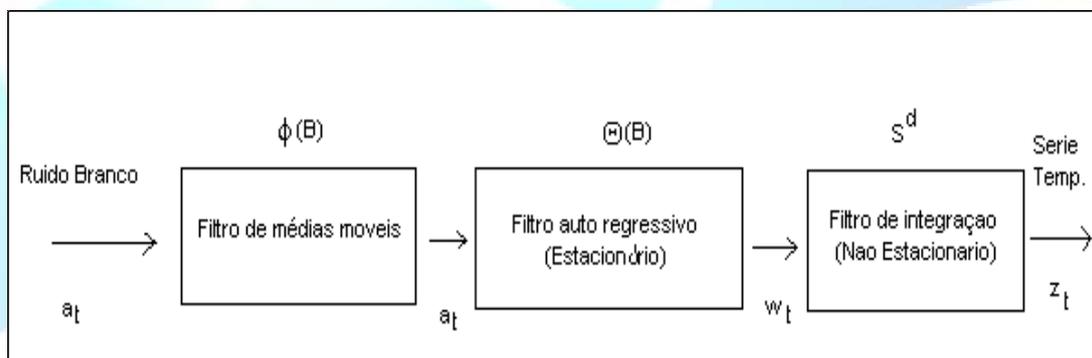


Figura 1. Diagrama de blocos dos modelos ARIMA (BOX e JENKINS, 1976)

Intuitivamente, os modelos ARIMA representam as séries temporais como uma ponderação dos próprios valores e/ou erros passados da série. Um modelo ARIMA possui $p + q + 2$ parâmetros desconhecidos, que devem ser estimados a partir dos dados, a saber:

μ , o “ponto de referência” do nível processo;

p , parâmetros auto-regressivos $\Phi_1, \Phi_2, \dots, \Phi_p$;

q , parâmetros médias móveis $\Theta_1, \Theta_2, \dots, \Theta_p$;

σ_a^2 , a variância do ruído branco a_t .

Para a construção do modelo ARIMA utilizado neste trabalho, seguiu-se a abordagem de Box-Jenkins, seguindo as seguintes etapas interativas, como ilustrado na Figura 2.

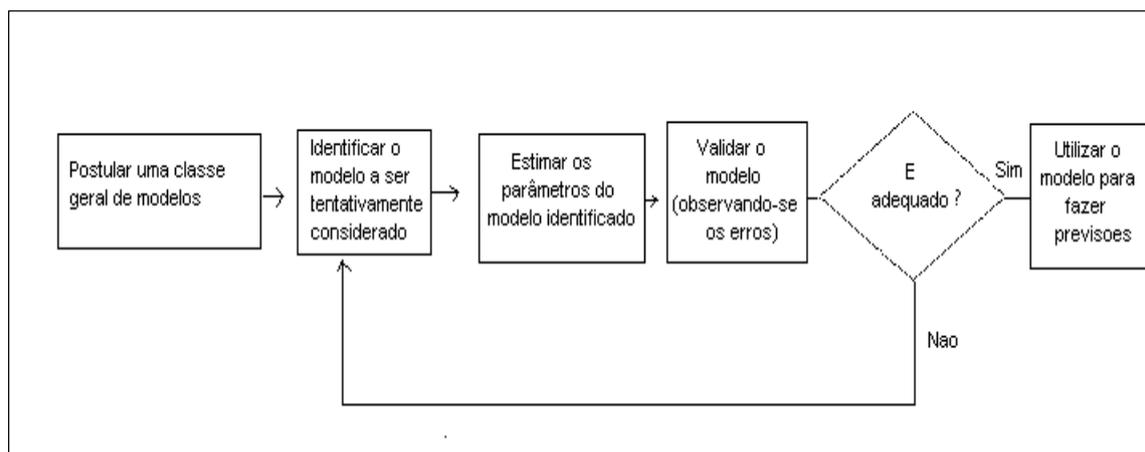


Figura 2. Etapas interativas para previsões segundo o modelo ARIMA (BOX e JENKINS, 1976)

A identificação de um modelo ARIMA corresponde à determinação do nível de diferenciação (d), a partir do qual a série se torna estacionária; da ordem (máxima) dos termos auto-regressivos (p) e da ordem (máxima) dos termos médias móveis. Uma vez determinada a ordem (p, d, q) do modelo são estimadas as tendências dos parâmetros.

A determinação do índice IQA, baseia-se nestes parâmetros físicos, químicos e biológicos, que representam impurezas ou fatores estressantes quando ultrapassam certos limites. Para cada característica atribuem-se pesos, sendo o maior (0,17) referente ao oxigênio dissolvido; 0,15 aos coliformes *E. coli*; 0,12 ao pH; 0,10 à DBO, nitrogênio total (nitrito, nitrato e amônia) e temperatura; e 0,08 à turbidez e resíduos totais. Após a somatória de cada parâmetro analisado através da curva específica de qualidade, multiplicada pelo valor atribuído de cada parâmetro tem-se o IQA (CETESB, 2006). A água é considerada "imprópria" para valores entre 0 e 19; "imprópria para tratamentos convencionais" de 20 a 36; "qualidade boa" de 52 a 79 e "qualidade ótima" de 80 a 100, obtendo-se uma escala de qualidade com cinco níveis:

Nível de IQA	Muito ruim	Ruim	Regular	Bom	Excelente
Escala	0 a 19	20 a 36	37 a 51	52 a 79	80 a 100

A atribuição de valores específicos a cada parâmetro, evita um possível efeito "eclipse" no processo de agregar todas as variáveis em um só número, o que pode produzir uma atenuação do impacto negativo de uma das variáveis frente ao comportamento estável das demais.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram analisadas as tendências para os parâmetros físicos (pH, turbidez, temperatura e sólidos totais), químicos (OD, DBO, nitrogênio total, fósforo total) e biológico (coliformes termotolerantes – *Escherichia coli*), a partir do período de abr/2000, porém somente a partir de

maio/06 foi possível analisar todos estes parâmetros em conjunto para determinação do IQA. Entretanto, as demais análises efetuadas foram relevantes para a formulação deste trabalho a partir de 2000.

4.1. Tendência suavizada para valores médios de pH

A análise do pH é um dos parâmetros que controla o desenvolvimento da microbiota, que de uma maneira geral busca o pH da neutralidade igual a 7,0. A Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) de emissão de efluentes em corpos receptores de 20/05/2011 prevê variação de 6,0 a 9,0 para pH. A Figura 3 insere em todos os pontos de coletas os valores médios de pH na série suavizada, em que os dados mantiveram-se dentro do limite estabelecido. A tendência dos valores de pH ao longo do tempo manteve-se estável para cada ponto analisado, evidenciando certa estabilização próxima ao pH neutro. O Rio Atibaia a partir de 2007 vem tentando ajustar-se ao ponto da neutralidade.

A maioria dos rios do mundo apresenta-se com pH entre 6,2 e 8,4 (STRAUB, 1989). O pH das águas da maior parte dos Rios brasileiros, no entanto, possui tendência à acidez. Os valores baixos de pH podem ser atribuídos as elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem alóctone e autóctone. Esta acidez pode ser atribuída a altas concentrações de ácido sulfúrico, nítrico, oxálico, acético, além de ácido carbônico, formado, principalmente, pela atividade metabólica dos microrganismos aquáticos (POLETO, 2003). Este caráter favorece a dissolução de metais em relação ao teor alcalino. À medida que as águas vão sendo utilizadas e posteriormente devolvidas, entretanto, acabam adquirindo caráter alcalino.

Pode-se afirmar que o pH do Rio Atibaia não sofre modificações neste parâmetro quando recebe o efluente tratado da refinaria de petróleo do montante e jusante do Rio Atibaia (pontos 2 e 3 respectivamente) e conseqüentemente não alterou significativamente os valores de IQA ao longo do tempo..

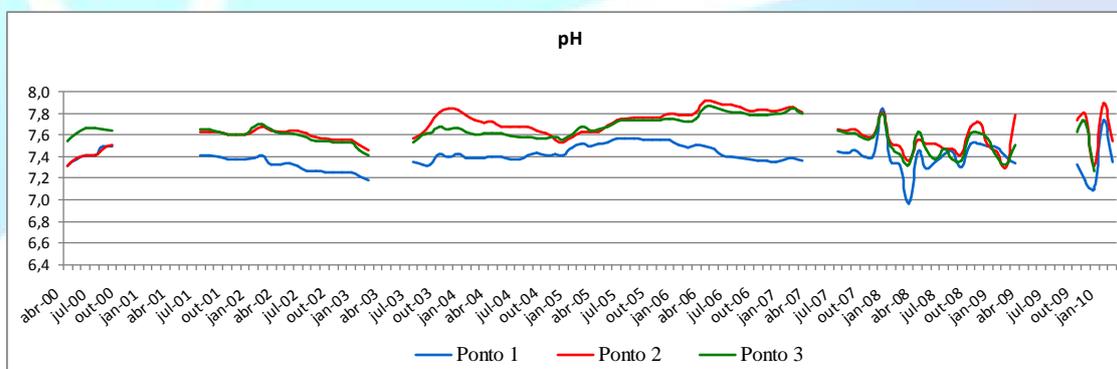


Figura 3. Quantificação dos valores de pH suavizados de abr/00 a fev/10. Ponto 1= Rio Jaguarí; Ponto 2= Rio Atibaia - montante da descarga do efluente industrial; Ponto 3 = Jusante da descarga do efluente industrial a 300m.

4.2. Tendência suavizada para valores médios de turbidez.

A turbidez é consequência da interferência da passagem de luz através da água, causada por partículas insolúveis de solo, matéria orgânica, microrganismos e outros materiais, que desviam e/ou absorvem os raios luminosos que penetram na água (POLETO, 2003). O aumento da turbidez diminui a claridade e reduz a transmissão da luz na água.

Quando ocorre aumento do teor de sólidos em suspensão na água, como argila, silte, substâncias orgânicas finamente divididas, microrganismos, sólidos de origem doméstica e industrial, a turbidez agrava-se. Além do aspecto estético, os sólidos em suspensão podem servir de

abrigo aos microrganismos patógenos, daí sua importância no controle de operação das Estações de Tratamento de Água (ETA).

A Portaria CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) estabeleceu o limite de turbidez para Rio de Classe II de 100 NTU. Enquanto os padrões internacionais da água para consumo humano da Organização Mundial de Saúde (OMS, 1996) o nível de turbidez não deve exceder 5 unidades.

O Rio Atibaia (pontos 2 e 3) apresentou no verão de 2010 os maiores níveis de turbidez (Figura 4) atribuídos principalmente à alta pluviosidade registrada no período.

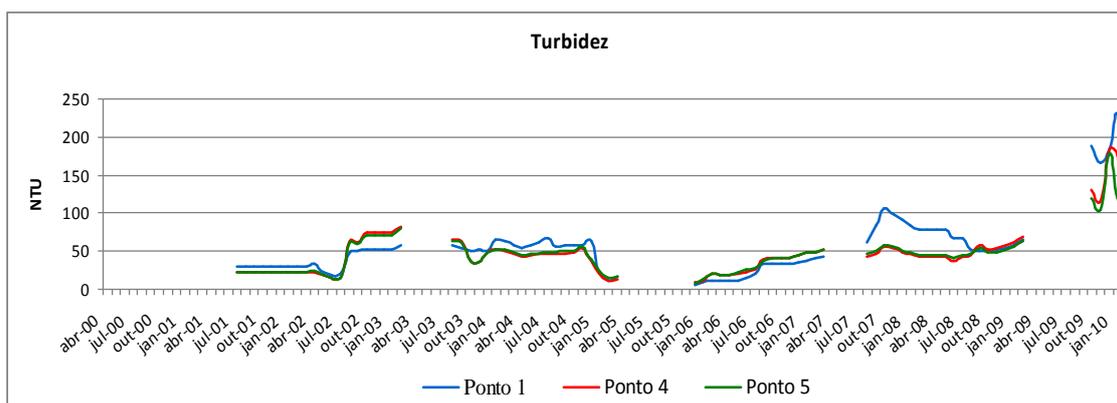


Figura 4. Tendência suavizada de turbidez em mg.L^{-1} no período de abr/00 a fev/10. Ponto 1= Rio Jaguarí; Ponto 2= Rio Atibaia - montante da descarga do efluente industrial; Ponto 3 = Jusante da descarga do efluente industrial a 300m.

4.3. Tendência suavizada para valores médios de temperatura.

A temperatura foi relativamente estável nos Rios Jaguarí e Atibaia (pontos 1; 2 e 3) e com variação semelhante dada a proximidade geográfica (Figura 5).

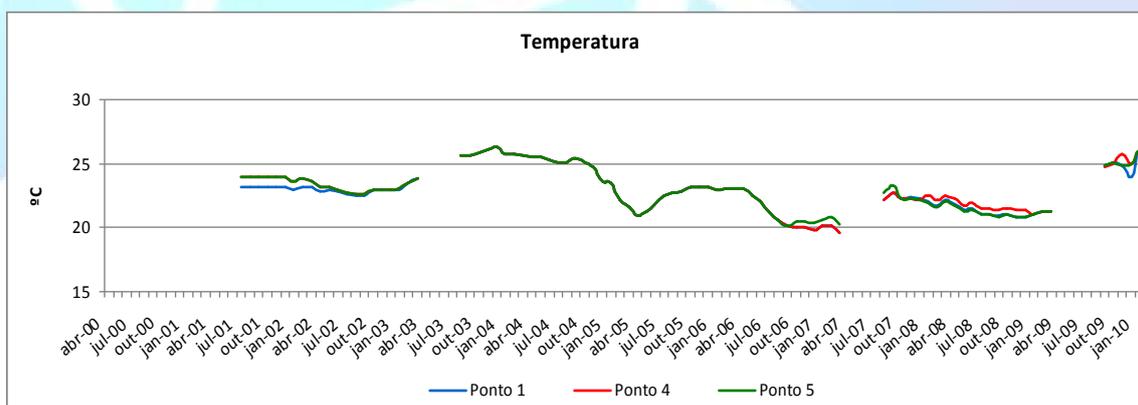


Figura 5. Tendência suavizada de temperatura em $^{\circ}\text{C}$, no período de abr/00 a fev/10. Ponto 1= Rio Jaguarí; Ponto 2= Rio Atibaia - montante da descarga do efluente industrial; Ponto 3 = Jusante da descarga do efluente industrial a 300m.

4.4. Tendência suavizada para valores médios de Oxigênio Dissolvido (OD).

No período analisado, todos os pontos apresentaram valores de oxigênio acima de zero (Figura 6). Os valores se mantiveram dentro do limite estabelecido pela Resolução 357/2005 (BRASIL, 2005) observando-se uma previsão decrescente para o verão.

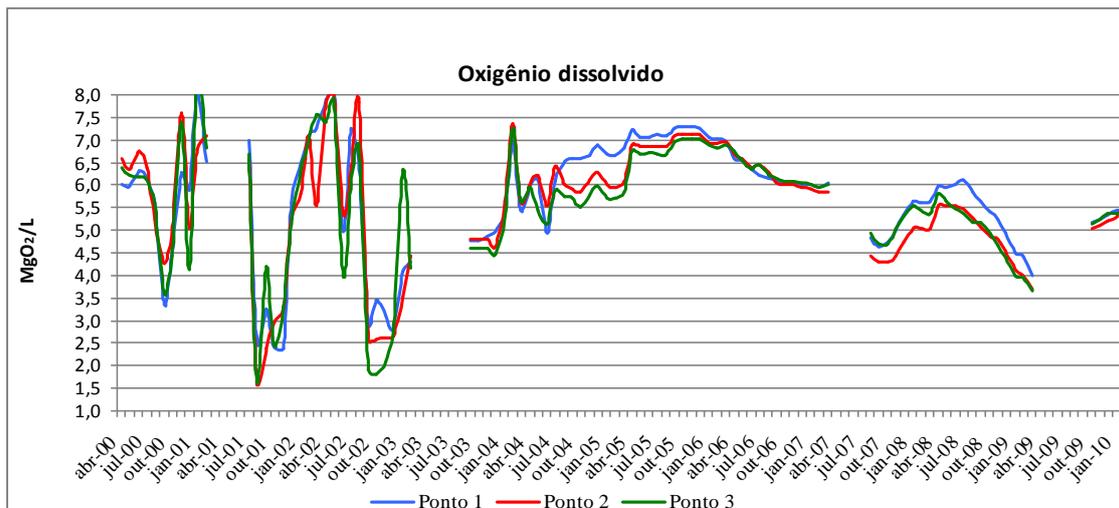


Figura 6. Tendência suavizada de oxigênio dissolvido (OD) dos pontos analisados, em abr/00 a fev/10 em mg.L^{-1} . Ponto 1= Rio Jaguarí; Ponto 2= Rio Atibaia - montante da descarga do efluente industrial; Ponto 3 = Jusante da descarga do efluente industrial a 300m.

As faixas de OD que as comunidades aquáticas podem suportar foram definidas pela Environmental Protection Agency dos EUA – (USEPA, 1986) tais como: de 0 a 2 mg.L^{-1} é insuficiente para manter a vida aquática; de 2 a 4 mg.L^{-1} somente poucas espécies de peixes podem sobreviver; de 4 a 7 mg.L^{-1} é aceitável para peixes de águas quentes; e de 7 a 11 mg.L^{-1} é ideal para peixes de águas frias. Segundo a Resolução Federal CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) que trata da qualidade dos corpos hídricos superficiais, traz o valor mínimo permitido de 5 mg.L^{-1} para corpos hídricos classe II, este é o caso dos Rios Atibaia e Jaguarí que apresentaram coerência com os padrões de qualidade preconizados pela EPA.

As águas analisadas mantiveram valores entre 6 e $8 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$, compatíveis com a vida aquática e com tendência crescente a partir de set/2007. Verificam, entretanto, valores abaixo de $3 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ que refletem em baixos IQAs. A decomposição biológica da matéria orgânica ocorre em sua maioria em condições adequadas de oxigênio dissolvido (OD), exceto os processos fermentativos realizados por organismos anaeróbios.

4.5. Tendência suavizada para valores médios dos sólidos totais.

A quantidade de sólidos totais foi semelhante nas águas dos rios estudados no segmento em análise, e condizentes com as condições climáticas (diretamente proporcional à precipitação pluviométrica) (Figura 7).

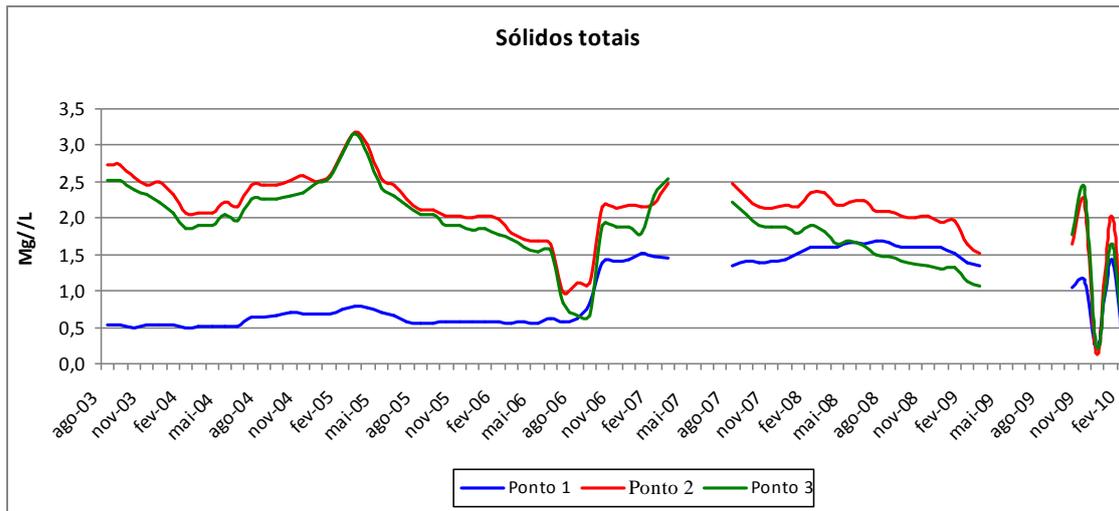


Figura 7. Tendência suavizada de sólidos totais em $\text{g} \cdot 10^{-2} \text{ mL}^{-1}$, no período de ago/03 a fev/10. Ponto 1= Rio Jaguarí; Ponto 2= Rio Atibaia - montante da descarga do efluente industrial; Ponto 3 = Jusante da descarga do efluente industrial a 300m.

4.6. Tendência suavizada para valores médios de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

No Rio Jaguarí os valores de DBO apresentaram tendência estável no período de 2006/2007, seguida de aumento devido à época mais chuvosa e decrescente no período de inverno, quando as águas apresentaram baixa turbidez (menor quantidade de partículas em suspensão) (Figura 8).

A DBO exprime o valor da poluição produzida por matéria orgânica biodegradável. Na prática, corresponde à quantidade de oxigênio consumida por microrganismos adicionados ao processo. Este parâmetro retrata de forma indireta, o teor de matéria orgânica nos corpos hídricos. A DBO é determinada em laboratório, observando-se o oxigênio consumido em amostras do líquido, durante 5 dias, à temperatura de 20 °C. Este parâmetro tem importância na caracterização do grau de poluição de um corpo de água.

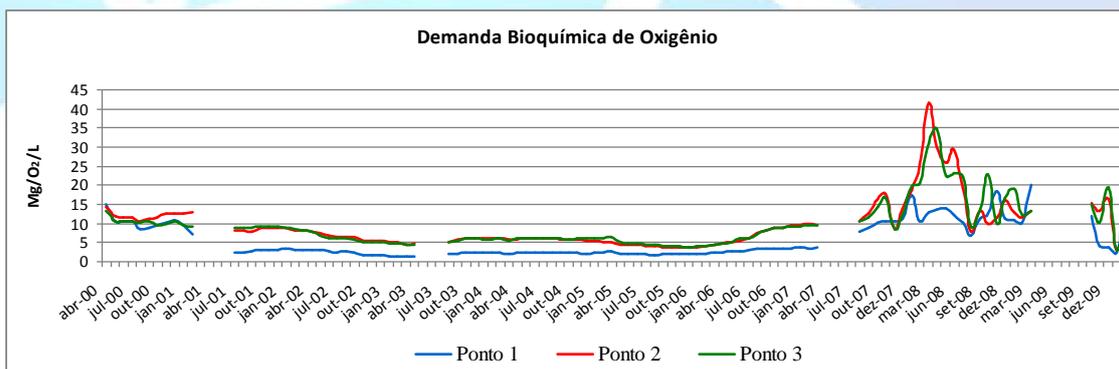


Figura 8. Tendência suavizada de DBO em $\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ no período de abr/00 a fev/10. Ponto 1= Rio Jaguarí; Ponto 2= Rio Atibaia - montante da descarga do efluente industrial; Ponto 3 = Jusante da descarga do efluente industrial a 300m.

4.7. Tendência suavizada para valores de Nitrogênio Total (NT)

O teor de NT nas águas tem origem a partir de atividade antropogênica em consequência de despejos domésticos e industriais, excretas de animais e fertilizantes. Além de ser constituinte de proteínas, clorofila e outros compostos biológicos (POLETO, 2003). As diferentes formas de compostos nitrogenados presentes no meio aquático dão indícios da qualidade sanitária das águas.

A presença de amônia pode estar relacionada à efluentes e águas recém-poluídas. Sob condições anaeróbias ocorre a sua oxidação ocorrendo a transformação em nitrito e nitrato. Assim, a presença de amônia refere-se à poluição mais recente, enquanto o nitrito e nitrato à poluição mais antiga. A Resolução 357/2005 (BRASIL, 2005) estabeleceu para amônia não ionizável (NH_3) o valor de $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ e para nitrato $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e nitrito de 1 mg.L^{-1} .

A grande maioria dos organismos é extremamente sensível à amônia, que causa impactos ecológicos na comunidade de peixes e invertebrados bentônicos. Sob este contexto, surgem alterações perceptíveis sob a forma de toxicidade crônica, em diferentes níveis, como afetar a capacidade reprodutiva (produção de ovos e sobrevivência), o crescimento (comprimento e peso), o comportamento, mudanças patológicas nos tecidos das brânquias, rins e fígado dos peixes, além de alterações bioquímicas e fisiológicas.

Na Figura 9 observa-se que o NT sofreu variações e que se manteve no período de estudo dentro das condições legais.

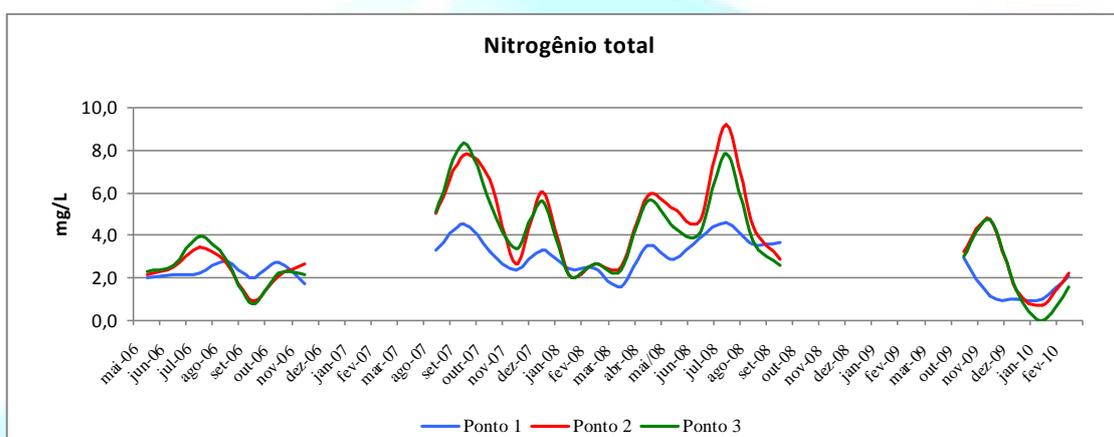


Figura 9. Tendência suavizada de nitrogênio total em mg.L^{-1} de abr/00 a fev/10. Ponto 1= Rio Jaguarí; Ponto 2= Rio Atibaia - montante da descarga do efluente industrial; Ponto 3 = Jusante da descarga do efluente industrial a 300m.

4.8. Tendência suavizada para valores médios de fósforo.

O fósforo é considerado o principal responsável pelo processo de eutrofização das águas tem sido apontado como indicador de sua qualidade. Além disso, outros indicadores como os sólidos em suspensão e a turbidez estão associados ao transporte de fósforo.

A presença de fósforo nas águas é atribuída ao esgoto doméstico, devido sua presença em detergentes e sabões quando utilizados, contribuindo para o aumento excessivo da microbiota e diminuição do OD, gerando desequilíbrio na comunidade aquática pela diminuição do oxigênio dissolvido. Os valores encontrados neste estudo estão citados na Figura 10. Em condições chuvosas em decorrência de processos erosivos derivados do uso agrícola inadequado da terra nas imediações, geraram picos maiores de fósforo no Rio Jaguarí. No entanto, este parâmetro não interferiu significativamente no índice do IQA.

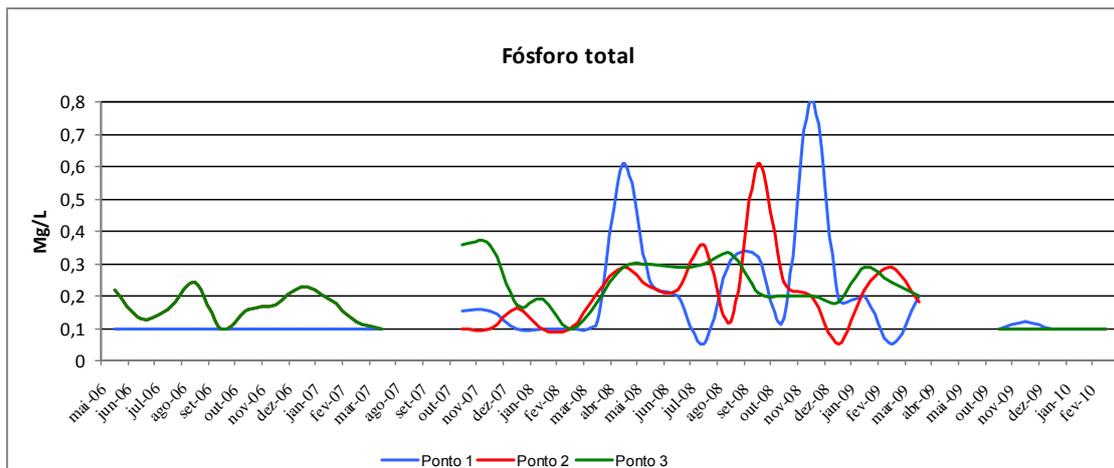


Figura 10. Tendência suavizada de fósforo total em mg.L^{-1} , no período de mai/06 a fev/10. Ponto 1= Rio Jaguarí; Ponto 2= Rio Atibaia - montante da descarga do efluente industrial; Ponto 3 = Jusante da descarga do efluente industrial a 300m.

4.9. Tendência suavizada para valores médios de coliformes *E. coli*.

A contaminação por *E. coli* é o parâmetro mais utilizado em todo o mundo, sendo básico na definição de padrões para monitoramento da qualidade sanitária das águas destinadas ao consumo humano, e avaliação da qualidade das águas em geral (LEE e COLE, 1993; SILVA e JARDIM, 2006).

A detecção destas bactérias permite inferir que organismos patogênicos estão presentes na água. Os altos índices de coliformes termotolerantes na água implicam na insegurança quanto à saúde pública, pois a *Escherichia coli* é a bactéria indicadora da qualidade bacteriológica da água. Isto justifica a necessidade da avaliação deste parâmetro para evitar que a água torne-se veículo de transmissão de agentes infecciosos e parasitários, e de determinação de locais críticos de disseminação destas doenças. Nos rios aqui em estudo, os valores de *E. coli* encontrados estão citados na Figura 11.

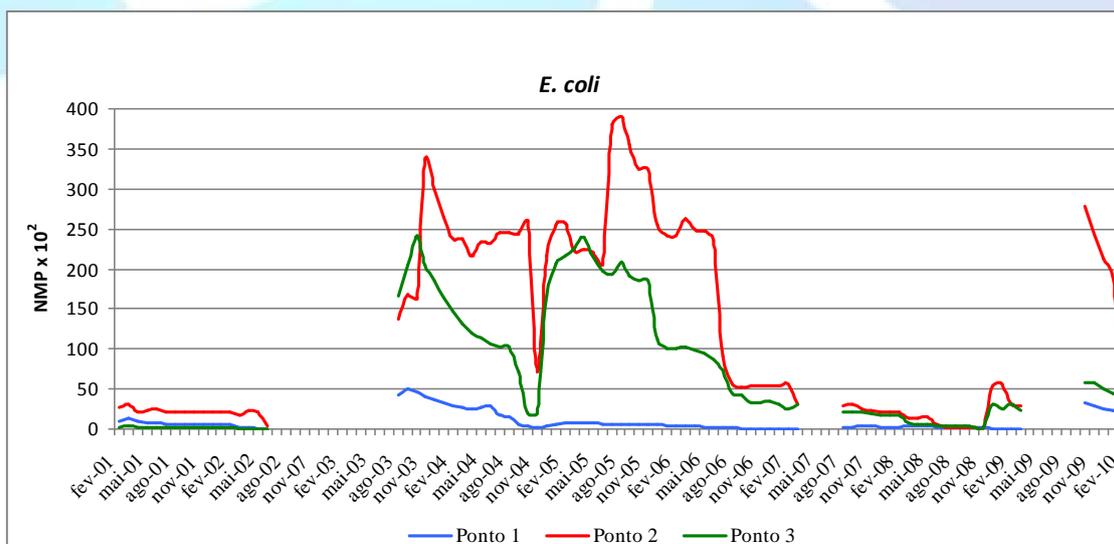


Figura 11. Tendência suavizada das médias de coliformes *E. coli* (UFC/100 mL), período de fev/01 a fev/10. Ponto 1= Rio Jaguarí; Ponto 2= Rio Atibaia - montante da descarga do efluente industrial; Ponto 3 = Jusante da descarga do efluente industrial a 300m.

As águas de todas as amostras se enquadram nos padrões aceitáveis da Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), no entanto, no ponto 2 do Rio Atibaia detectou-se a presença esporádica de *E. coli*, indicando possíveis descartes inadequados em suas águas, que se dissipam ao longo do rio.

4.10 Análise de tendência para valores médios de IQA

Em termos práticos, o IQA tem sido utilizado pela CETESB (2004) como informação básica de qualidade de água para a população em geral (SILVA e JARDIM, 2006).

O IQA representa a síntese de inúmeros dados provenientes do monitoramento por procedimentos analíticos submetidos à análise estatística e gráfica possibilitando a análise visual e a avaliação das alterações ao longo do tempo. Esta metodologia para analisar as tendências com suavização confere facilidade na interpretação, além de ser representativa para determinados parâmetros isolados ou sob a forma de índice.

Na tabela 1 estão os valores de IQA e os padrões de qualidade obtidos no período analisado. Na média geral, o Rio Jaguarí teve qualidade média, enquanto a água dos demais pontos foi ruim com tendência muito próxima à média (IQA > 37). Verifica-se que o Rio Atibaia mantém a mesma qualidade antes e depois de receber o efluente da indústria petroquímica.

Nos períodos de verão, o IQA tornou-se ruim, apesar da elevação da quantidade de OD que contribuiu para otimizar a vida aquática e os processos de degradação química. Outros parâmetros interferem de maneira significativa no índice de qualidade de água, como a turbidez, os sólidos totais e os coliformes termotolerantes. Estes parâmetros representam os indicadores mais significativos na determinação da qualidade da água.

Tabela 1. Valores do IQA e padrões de qualidade das águas, de maio/06 a ago/10.

Período	Ponto 1	Ponto 2	Ponto3
	61	39	38
Mai-06 a mar-07	Bom	Médio	Médio
	47	36	37
Ago-07 a abr-08	Médio	Ruim	Ruim
	39	31	32
Mai-08 a mar-09	Médio	Ruim	Ruim
	43	37	39
Out-09 a fev-10	Médio	Ruim	Médio
	47	36	37
Média geral	Médio	Ruim	Ruim

Os danos ambientais têm aumentado consideravelmente afetando drasticamente o padrão de qualidade das águas de abastecimento público. Em 2003 a CETESB constatou que 32% dos pontos analisados no Estado de São Paulo tinham IQA de qualidade ruim a péssima (IPEF, 2001) Fato semelhante verificou-se com as águas do Rio Atibaia (ponto 3).

Pode-se concluir que as águas dos Rios Jaguarí e Atibaia nos trechos analisados necessitam de políticas públicas conservacionistas à montante da indústria petroquímica. Nota-se que no período de outubro a fevereiro de 2010 os valores de IQA do Rio Atibaia no segmento que se insere a 300m jusante da indústria petroquímica teve em média qualidade regular.

Estes valores favoráveis devem-se principalmente à baixa turbidez e alto teor de OD. No período chuvoso a qualidade destas decaiu, apresentando níveis considerados “Ruins” em todos os pontos analisados.

A qualidade da água do Rio Atibaia tem como origem diversas fontes, tais como: efluentes domésticos (esgoto ainda não tratado), efluentes industriais e carga difusa urbana e

agrossilvipastoril e mineração especialmente a exploração e comercialização de areia par afins de construção. Cada qual representa um tipo de poluente característico que são carregados pelas águas.

O esgoto doméstico contribui para aumentar os resíduos totais, matéria orgânica biodegradável e principalmente *E. coli*, da qual preocupa-se os órgãos de fiscalização. Os resíduos industriais possuem composição mais variada de acordo com a matéria prima e processo industrial utilizado. As águas transportam maior quantidade de poluição na ocasião das chuvas, especialmente as do deflúvio superficial urbano, onde materiais acumulados em boeiros e valas são arrastadas pelas águas até atingirem os rios.

Comparando-se os dados citados na Tabela 1 com os da CETESB neste período, os valores de IQA propostos demonstraram maior deterioração dos estados de qualidade da água, à medida em que se avança para a foz do rio.

Os parâmetros de maior significância nas determinações dos IQAs foram o OD, os coliformes *E. coli* e a turbidez, sendo o primeiro considerado significativo por diversos autores (HOLLAND, BAILEY e VAVRUS, 2004; SILVA e JARDIM, 2006). Outros parâmetros como coliformes, DBO e fosfato total foram decisivos nos índices de IQA de águas no verão (STRAUB, 1989). Além do OD, valores de amônia e turbidez têm sido significativos na determinação do IQA.

A determinação da amônia pela sua ecotoxicidade tem sido utilizada para definir o estado das águas. Em época chuvosa o aumento da quantidade total de nitrogênio, principalmente nitrato, transportado nas camadas superficiais do solo pelas águas pluviométricas contribuem para o aumento dos sólidos em suspensão influenciando os índices de IQA. Em síntese, a qualidade da água dos rios em sua maioria esta diretamente relacionada aos lançamentos de esgotos não tratados e a água de drenagem urbana.

Alguns parâmetros utilizados no cálculo do IQA não se mostraram efetivos na determinação dos valores, como a temperatura. Montesinos (1999) desenvolveu cálculos para o IQA sem levar em consideração a temperatura, dada as pequenas variações nos ambientes tropicais. De forma semelhante, o pH por apresentar pequenas oscilações nos pontos de estudo ao longo da década, pode-se dizer que se manteve estável não constituindo um fator de relevância nas avaliações do IQA nos Rios Atibaia e Jaguari.

Carvalho et al. (2000) encontraram no Ribeirão da Onça – São Carlos-SP, forte relação sazonal do pH, que se eleva no período chuvoso, provavelmente em decorrência do efeito de diluição dos ácidos orgânicos liberados pelo trecho de solo alagadiço às margens do ribeirão, decorrente da degradação da mata ciliar.

A avaliação da qualidade das águas numa bacia hidrográfica é de fundamental importância para garantir o gerenciamento sustentado dos recursos hídricos e seus múltiplos usos. Sob este contexto, aumenta a necessidade de utilização de um índice indicador de qualidade ambiental para tornar os dados científicos mais acessíveis e práticos para a tomada de decisões por órgãos competentes, entre os quais técnicos, gestores, políticos e grupos de interesse. O ideal seria determinar as variáveis que melhor espelhem os objetivos em causa, sem a necessidade de avaliar todos os parâmetros que possam ser medidos, isto representaria uma medida prática de adotar um índice que apoiado em modelos estatísticos confere credibilidade ao valor encontrado.

Finalmente, o OD apresentou tendência semelhante à do IQA, com oscilações sazonais que formam curvas que se alternam ao longo do tempo.

A DBO dos pontos 1 e 3 assemelhou-se mostrando estável no decorrer do tempo.

A Turbidez evidenciou alterações sazonais na maioria dos pontos, principalmente, devido ao aumento do teor de sólidos totais carregados pelas águas provenientes das áreas vizinhas. Na época chuvosa a turbidez nos pontos 1 e 3 influencia severamente a diminuição do IQA.

Os valores médios de pH indicaram que o Rio Atibaia na altura do município de Paulínia está com relativa estabilidade e desta forma não reflete a qualidade da água no decorrer do tempo.

A Temperatura evidenciou a sazonalidade no decorrer do tempo, mas a variação deste parâmetro é mínima nos cálculos do IQA;

A análise de tendência de *E. coli* mostrou que há nítida variação sazonal destas bactérias no Rio Jaguarí e no Atibaia, caracterizando-se como indicadores da qualidade das águas no decorrer das amostragens e do tempo;

5. CONCLUSÕES

O modelo estatístico para avaliar tendências mediante análise de parâmetros físicoquímicos e biológicos em bacia hidrográfica evidenciou com clareza as tendências dos diferentes parâmetros no período de 4 anos, possibilitando reflexões sobre as possibilidades de tomadas de decisões baseadas em fatos concretos que permitam visualizar comportamentos que isoladamente não eram perceptíveis. Desta forma, a aplicação dos dados estatísticos de suavização permitiu constatar que:

O uso do modelo ARIMA permitiu avaliar a tendência dos diversos parâmetros utilizados no cálculo do IQA, evidenciando que o OD, turbidez, teor de nitrogênio total e coliformes refletem por si os valores do IQA nos pontos amostrados.

O cálculo do IQA representa um subsídio às ações de monitoramento da qualidade ambiental da água, pois ao sintetizar a variação numérica dos parâmetros a um valor global facilita a análise e gerenciamento das bacias hidrográficas.

6. AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP – Campus de Rio Claro, Instituto de Biociências, Departamento de Bioquímica e Microbiologia e também a todos os técnicos que participam da coleta de dados.

7. REFERÊNCIAS

ANDRADE, E. M. et al. Índice de qualidade de água: uma proposta para o vale do rio Trussu, Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, v. 36, n. 02, p.135-142, 2005.

BOX, G. E. P.; JENKINS, G.. **Time Series Analysis: forecasting and Control**. San Francisco, CA: Holden-Day. University of Wisconsin Madison. and University of Lancaster, England, 1976, 575p.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, DF; SEMA, 2005, **Diário Oficial da União**, em 18/03/2005.

CARVALHO, A.R.; SCHLITTER, F. H.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, vol.23 n.5, p.. 618 – 622, 2000

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Básico Ambiental. **Relatório das águas interiores do Estado de São Paulo em 2003**. São Paulo, CETESB, 2004, 273p.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Índices de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**, 2006. Disponível em:

<<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/Rios/indice.asp> > Acesso em: 09 mar. 2010.

CLESCERI, L.S.; GREENBERG, A.E.; EATON, A.D. **Standard Methods, for the Examination of Water and Wastewater**. 20th.ed., Maryland, 1998, 1325 p.

HOLLAND, M.M.; BAILEY, D.; VAVRUS, S. Inherent sea ice predictability in the rapidly changing Arctic environment of the Community Climate System Model, version 3. **Climate Dynamics** [online], March, 2010. DOI 10.1007/s00382-010-0792-4

HUANG L.S., SMITH R.L. Meteorologically-dependent trends in urban ozone. **Environmetrics**, v.10, n.1, p.103 -18, 1999

IPEF - Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais: serviço municipal de águas e esgoto de Piracicaba. **A conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal na bacia do Rio Corumbataí**. Plano Diretor. Piracicaba: IPEF; ESALQ; SEMAE, 2001. 301p.

KHALIL, M. A. K.; RASMUSSEN, R. A. Changes in the regional emissions of greenhouse gases and ozone-depleting compounds. **Environmental Science & Technology**, v.38, p.364-366, 2007.

LEE, R.J.; COLE, S.R. Internal quality control for water bacteriology. **Journal of Applied Bacteriology**, v. 76, n.3, p. 270 - 274, 1993.

MONTESINOS, S. **Utilização de IQA para o Rio dos Sinos**, RS, Porto Alegre, DNAE- Prefeitura Municipal de Porto Alegre, 43p. 1999.

ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD. **Guías para la calidad del agua potable**. Vol. 1, Recomendaciones. 2.ed., Ginebra: OMS, 1995. 195p.

PINTO FILHO, J.L.O.; SANTOS, E.G.; SOUZA, M.J.J.B. Proposta de Índice de Qualidade de Água para a Lagoa do Apodi, RN, Brasil. **Holos Environment**, v. 2, 2012, p.69 -76.

POLETO, C. Monitoramento e avaliação da Qualidade da Água de uma microbacia hidrográfica no município de Ilha Solteira. **Holos Environment**, v.10, n.1, p.96 – 110, 2010.

RODRIGUES, G.S. **Avaliação de impactos ambientais de pesquisas. Fundamentos, princípios e introdução à metodologia**. Jaguariúna: EMBRAPA, CNPMA, 1998, 66p.

SILVA, G.S. da; JARDIM, W. de F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia-SP. **Química Nova** [online], v. 29, n. 4, p. 689-694. ISSN 0100-4042, 2006.

STOCK, J. H.; WATSON, M. W. Testing for common trends. **Journal of the American Statistical Association** v. 83, p. 1097-1107, 1988.

STRAUB, C.P. **Practical Handbook of Environmental Control**. CRC Press, Inc. Boca Raton, 1989. 537pp.

STRIEDER, M.U.; RONCHI, L.H.; STENERT, C.; SCHERER, R.T.; NEISS, U.G. Medidas biológicas e índices de qualidade de água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil. **Acta Biológica Leopondensia**, v. 28, n. 1: p. 17-24, Jan/abr, 2006.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de Qualidade da água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, v. 59, n. 1, p. 181-186, jan/mar, 2002.

UMBUZEIRO, G.A. **Guia de Potabilidade para Substâncias Químicas**. ABBES, São Paulo, 2012, p.144.

ZANINI, H. L.; AMARAL, L.A.; ZANINI, J.R.; TAVARES, L. H. S. Caracterização da água da microbacia do córrego rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Engenharia Agrícola**. [online]. vol.30, n.4, pp. 732-741, 2010.

Manuscrito recebido em: 06/06/2011
Revisado e Aceito em: 29/04/2013

