

Influência do ribeirão dos Pinheiros na qualidade de água do rio Atibaia, sub-bacia do rio Atibaia, São Paulo, Brasil

Letycia Oliveira Venancio*
Ricardo Perobelli Borba

Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP
Instituto de Geociências
Rua Carlos Gomes, 250
Campinas SP, Brasil
CEP 13083-855

* Autora correspondente:
l264753@dac.unicamp.br

RESUMO

Esta pesquisa teve como objetivo avaliar o impacto da qualidade da água do ribeirão Pinheiros na qualidade das águas do rio Atibaia, por meio de análise estatística e análise da concentração espaço-temporal dos dados de monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos pré-existentes. Foi realizada pesquisa documental de dados de monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos disponibilizados pela CETESB, através do Sistema de Informação InfoÁguas. Após análise temporal e espacial foram utilizadas 3 estações de monitoramento para avaliação da qualidade das águas superficiais através da série histórica de dados no rio Atibaia (estações ATIB02035 e ATIB02065) e do ribeirão dos Pinheiros (PINO03900), entre anos de 2009 a 2019. Os valores dos parâmetros das amostras foram analisados considerando sua equivalência às classes estabelecidas na Resolução CONAMA nº 357/2005. Para o Índice de Qualidade das Águas (IQA) foram selecionadas amostras das estações de monitoramento de qualidade de água estudadas, as quais contém dados dos 9 parâmetros utilizados no cálculo. O Índice de Qualidade das Águas (IQA) anual médio do ribeirão dos Pinheiros (estação PINO03900) é aceitável, enquanto o índice do rio Atibaia (estações ATIB02035 e ATIB02065) é bom, tanto para as águas antes do ribeirão dos Pinheiros (Estação ATIB02035) quanto para as águas após o desague do ribeirão dos Pinheiros (Estação ATIB02065). Após análise generalizadas, destaca-se que os parâmetros nas águas do ribeirão dos Pinheiros que mais influenciam nas águas do rio Atibaia são coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio, fósforo, resíduo total e oxigênio dissolvido.

Palavras-chave: qualidade das águas, sub bacia do rio Atibaia, influência na qualidade.

ABSTRACT

This research aimed to evaluate the impact of the water quality of the Pinheiros stream on the water quality of the Atibaia river, through statistical analysis and analysis of the spatio-temporal concentration of monitoring data of pre-existing physical-chemical and microbiological parameters. Documentary research was carried out on monitoring data of physical, chemical and biological parameters made available by CETESB, through the InfoÁguas Information System. After temporal and spatial analysis, 3 monitoring stations were used to assess the quality of surface waters through the historical series of data in the Atibaia river (stations ATIB02035 and ATIB02065) and the Pinheiros stream (PINO03900), between the years 2009 to 2019. Sample parameter values were analyzed considering their equivalence to the classes established in

Copyright

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License.



CONAMA Resolution nº 357/2005. For the Water Quality Index (IQA) samples from the studied water quality monitoring stations were selected, which contain data from the 9 parameters used in the calculation. The average annual Water Quality Index (IQA) of Ribeirão dos Pinheiros (Station PINO03900) is acceptable, while the index of River Atibaia (stations ATIB02035 and ATIB02065) is good, both for the waters before Ribeirão dos Pinheiros (Station ATIB02035) and for the waters after the Pinheiros stream flows (Station ATIB02065). After generalized analysis, it is highlighted that the parameters in the waters of the Pinheiros stream that most influence the waters of the Atibaia river are thermotolerant coliforms, biochemical demand for oxygen, nitrogen, phosphorus, total residue and dissolved oxygen.

Keywords: Water quality, Atibaia river sub basin, Influence on quality.

1. INTRODUÇÃO

O sistema aquático é extremamente indispensável para o desenvolvimento de uma região. A água contribui para a expansão da agricultura e o progresso industrial, fazendo desse recurso uma questão ecológica, política, econômica e social (TUNDISI, 2003), bem como uma ferramenta eficiente de desenvolvimento econômico de uma região (ADDISIE, 2022). De acordo com UNEP (2016), a poluição da água piorou desde a década de 1990 na maior parte dos rios da América Latina, onde a deterioração da qualidade deste recurso ainda persiste nos países desenvolvidos, sendo um grande problema nos países em desenvolvimento, pois nestes há uma quantidade substancial de esgoto despejada diretamente nos rios.

O crescimento populacional e econômico do Brasil, acentuado nas últimas décadas, traz uma maior necessidade tanto por água quanto por serviços ligados a ela. O aumento no volume de efluentes lançados nos rios também é reflexo desse crescimento, comprometendo a qualidade ambiental dos recursos hídricos do país (ANA, 2009). Variações espaciais e temporais no ciclo hidrológico podem agravar o cenário, aumentando a preocupação global com a disponibilidade e qualidade da água, estimando-se que a demanda por este recurso aumente entre 20 e 30% até o ano de 2050 (BUREK *et al.*, 2016).

É importante ressaltar que a qualidade da água é um pré-requisito para o saneamento sustentável, de acordo com o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) no. 6, e é igualmente importante para vários outros

objetivos do Desenvolvimento Sustentável relacionados à saúde, segurança alimentar e biodiversidade (BHAT, 2021). Esta questão está diretamente relacionada com o crescimento populacional, a urbanização e a mudança no estilo de vida da população, que levam a uma mudança na qualidade e no volume das águas residuais nas cidades, com o potencial de desencadear riscos nutricionais e biológicos nos sistemas aquáticos (GUPTA *et al.*, 2018), até mesmo para populações ribeirinhas.

A qualidade da água superficial desempenha um papel importante na saúde de humanos, animais e plantas, sendo governada dentro de uma região pelos processos naturais, tais como taxa de precipitação, processos de intemperismo e erosão do solo; e efeitos antropogênicos, como atividades urbanas, industriais e agrícolas e as atividades humanas de exploração dos recursos hídricos. De acordo com Toledo e Nicolella (2002) o uso de indicadores de qualidade de água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam estas de origens antrópicas ou naturais. Cada sistema lótico possui características próprias, o que torna difícil estabelecer uma única variável como um indicador padrão para qualquer sistema hídrico. Neste sentido, a busca em trabalhos de campo é a obtenção de índices de qualidade de água que reflitam resumidamente e objetivamente as alterações, com ênfase para as intervenções humanas, como o uso agrícola, urbano e industrial (COUILLARD; LEFEBVRE, 1985).

A qualidade da água de diferentes fontes pode ser avaliada usando parâmetros físico-químicos e biológicos. A análise dos resultados dos parâmetros é avaliada com base nos limites padrão e a adequação das fontes de água para o consumo humano, e não é uma tarefa fácil de entender. Tendo em vista esses efeitos e alterações, o monitoramento da qualidade da água para avaliação das variações espaciais e temporais é eficaz para a gestão da água e controle de poluição (MELO *et al.*, 2020), estes geram grandes conjuntos de dados que requerem técnicas de organização e interpretação. Assim, uma das formas mais eficazes de monitoramento da qualidade da água é o Índice de Qualidade da Água (IQA) (ADDISIE, 2022).

O estudo das variações temporais e espaciais na qualidade da água dos rios são realizados a fim de avaliar a qualidade da água, identificar fontes de poluição e melhorar o ambiente ribeirinho (MUANGTHONG; SHRESTHA, 2015). Analisar os efeitos das atividades humanas na qualidade das águas superficiais pode fornecer a base científica para a utilização sustentável dos recursos hídricos e o controle da poluição do recurso hídrico, sendo assim de suma importância a correlação dessas variáveis na avaliação e análise da qualidade.

As mudanças climáticas e as atividades humanas são os dois principais fatores que afetam as variações temporais e espaciais na qualidade das águas superficiais (LI *et al.*, 2022). Estudos anteriores têm avaliado os efeitos das mudanças climáticas e atividades humanas sobre os fatores hidrológicos (processos de escoamento, fluxo e sedimentos) e quantificar tais contribuições. (YE *et al.*, 2013; AHN; MERWADE, 2014; GHALENI; EBRAHIMI, 2015; ZUO, *et al.* 2016; POORALIHOSSEIN; DELAVAR, 2020). Os fatores que afetam a qualidade das águas

superficiais de rios foram identificados principalmente por meio de análises de correlação e modelos estatísticos (WILSON; WENG 2011; VERÍSSIMO *et al.*, 2013). Porém, os efeitos de urbanização, uso da terra e outras atividades humanas permanece difícil de quantificar e expressar em modelos (ZHAI *et al.* 2014; XU *et al.*, 2019).

No rio Pinheiros ocorre poluição difusa, advinda da bacia do Alto Tietê, e não somente da sua própria bacia, em virtude das regras operacionais do sistema Tietê Billings que prevê a introdução das águas do Tietê a montante da confluência com o Pinheiros em condições excepcionais por ocasião das grandes chuvas, justamente o grande agente indutor desta modalidade de poluição. Sabe-se que as variações temporais e espaciais na qualidade da água de rios e os fatores que influenciam tais variações são bases importantes e pré-requisitos para identificar fontes de poluição e melhorar o ambiente da água do rio (LI *et al.*, 2022), onde os rios em bacias urbanas devem ser protegidos para evitar maior deterioração e proteção dos corpos d'água.

Na região em estudo, o esgoto proveniente de áreas urbanas é despejado no ribeirão dos Pinheiros, causando poluição e diminuição da qualidade de suas águas, variando espacialmente e temporalmente e, consequentemente influenciando a qualidade das águas de abastecimento do rio Atibaia, principal curso fluvial da região. Neste estudo, objetivou-se avaliar a capacidade de um corpo d'água com menor vazão (representado pelo ribeirão dos Pinheiros) tem de influenciar um corpo d'água com maior vazão (representado pelo Rio Atibaia), e assim testar a hipótese de que afluentes secundários com maior carga de poluentes advindos de esgoto doméstico, podem influenciar a qualidade das águas de abastecimento de coletores maiores

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

As Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (Bacias PCJ) abrangem um total de 76 municípios, sendo 71 no Estado de São Paulo e 5 no Estado de Minas

Gerais. Em contexto regional, as Bacias PCJ fazem parte da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, pertencente à Região Hidrográfica Paraná. A área total de drenagem superficial é de aproxi-

madamente 15.377 km², na qual inserem-se a Bacia do Rio Capivari (1.568 km²), a Bacia do Rio Jundiá (1.154 km²) e a Bacia do Rio Piracicaba (12.655 km²) (Figura 1).

A área de estudo está localizada na Bacia do Rio Piracicaba, na sub-bacia do Rio Atibaia, dentro da Zona Hidrográfica n^o 11 de segmentação das Bacias PCJ, nos trechos dos corpos hídricos do Ribeirão dos Pinheiros e Rio Atibaia, os quais possuem abrangência com predominância urbana (Figura 2), compreendendo as cidades de Valinhos (77,62% da área rural da sub-bacia e 80,86% de área urbana da sub-bacia; 78,97% da área total da sub-bacia) e Vinhedo (0% da área rural da sub-bacia e 54,17% de área urbana da sub-bacia; 40,85% da área total da sub-bacia). Este estudo analisa os dados de 11 anos de monitoramento, com dados de 3 estações disponíveis no Sistema InfoÁguas da Cetesb, as quais estão divididas nos trechos de interesse do ribeirão dos Pinheiros (Estação de monitoramento PINO03900) e rio Atibaia (Estações de monitoramento ATIB02035 e ATIB02065).

O rio Atibaia é responsável pelo abastecimento público dos municípios de Campinas, Valinhos, Itatiba, Sumaré e Jundiá, sendo integrado ao Sistema Cantareira. O ribeirão dos Pinheiros se estende por 20 km, iniciando-se no município de Vinhedo e seguindo pela parte urbana e central do município de Valinhos até desaguar no rio Atibaia, 2.100 m a montante da principal captação do município de Campinas. Recebe a contribuição do córrego Samambaia que tem sua origem no município de Campinas e percorre áreas densamente urbanizadas dos municípios de Campinas e Valinhos (ISENBURG, 2005). Conforme ANA (2014), o Ribeirão dos Pinheiros possui alta frequência, baixo impacto e média vulnerabilidade.

Geologicamente, as Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá estão localizadas na borda leste da porção norte da Bacia Sedimentar do Paraná, possuindo caráter intracratônico sedimentar magmático, com idades do Neo-ordoviciano até o final do Mesozoico (HASUI, *et al.* 2012). Há predominância de rochas do Embasamento Cristalino compostas por granitos, migmatitos,

gnaiesses, xistos e quartzitos; alcançando 46% de sua superfície, acompanhados de expressivos 21% de rochas sedimentares heterogêneas e indistintas do Grupo Tubarão na Formação Tatuí, composta por siltitos e siltitos arenosos; e na Formação Itararé, contendo arenitos, siltitos, varvitos e diamictitos; seguidas de 16% dos arenitos pertencentes ao Sistema Aquífero Guarani (SAG) (HASUI, *et al.* 2012).

A geologia local da área de estudo é representada pelas Unidades Geológicas Npvog – Complexo Varginha-Guaxupé, unidade ortognáissica migmatítica intermediária; NPvm – Complexo Varginha-Guaxupé, unidade paragnáissica migmatítica superior; NP3sy2I-Granitos tipo I, sin a tardiorogênicos do Orógeno Socorro-Guaxupé e NP3sy3A – Granitos tipo A, pós-orogênicos, do Orógeno Socorro-Guaxupé.

Npvog – Complexo Varginha-Guaxupé, unidade ortognáissica migmatítica intermediária

Caracterizam a unidade migmatítica intermediária a composição de biotita-hornblenda nebulito de composições grano-diorítica, granítica, sienítica e monzo-nítica em contatos transicionais com corpos batolíticos de granito gnáissico anatético metaluminoso comumente porfirítico, gerado por fusão parcial *in situ* de estratos infracrustais. Englobam migmatito estromático a mesossoma gnáissico de composição diorito-tonalítica, leucossomas trondhjemíticos e melanos-soma ferro-magnesianos. O granito gnáissico contém ainda enclaves de gnaiss Diorito-monzodiorítico, xenólitos de gnaiss calcissilicático e lentes de sillimanita-cordierita metapelito. Ocorrem também, subordinadamente, corpos de granitóides peraluminosos (HASUI, *et al.* 2012).

NPvm – Complexo Varginha-Guaxupé, unidade paragnáissica migmatítica superior

Composta principalmente de metasse-dimentos migmatíticos com anatexia decrescente em direção ao topo. Trata-se de (cordierita)-granada-(sillimanita)-biotita gnaiss bandado

com leucossomas a biotita e granada, que gradam, para o topo, a mica xisto com leucossoma a muscovita restrito. Reconhece-se ainda, sobrejacente à unidade metapelítico-aluminosa basal, sequência metapsamítica com metacarbonato e gnaiss calcissilicático subordinados (HASUI, *et al.* 2012).

NP3sy2I – Granitos tipo I

Predominam duas associações petrográficas, (leuco) monzogranitos equigranulares, cinza a rosados, com paragêneses peraluminosas; e monzogranitos, quartzo-monzonitos, monzodioritos, granodioritos e sienogranitos, marginalmente peraluminosos, com texturas microporfíricas, porfíricas ou porfíroides.

2.2 CONSISTÊNCIA DOS DADOS

O desenvolvimento do trabalho teve como base a pesquisa documental de dados de monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos, disponibilizados pela CETESB, através do Sistema de Informação InfoÁguas. Foi realizado reconhecimento inicial das estações existentes neste sistema, analisando a localização das estações existentes nos corpos hídricos de interesse, quais anos de abrangência do monitoramento e quais parâmetros estas estações continham.

Após análise, reunião dos dados e consistência foram escolhidos 6.296 dados (junção de todos os dados para os anos de 2009 a 2019) para utilização na pesquisa, de um total inicial de 16.766 dados. Primeiramente foram selecionadas 6 estações de monitoramento de qualidade de água (3 estações no rio Atibaia e 3

Além destas associações principais, localmente ocorrem rochas monzograníticas, marginalmente peraluminosas, mas com texturas equigranulares e rochas dioríticas, com quartzodioritos e quartzo-monzodioritos metaluminosos (HASUI, *et al.* 2012).

NP3sy3A – Granitos tipo A

Predominam rochas alcalinas de alto potássio, ocorrendo alguns termos com tendência subalcalina ou peralcalina. Ocorre uma ampla variedade de rochas, abrangendo dioritos, quartzo-dioritos, monzodioritos, quartzo-monzodioritos, monzonitos, quartzo-monzonitos e monzogranitos ao lado de álcali sienitos, quartzo-álcali sienitos e álcali granitos (HASUI, *et al.* 2012).

estações no ribeirão dos Pinheiros) para estudo. Após análise temporal e espacial foram utilizadas 3 estações de monitoramento de água para avaliação da qualidade das águas superficiais através da série histórica de dados no rio Atibaia (estações ATIB02035 e ATIB02065) e do ribeirão dos Pinheiros (PINO03900), assim localizadas (Tabela 1 e Figura 2):

- PINO03900, localizada próximo à foz do Rio Atibaia;
- ATIB02035, localizada na captação de Valinhos, junto a régua do DAEE 3D-007;
- ATIB02065, localizada na captação de Campinas, na divisa de municípios Campinas/Valinhos, junto à régua do DAEE 3D-003.

Tabela 1- Informações sobre a nomenclatura das estações de monitoramento da qualidade de água, corpo hídrico pertencente e coordenadas de localização.

Nomenclatura da estação de monitoramento da qualidade de água	Corpo hídrico	Coordenadas	
		Latitude	Longitude
PINO03900	Ribeirão dos Pinheiros	22°54'53"	46°57'39"
ATIB02035	Rio Atibaia	22°56'16"	46°56'01"
ATIB02065	Rio Atibaia	22°54'18"	46°58'26"
Nomenclatura da estação fluviométrica	Corpo hídrico	Coordenadas	
		Latitude	Longitude
3D-007	Rio Atibaia	22°55'42"	46°56'21"

A metodologia analítica dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos utilizados na pesquisa está descrita no Anexo do Manual de Normas de Coleta da Cetesb (CETESB, 2019). A amostragem foi realizada pela Cetesb

em intervalo bimensal, nos meses do período chuvoso – verão (nos meses de janeiro, março e novembro) e no período seco – inverno (nos meses de maio, julho e setembro).

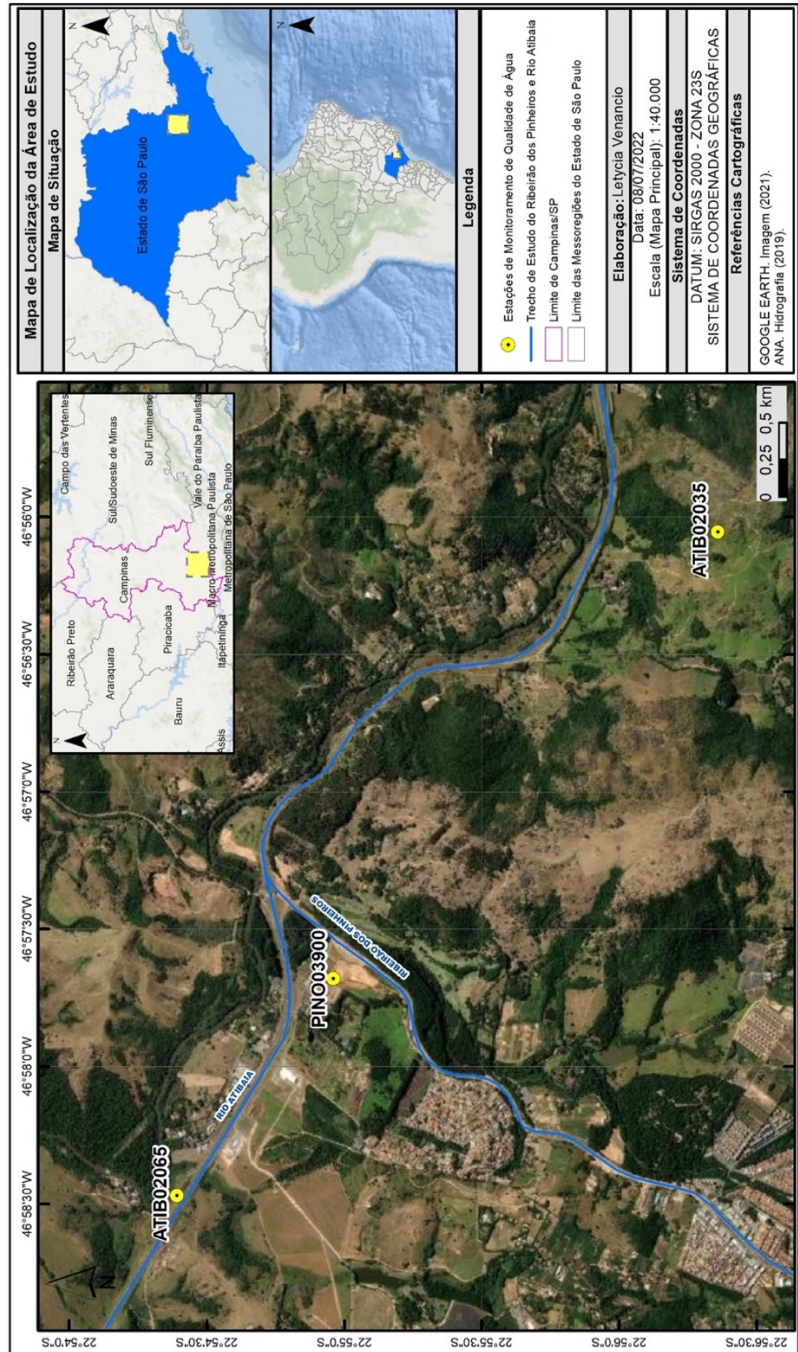


Figura 1
Mapa de localização das Estações de Monitoramento de Qualidade de Água no ribeirão dos Pinheiros (Estação PINO03900) e rio Atibaia (Estações ATIB02035 e ATIB02065).

2.3. CÁLCULO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)

O Índice de Qualidade da Água (IQA) é uma expressão empírica que integra parâmetros físicos, químicos e microbiológicos significativos da qualidade da água em um único número (MCCLELLAND, 1974). Pode ser uma ferramenta de comunicação poderosa para simplificar um conjunto complexo de parâmetros, cuja interpretação individual pode ser difícil, em um único índice que representa a qualidade geral da água (ANDRADE COSTA *et al.*, 2020). É um método eficaz de medir a qualidade da água que é comumente usado entre pesquisadores e gestores de qualidade da água (HORTON, 1965; KUMAR *et al.*, 2019; BHAT *et al.*, 2021). O IQA é calculado pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis que integram o índice (Equação 1). A seguinte fórmula foi utilizada:

$$IQA = \prod_{i=1}^n qi^{wi} \quad (1)$$

Onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

qi: qualidade do *i*-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e, *wi*: peso correspondente ao *i*-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n wi = 1 \quad (2)$$

Em que:

n: número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Os parâmetros utilizados foram: Coliformes Termotolerantes-E.Coli, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio Total (NT), Fósforo Total (FT), Temperatura, Turbidez, Resíduo Total e Oxigênio Dissolvido (OD). No caso de não se dispor do valor de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA é inviabilizado. Cada parâmetro utilizado, possui curvas de variação da qualidade das águas, de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro. Estas curvas de variação são sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente.

Foram selecionadas um total amostral de 245 amostras das estações de monitoramento de qualidade de água estudadas (Estação PINO03900 – ribeirão dos Pinheiros e Estações ATIB02035 e ATIB02065 – rio Atibaia), as quais contém dados dos 9 parâmetros utilizados no cálculo do Índice de Qualidade das Águas dos anos de 2009 a 2019, no período chuvoso - verão e seco - inverno. A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, com níveis de qualidade classificados dentro da escala de variação apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Escala de variação e classificação dos níveis de Qualidade para o Índice de Qualidade das Águas (IQA). Fonte: Adaptado de Cetesb, 2019.

Índice de Qualidade de Água	
Ótimo	$80 \leq IQA \leq 100$
Bom	$52 \leq IQA < 80$
Aceitável	$37 \leq IQA < 52$
Ruim	$20 \leq IQA < 37$
Péssima	$0 \leq IQA < 20$

As amostras de cada estação de monitoramento de qualidade de água foram tratadas estatisticamente no programa *Origin* versão 2018, no qual foi realizada estatística descritiva com análise dos dados médios,

desvios padrões amostrais, máximos e mínimos. E, em adição, foi realizada análise da correlação de Pearson dos dados nos parâmetros físicos, químicos e biológicos de interesse.

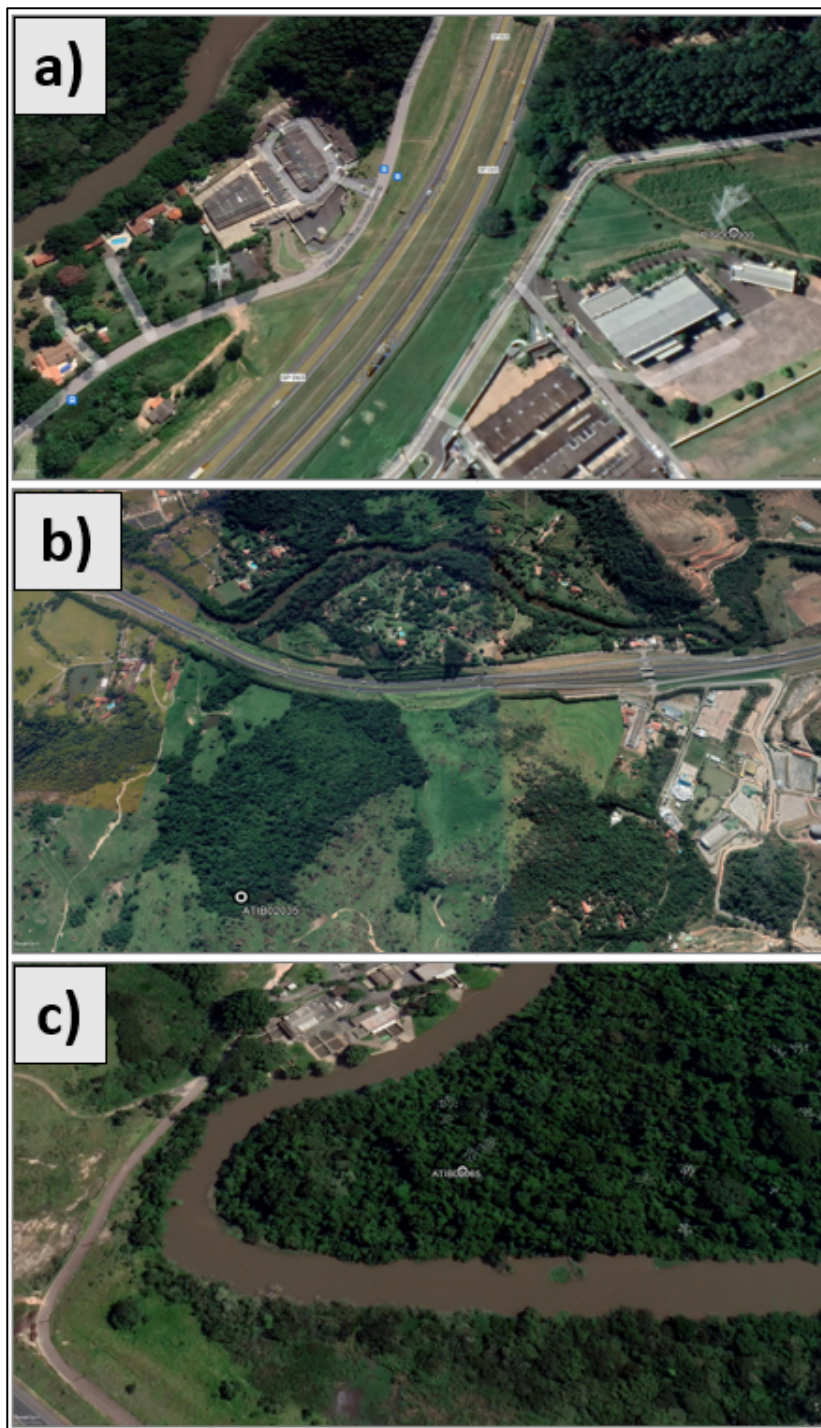


Figura 2
Localização das Estações de Monitoramento da Qualidade de Água. Fonte: Google Earth (2022).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE INFLUÊNCIA NO IQA

3.1.1 COLIFORMES TERMOTOLERANTE

Os valores de coliformes termotolerantes, aqui representados pela E. Coli, para os usos preponderantes e consumo humano, não deverão exceder um limite de 4000 coliformes por 100 mililitros, de acordo com a CONAMA-365. Tanto as águas do ribeirão dos Pinheiros (estação PINO03900) quanto as águas do rio Atibaia (estações ATIB02035 e ATIB02065) encontram-se, em geral, fora do padrão para uso e de difícil compatibilidade de qualidade para usos preponderantes e consumo humano.

As águas do ribeirão dos Pinheiros (estação PINO03900) apresentaram maiores níveis de coliformes no inverno (período seco) nos anos de 2012 e de 2015 a 2017. Este padrão é visto de forma oposta com maiores níveis de coliformes no verão (período chuvoso), nos anos de 2009 a 2011, 2013 a 2014 e 2018 a 2019.

3.1.2 pH

Os valores de pH observados no período de análise (anos de 2009 a 2019) encontram-se dentro do valor permitido pela Resolução CONAMA-365 (6,0 a 9,0) para águas doces enquadradas na Classe 3 (classe média observada). Há uma homogeneidade no pH analisado, tanto temporalmente (no período

Nas águas do rio Atibaia, antes do ribeirão dos Pinheiros (estação ATIB02035), os maiores níveis de coliformes são observados no verão (período chuvoso) nos anos de 2009 a 2013 e 2015 a 2018. E com os maiores níveis de coliformes são observados no inverno (período seco), nos anos 2014 (ano de crise hídrica) e 2019.

Após o ribeirão dos Pinheiros (estação ATIB02065) as águas do rio Atibaia apresentam os maiores níveis de coliformes observados no verão (período chuvoso) nos anos de 2010 a 2012, e de 2014 a 2019. E de forma contrária, com os maiores níveis de coliformes sendo observados no inverno (período seco), nos anos 2009, 2013 e 2015 (Figura 3).

monitorado de 2009 a 2019) quanto no período seco e chuvoso e espacialmente nas águas do rio Atibaia antes e depois do Ribeirão dos Pinheiros e nas águas do ribeirão dos Pinheiros (Figura 4). Dessa forma não há influência do pH do ribeirão dos Pinheiros no rio Atibaia.

3.1.3 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

A análise da demanda bioquímica de oxigênio demonstra valores fora do máximo permitido (10 mg/L) mais presentes no ribeirão dos Pinheiros (Estação PINO03900) do que no rio Atibaia (Estações ATIB02035 e ATIB02065). Percebe-se que para o mesmo ano amostrado, a DBO do trecho do rio Atibaia antes do ribeirão dos Pinheiros (Estação

ATIB02035) é sempre menor em relação ao trecho do rio Atibaia após o ribeirão dos Pinheiros (Estação ATIB02065), tanto no período seco (estação inverno) quanto no período chuvoso (estação verão). Essa concentração demonstra uma influência do teor de matéria orgânica dos esgotos do ribeirão dos Pinheiros chegando no rio Atibaia (Figura 5).

3.1.4 NITROGÊNIO TOTAL

A concentração de nitrogênio total é maior nas águas do ribeirão dos Pinheiros (Estação

PINO03900), tanto no período seco (inverno) quanto no período chuvoso (verão). As águas do

rio Atibaia possuem menor teor antes do desague do ribeirão dos Pinheiros, aumentando (em todos os anos – de 2009 a 2019) no trecho do Rio Atibaia após o ribeirão dos Pinheiros,

afetando diretamente a concentração após o desague do ribeirão dos Pinheiros, tanto no período seco (inverno), quanto no período chuvoso (verão). (Figura 6).

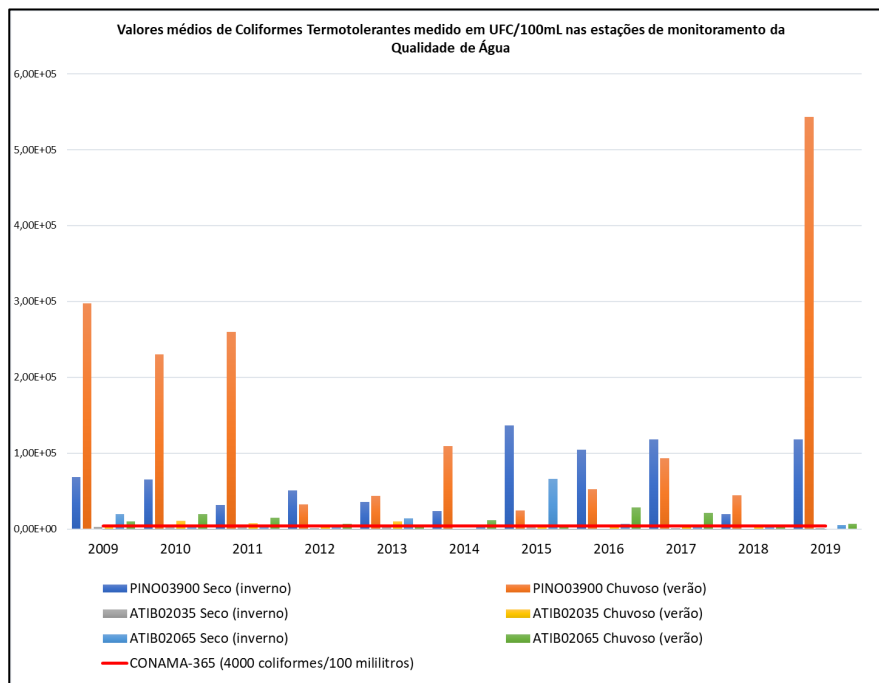


Figura 3

Valores médios de Coliformes Termotolerantes medido em UFC/100mL nas estações de monitoramento da Qualidade de Água, para todos os anos de monitoramento da qualidade estudado (2009-2019) no período seco (estação inverno) e chuvoso (estação verão). Observações: n amostral utilizado: 197 amostras. Unidade de medida: UFC/100mL.

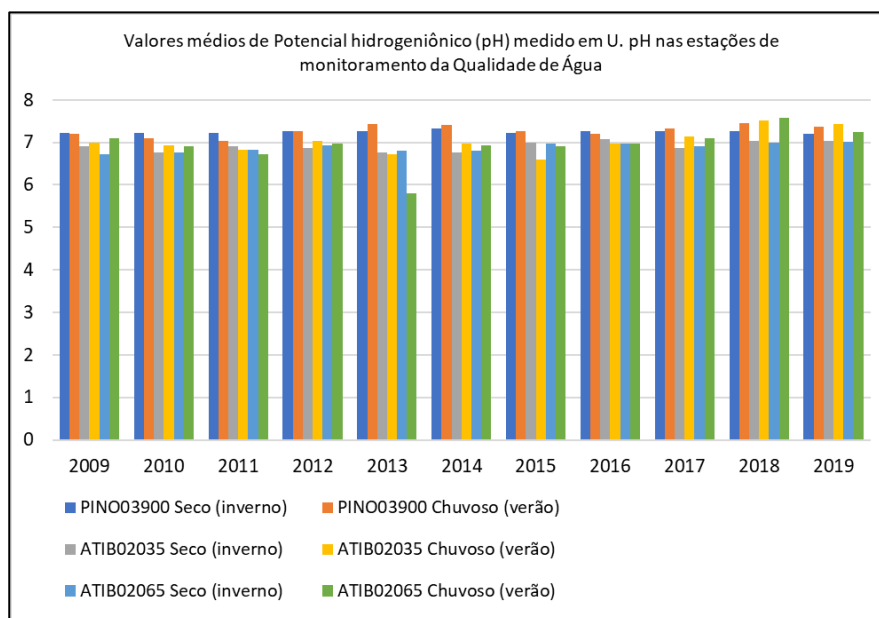


Figura 4

Valores de Potencial hidrogeniônico (pH) medido em U. pH nas estações de monitoramento da Qualidade de Água, para todos os anos de monitoramento da qualidade estudado (2009-2019) no período seco (estação inverno) e chuvoso (estação verão). Observações: n amostral utilizado: 198 amostras. Unidade de medida: U.pH.

3.1.5 FÓSFORO TOTAL

A concentração de fósforo total nas amostras é maior nas águas do ribeirão dos Pinheiros (Estação PINO03900) do que no rio Atibaia (Estações ATIB02035 e ATIB02065), apresentando valores médios fora do padrão permitido (0,15 mg/L) para ambiente lótico (classificação do ribeirão dos Pinheiros e rio

Atibaia) tanto no verão quanto no inverno, exibindo em média valores maiores de fósforo no período seco (estação inverno) (Figura 7), demonstrando um influência tanto das águas do ribeirão dos Pinheiros nas águas do rio Atibaia, quanto da sazonalidade.

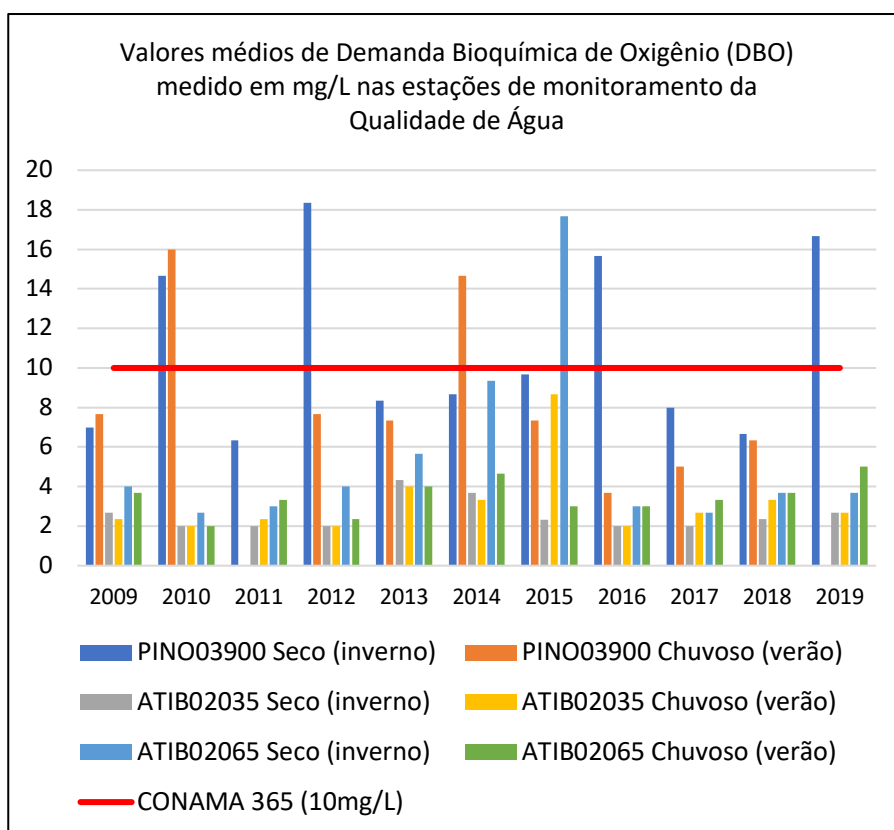


Figura 5

Valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) medido em mg/L nas estações de monitoramento da Qualidade de Água, para todos os anos de monitoramento da qualidade estudado (2009-2019) no período seco (estação inverno) e chuvoso (estação verão). Observações: *n* amostral utilizado: 198 amostras. Unidade de medida: mg/L.

3.1.6 TURBIDEZ

O nível de turbidez das amostras das estações de monitoramento da qualidade de água apresenta valores acima do máximo permitido (100 UNT) tanto nas águas do ribeirão dos Pinheiros (estação PINO03900) quanto nas águas do rio Atibaia (Estação ATIB02035 e ATIB02065) tanto antes do

ribeirão dos Pinheiros quanto após (Figura 8), o que é esperado em ambiente lótico. A turbidez das águas do ribeirão dos Pinheiros (Estação PINO03900) mostra correlação positiva direta no período chuvoso (estação verão) com os parâmetros: ferro (0,89), cobre (0,83), zinco (0,81), clorofila (0,76), fósforo (0,70), fluoreto

(0,61), manganês (0,60), bário (0,58) e sulfato (0,52). Já no período seco (estação inverno) as correlações são identificadas de forma positiva direta com os elementos chumbo (0,83) e cádmio (0,77).

A relação mútua entre os parâmetros foi investigada com a ajuda da matriz de correlação de Pearson. Para o trecho do rio Atibaia antes do ribeirão dos Pinheiros (Estação ATIB02035) as correlações identificadas são positivas no período chuvoso (estação verão) com os parâmetros: alumínio (0,77) e ferro (0,70). De

igual modo, no período seco (estação inverno) exibe correlação menor com alumínio (0,50) e maior com o ferro (0,83).

Para o trecho do rio Atibaia após o ribeirão dos Pinheiros (Estação ATIB02065) foram identificadas correlações positivas no período chuvoso (estação verão) com os parâmetros: ferro (0,90), alumínio (0,89), bário (0,62), manganês (0,53); e negativa com sulfato (-0,70), cobre (-0,54) e clorofila (-0,50). No período seco (estação inverno) as correlações positivas são percebidas nos parâmetros ferro (0,98), alumínio (0,83) e manganês (0,71).

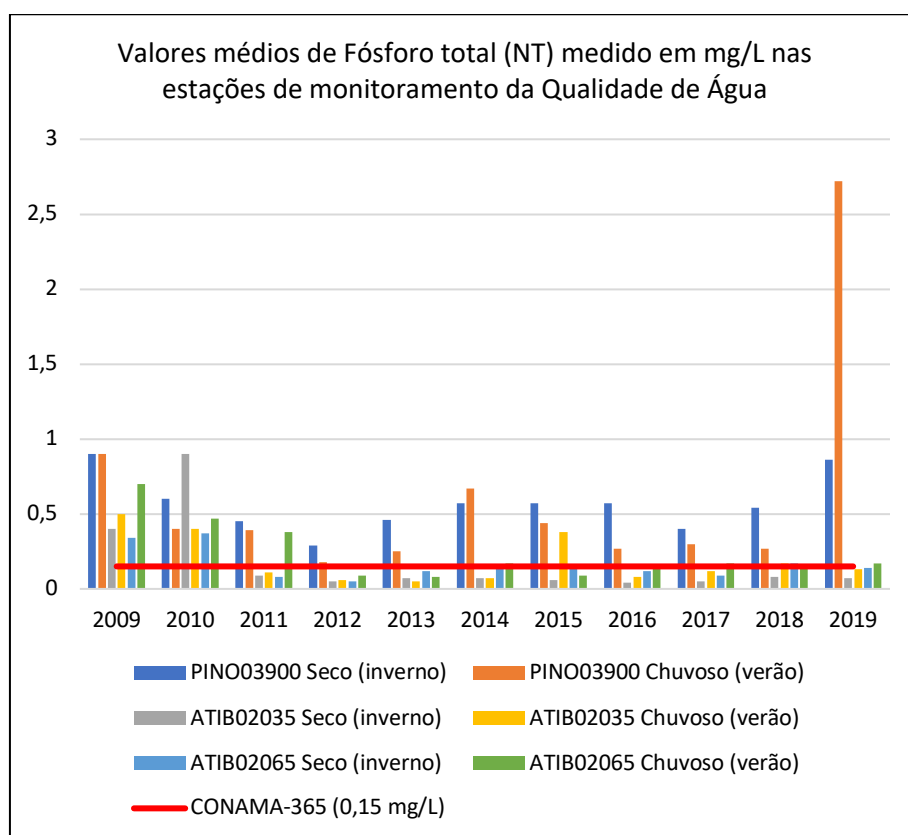


Figura 7

Valores de Fósforo total (NT) medido em mg/L nas estações de monitoramento da Qualidade de Água, para todos os anos de monitoramento da qualidade estudado (2009-2019) no período seco (estação inverno) e chuvoso (estação verão). Observações: *n* amostral utilizado: 195 amostras. Unidade de medida: mg/L.

3.1.7 RESÍDUO TOTAL

A concentração de resíduo total nas águas do ribeirão dos Pinheiros (PINO03900) e rio Atibaia (estações ATIB02035 e ATIB02065)

mostram alta correlação com a turbidez para os períodos correspondentes, o que é esperado devido à relação direta mantida entre os

parâmetros. Também seguem a mesma correlação com as variáveis correlacionadas com a turbidez.

Os valores médios são maiores para as águas do ribeirão dos Pinheiros. Essa concentração pode ser resultante da menor vazão e

consequentemente maior concentração de resíduo total, devido à menor diluição nesse trecho do corpo d'água do que no trecho do rio Atibaia, com maiores vazões possibilitando uma maior eficiência de mistura e carreamento (Figura 9).

3.1.8 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

O oxigênio dissolvido das amostras das estações de monitoramento da qualidade de água está presente em quantidades inferiores ao máximo permitido (não inferior a 4mg/L) nas águas do ribeirão dos Pinheiros (Estação PINO03900) tanto no período seco (estação inverno) quanto no período chuvoso (estação

verão), dados obtidos posteriormente ao período de intensa seca (ano 2014).

Esses valores indicam uma maior poluição por despejos orgânicos nas águas do ribeirão dos Pinheiros do que nas águas do Rio Atibaia, consequência dos processos biológicos que consomem oxigênio, devido à presença de matéria orgânica e nutrientes (Tabela 10).

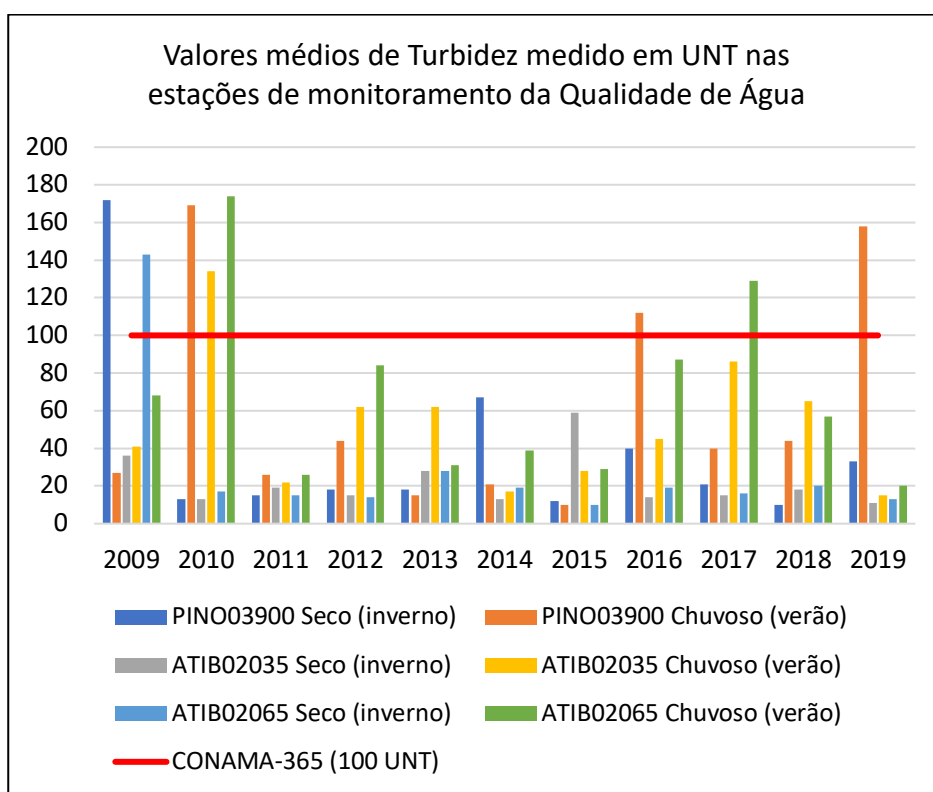


Figura 8

Valores de Turbidez medido em UNT nas estações de monitoramento da Qualidade de Água, para todos os anos de monitoramento da qualidade estudado (2009-2019) no período seco (estação inverno) e chuvoso (estação verão). Observações: *n* amostral utilizado: 198 amostras. Unidade de medida: UNT.

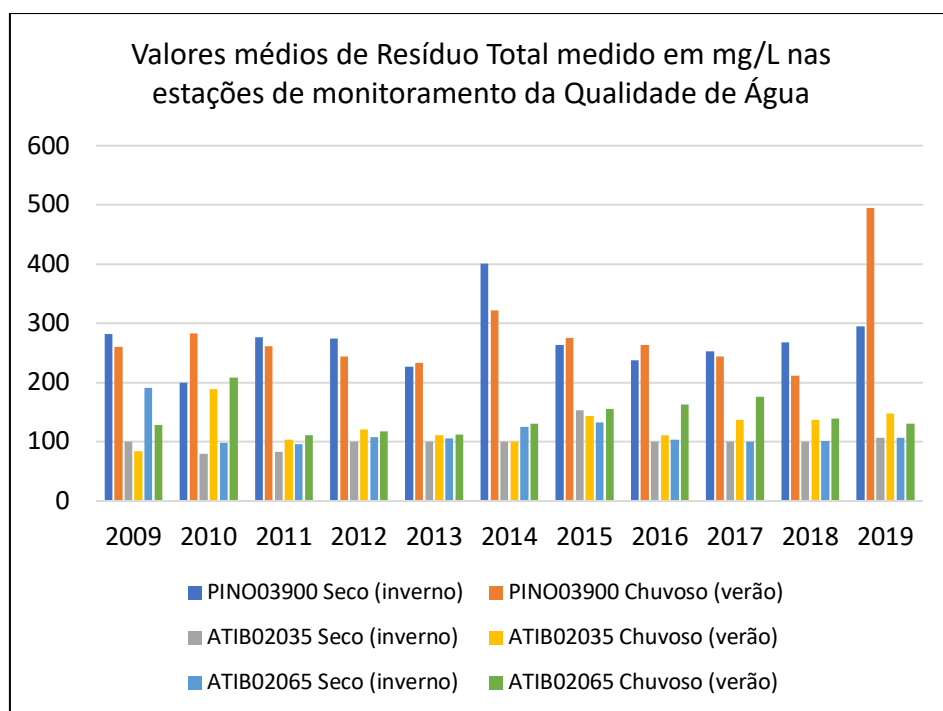


Figura 9

Valores de Resíduo Total medido em mg/L nas estações de monitoramento da Qualidade de Água, para todos os anos de monitoramento da qualidade estudado (2009-2019) no período seco (estação inverno) e chuvoso (estação verão). Observações: *n* amostral utilizado: 197 amostras. Unidade de medida: mg/L.

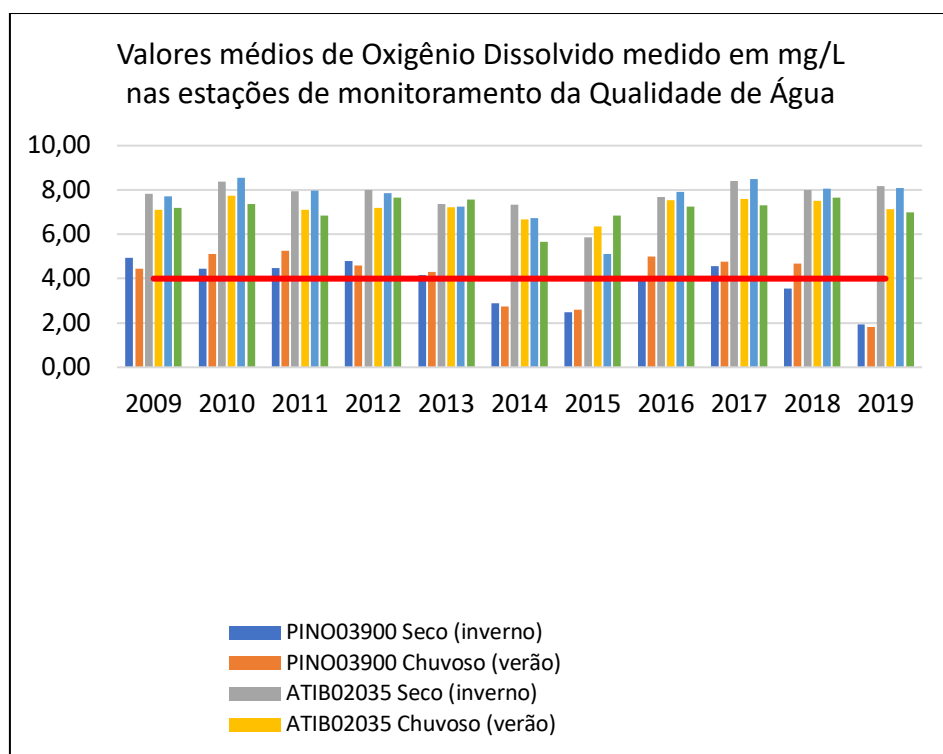


Figura 10

Valores de Oxigênio Dissolvido medido em mg/L nas estações de monitoramento da Qualidade de Água, para todos os anos de monitoramento da qualidade estudado (2009-2019) no período seco (estação inverno) e chuvoso (estação verão). Observações: *n* amostral utilizado: 197 amostras. Unidade de medida: mg/L.

3.2 ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA)

As mudanças climáticas e as atividades humanas são os dois principais fatores que afetam as variações temporais e espaciais na qualidade das águas superficiais (LI *et al.*, 2022). Estudos anteriores têm avaliado os efeitos das mudanças climáticas e atividades antrópicas sobre os fatores hidrológicos (processos de escoamento, fluxo e sedimentos) e quantificado tais contribuições (YE *et al.* 2013; AHN; MERWADE, 2014; GHALENI; EBRAHIMI, 2015; ZUO *et al.* 2016; POORALIHOSSEIN; DELAVAR, 2020). Os fatores que afetam a qualidade das águas superficiais de rios foram identificados principalmente por meio de análises de correlação e modelos estatísticos (WILSON; WENG 2011; VERÍSSIMO *et al.* 2013). Porém, os efeitos de urbanização, uso da terra e outras atividades humanas permanecem difíceis de quantificar e expressar em modelos (ZHAI *et al.* 2014, XU *et al.* 2019), principalmente em áreas com predominância urbana, como é o exemplo das áreas em estudo.

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) anual médio do ribeirão dos Pinheiros (estação PINO03900) é pior (classificado de forma geral

como aceitável) que o índice do rio Atibaia (estações ATIB02035 e ATIB02065), o qual é classificado como bom, tanto para as águas antes do ribeirão dos Pinheiros (Estação ATIB02035) quanto para as águas após o deságue do ribeirão dos Pinheiros (ATIB02065) (Figura 11). Não há mudança significativa na qualidade do mesmo ano, para o mesmo corpo hídrico, no período seco (inverno) ou chuvoso (verão) (Figura 12).

A qualidade de água (IQA) do ribeirão dos Pinheiros mostra baixa correlação com a vazão, tanto no período chuvoso (verão) ($R = 0,0455$) quanto no período seco (inverno) ($R = 0,087$) (Figura 7). A qualidade de água (IQA) do ribeirão dos Pinheiros mostra baixa correlação com a vazão, tanto no período chuvoso (verão - $R = 0,0455$) quanto no período seco (inverno - $R = 0,087$) (Figura 7). Da mesma forma o rio Atibaia apresenta baixa correlação com a vazão nos dois períodos, embora os valores sejam ligeiramente mais altos: período seco (inverno - ATIB02065: $R = 0,1799$; ATIB02035: $R = 0,2433$); e período chuvoso (verão - ATIB02065: $R = 0,1131$; ATIB02035: $R = 0,1128$).

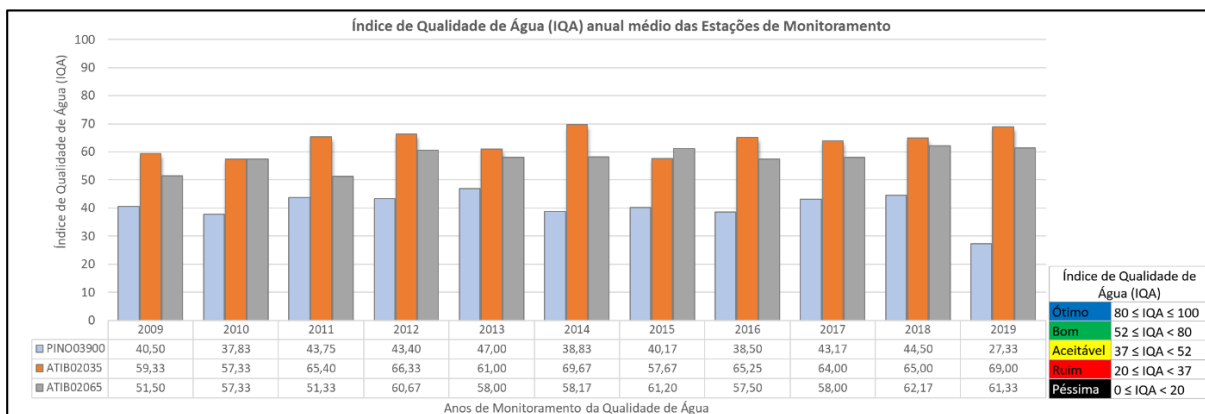


Figura 11 Índice de Qualidade (IQA) anual médio das Estações de Monitoramento no ribeirão dos Pinheiros (estação PINO03900) e rio Atibaia (estações ATIB02035 e ATIB02065).

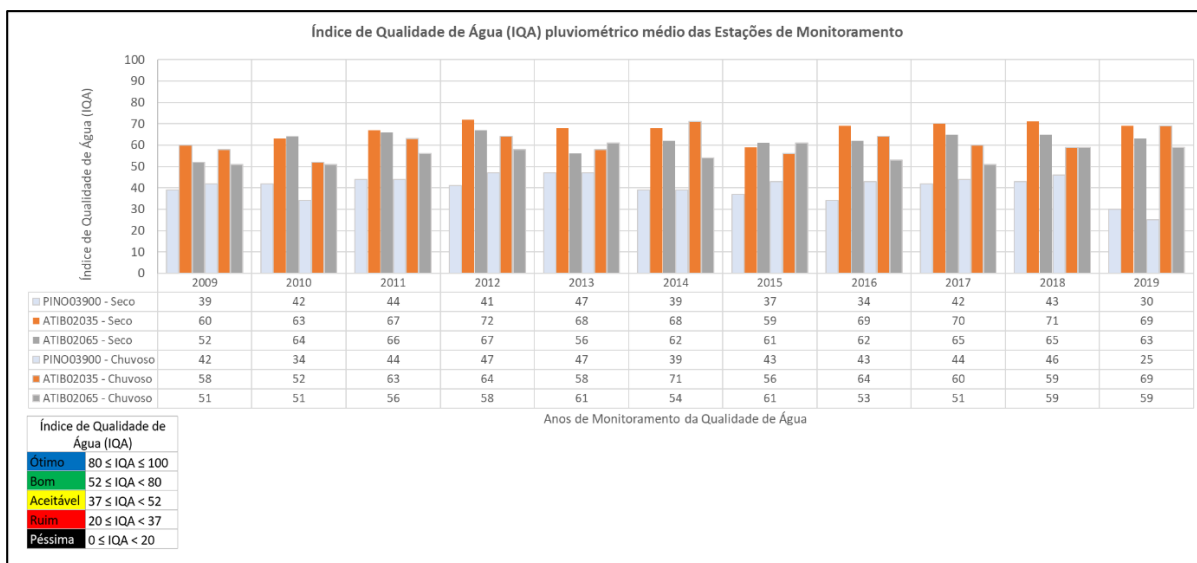


Figura 12

Índice de Qualidade (IQA) pluviométrico (período seco e chuvoso) das Estações de Monitoramento no ribeirão dos Pinheiros (estação PINO03900) e rio Atibaia (estações ATIB02035 e ATIB02065).

4. CONCLUSÕES

Após avaliar a capacidade da qualidade da água do ribeirão Pinheiros de influenciar a qualidade das águas do rio Atibaia utilizando análise estatística e análise da concentração espaço-temporal dos dados de monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos pré-existent, conclui-se que há indicação de maior poluição por despejos orgânicos no ribeirão dos Pinheiros do que no rio Atibaia, indicada pelo nível de oxigênio dissolvido nesse trecho do corpo hídrico. As maiores concentrações fora do padrão estão presentes nas águas do ribeirão dos Pinheiros principalmente após o ano de 2014, posteriores à intensa seca.

As concentrações dos parâmetros nas águas do ribeirão dos Pinheiros que mais influenciam nas águas do rio Atibaia são coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio, fósforo, resíduo total e oxigênio dissolvido. Estes são os maiores poluentes. O Índice de Qualidade das Águas (IQA) anual médio do ribeirão dos Pinheiros (estação PINO03900) é aceitável, enquanto o índice do rio Atibaia (estações ATIB02035 e ATIB02065) é bom, tanto para as águas antes do ribeirão dos Pinheiros (Estação ATIB02035)

quanto para as águas após o desague do ribeirão dos Pinheiros (ATIB02065). A qualidade de água (IQA) do ribeirão dos Pinheiros possui baixa correlação com a vazão, tanto no período chuvoso (verão) quanto no período seco (inverno), bem como a correlação da qualidade da água (IQA) do rio Atibaia com a vazão, com um aumento da correlação (ainda classificada como baixa) no período seco (inverno), não havendo relação direta, em geral, com a vazão se analisada de forma generalizada.

Os parâmetros que afetam a qualidade das águas foram identificados principalmente por meio de análises de correlação e concentração máxima permitida. Porém, os efeitos de urbanização, uso da terra e outras atividades humanas, ativos nos corpos hídricos em questão, torna a quantificação difícil de ser totalmente expressa em modelos simplificados, dessa forma é recomendado a continuação dos trabalhos nos corpos hídricos aqui estudados. Os resultados deste estudo podem facilitar a tomada de decisão em direção a estratégias para uso e controle de qualidade das águas dos trechos estudados, especificamente, incorporando instalações de tratamento convencional na água.

5. REFERÊNCIAS

- ADDISIE, M. B. Evaluating Drinking Water Quality Using Water Quality Parameters and Esthetic Attributes. **Air, Soil and Water Res.** 15, 2002
<https://doi.org/10.1177/11786221221075005>
- ANDRADE COSTA, D.; DE AZEVEDO, J. P. S.; DOS SANTOS, M. A.; ASSUMPÇÃO, R. DOS S. F. V. Water quality assessment based on multivariate statistics and water quality index of a strategic river in the Brazilian Atlantic Forest. **Sci. Rep.** 10(1):1-13, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78563-0>
- AHN, K. H.; MERWADE, V. Quantifying the relative impact of climate and human activities on streamflow. **J. Hydrol.** 515:257-266, 2014.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.062>
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **A implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos e agência de água das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá.** Superintendência de Apoio à Gestão de Recursos Hídricos. Brasília. 2009.
- BHAT, S.U. Water Quality Characterization of Marusudar River in Chenab Sub-Basin of North-Western Himalaya Using Multivariate Statistical Methods. **Water, Air and Soil Poll.** 232(11): 1-22, 2021.
<https://doi.org/10.1007/s11270-021-05394-8>
- BUREK, P.; SATOH, Y.; FISCHER, G.; KAHIL, M. T.; SCHERZER, A.; SYLVIA TRAMBEREND, S.; NAVA, L. F.; WADA, Y.; MAGNUSZEWSKI, P.; COSGROVE, B.; WIBERG, D. **Water Futures and Solution. Fast Track Initiative.** Austrian Development Agency. IIASA. Laxemburg. 133 pp. 2016. Disponível em: <https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/13008/1/WP-16-006.pdf>
- COUILLARD, D.; LEFEBVRE, Y. Analysis of water-quality indices. **J. Environ. Manage.** 21(2):161-179, 1985.
- GHALENI, M.; EBRAHIMI, K. Effects of human activities and climate variability on water resources in the Saveh plain, Iran. **Environ. Monit. Assess.** 187(2):35, 2015.
<https://doi.org/10.1007/s10661-014-4243-2>
- GUPTA, M.; HO, D.; SANTORO, D.; TORFS, E.; DOU-CET, J.; VAN ROLLEGHEM, P. A.; NAKHLA, G. Experimental assessment and validation of quantification methods for cellulose content in municipal wastewater and sludge. **Environ. Sci. and Poll. Res.** 25(17):16743-16753, 2018.
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-1807-7>
- HASUI, Y.; DAL RÉ CARNEIRO, C.; MARQUES DE ALMEIDA, F. F.; BARTORELI, A. (Orgs). **Geologia do Brasil.** São Paulo, Beca, 2012. 900p
- HORTON, R. K. An index number system for rating water quality. **Journal Water Pollution Control Federation**, 373:300-306, 1965
- ISENBURG, A. A. R. V. **Qualidade das águas na bacia do Ribeirão Pinheiros: uma proposta de recuperação.** Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. UNICAMP. Campinas, 2005.
- KUMAR, B.; SINGH, U. K.; OJHA, S. N. Evaluation of geochemical data of Yamuna River using WQI and multivariate statistical analyses: A case study. **Int. J. River Basin Manag.** 17(2):143-155, 2019.
<https://doi.org/10.1080/15715124.2018.1437743>
- LI, H.; CHEN, S.; MA, T.; RUAN, X. The quantification of the influencing factors for spatial and temporal variations in surface water quality in recent ten years of the Huaihe River Basin, China. **Environ. Sci. Pollut. Res.** 29:44490-44503 (2022).
<https://doi.org/10.1007/s11356-021-18282-9>
- MCCLELLAND, N. I. **Water quality index application in the Kansas River Basin.** US Environmental Protection Agency-Region VII. EPA-907/9-74-001. Kansas City. 1974. 226 pp.

- MELO, D. C. D.; ANACHE, J. A. A.; ALMEIDA, C. DAS N.; COUTINHO, J. V.; RAMOS FILHO, G. M.; ROSALEM, L. M. P.; PELINSON, N. S.; FERREIRA, G. L. R. A.; SCHWAMBACK, D.; CALIXTO, K. G.; SIQUEIRA, J. P. G.; DUARTE-CARVAJALINO, J. C.; JHUNIOR, H. C. S.; NÓBREGA, J. D.; MORITA, A. K. M.; LEITE, C. M. C.; GUEDES, A. C. E.; COELHO V. H. R.; WENDLAND, E. The big picture of field hydrology studies in Brazil. **Hydrol. Sci. J.** 65(8):1262-1280, 2020. <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1747618>
- MUANGTHONG, S.; SHRESTHA, S. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. **Environ. Monit. Assess.** 187(9):4774, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4774-1>
- POORALIHOSSEIN, S.; DELAVAR, M. A multi-model ensemble approach for the assessment of climatic and anthropogenic impacts on river flow change. **Hydrol. Sci. J.** 65(1):71-86, 2020. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1682148>
- TOLEDO, L. G; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Sci. Agric.** 59(1):,181-186, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162002000100026>
- TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez.** RiMa/IIIE. São Carlos. 2003.
- WILSON, C. O.; WENG, Q. Simulating the impacts of future land use and climate changes on surface water quality in the Des Plaines River watershed, Chicago Metropolitan Statistical Area, Illinois. **Sci. Tot. Environ.**, 409(20): 4387-4405, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.001>
- UNEP. **A snapshot of the world's water quality: towards a global assessment.** United Nations Environment Program. Nairobi. 2016. 162pp.
- VERÍSSIMO, H; LANE, M.; PATRÍCIO, J.; GAMITO, S.; MARQUES, J. C. Trends in water quality and subtidal benthic communities in a temperate estuary: Is the response to restoration efforts hidden by climate variability and the Estuarine Quality Paradox? **Ecol. Indic.** 24:56-67, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.028>
- YE, X.; ZHANG, Q.; LIU, J.; LI, X.; XU, C. Distinguishing the relative impacts of climate change and human activities on variation of streamflow in the Poyang Lake catchment, China. **J. Hydrol.** 494:83-95, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.04.036>
- XU, J.; JIN, G.; TANG, H.; MO, Y.; WANG, Y.; WANG, Y.; LI, L. Response of water quality to land use and sewage outfalls in different seasons. **Sci. Tot. Environ.**, 696:134014, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134014>
- ZHAI, X.; XIA, J.; ZHANG, Y. Water quality variation in the highly disturbed Huai River Basin, China from 1994 to 2005 by multi-statistical analyses. **Sci. Tot. Environ.** 496:594-606, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.101>
- ZUO, D.; XU, Z.; YAI, W.; JIN, S.; XIAO, P.; RAN, D. Assessing the effects of changes in land use and climate on runoff and sediment yields from a watershed in the Loess Plateau of China. **Sci. Tot. Environ.** 544:238-250, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.060>