Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>

Qualidade da água de um parque urbano em Teresina, PI

Hileane Barbosa Silva¹; Carlos Ernando da Silva²

¹Mestra em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Piauí (UFPI), Bairro Ininga, CEP, 64049-550, Teresina, PI. E-mail: hileanebarbosa@gmail.com (autora correspondente); ²Dr. em Engenharia Sanitária (UFMG). Prof.º na Universidade Federal do Piauí, Bairro Ininga, CEP, 64049-550, Teresina, PI, carlosemendo@ufpi.edu.br

Artigo recebido em 10/03/2020 e aceito em 11/06/2020

RESUMO

A urbanização é um dos principais fatores de degradação dos recursos hídricos. Este trabalho analisou a qualidade da água de uma microbacia urbana drenada por um canal e duas lagoas, que compõem o paisagismo do Parque Ambiental Lagoas do Norte, em Teresina, PI. A qualidade das águas foi determinada mensalmente no período de novembro de 2017 a outubro de 2018 em seis pontos de monitoramento. Interpretou-se os resultados frente ao Índice de Qualidade da Água (IQA) e aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, considerando os aspectos de precipitação, demografia, infraestrutura sanitária e de uso e ocupação do solo. Os pontos de coleta foram agrupados por meio da análise hierárquica quanto à similaridade das variáveis de qualidade da água. A microbacia apresenta elevado percentual de área construída, baixa porcentagem de áreas verdes e ampla cobertura de rede esgoto. A qualidade da água das lagoas foi superior à do canal, apresentando melhor conformidade com legislação e maiores valores de IQA. A variação da qualidade da água entre as estações chuvosa (janeiro-maio) e seca (junho-dezembro) foi mais significativa em relação as variáveis *Escherchia coli*, fósforo total, turbidez, pH, sólidos totais e nitrato total. A análise hierárquica permitiu a associação dos pontos monitorados em três grupos distintos, consoante a interpretação da qualidade da água. O monitoramento contínuo da qualidade das águas destas lagoas se torna importante a fim de verificar a sua adequabilidade para diversos usos, em especial para recreação de contato secundário, considerando o potencial turístico e de lazer da região.

Palavras-chave: Índice de Qualidade da Água. Uso e ocupação do solo. Microbacia urbana.

Water quality of an urban park in Teresina, PI

ABSTRACT

Urbanization is one of the main factors that degrade water resources. This study aimed to analyze the water quality of an urban microbasin drained by a canal and two pond that compose the landscaping of the Lagoas do Norte Environmental Park, in Teresina PI. Water quality was determined monthly from November 2017 to October 2018 at six monitoring points. The results were interpreted in relation to the Water Quality Index (WQI) and the limits established by Resolution CONAMA 357/2005, considering the aspects of precipitation, demography, sanitary infrastructure, land use and occupation. The collection points were grouped by hierarchical analysis regarding the similarity of water quality variables. The microbasin presents a high percentage of built area, low percentage of green areas and wide coverage of sewage network. The water quality of the ponds is superior of the canal, presenting better compliance with legislation and higher WQI values. The variation in water quality between the rainy (January-May) and dry (June-December) seasons was more significant in relation to the variables *Escherchia coli*, total phosphorus, turbidity, pH, total solids and total nitrate. The hierarchical analysis allowed the association of the monitored points in three distinct groups, consonant to the interpretation of water quality. Continuous monitoring of the quality of the water in these lagoons becomes important in order to verify their suitability for various uses, especially for secondary contact recreation, considering the region's tourist and leisure potential.

Keywords: Water Quality Index. Use and occupation of soil. Urban microbasin.

Introdução

Até o ano de 2050, cerca de 68% da população mundial viverá nas cidades (ONU, 2018). Este novo contingente populacional implicará em transformações importantes do espaço, bem como no aumento da poluição e da demanda por recursos naturais (Rosa et al., 2016) e

infraestruturas básicas, como iluminação, educação, habitação, saúde e saneamento (Lima et al., 2019). Todavia, em muitas cidades brasileiras, é comum que a instalação destas infraestruturas não ocorra no mesmo ritmo que o crescimento da população (Vasconcelos et al., 2018).

No que tange ao saneamento, a deficiência na prestação de seus serviços traz prejuízos à qualidade das águas de rios e lagoas e, consequentemente, à saúde pública e equilíbrio dos ecossistemas (Rosa et al., 2016). Ao longo do tempo, estes problemas se tornam mais complexos de serem sanados e a recuperação ambiental dos corpos hídricos demandará por maiores esforços e recursos econômicos.

No Brasil, observou-se menor qualidade das águas em áreas metropolitanas e em alguns açudes do Semiárido quando comparados a outras regiões do país (ANA, 2019). Além deste monitoramento, outros estudos demonstram os impactos negativos decorrentes da urbanização sobre a saúde dos ecossistemas aquáticos. No Piauí, Medeiros et al. (2018) avaliaram a qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá e verificaram a redução da qualidade da água nos pontos correspondente às áreas urbanas, indicando a necessidade de investimento no setor de saneamento básico na região. Na cidade de Picos-PI, a urbanização também foi apontada por Costa et al. (2018) como responsável pela menor qualidade das águas do Rio Guaribas no trecho estudado.

As variáveis físico-químicas e biológicas são comumente utilizadas para o monitoramento da qualidade das águas, possibilitando uma estimativa do impacto ambiental das atividades antrópicas sobre determinado corpo hídrico (Misaghi, et al., 2017; Oliveira et al., 2017). Por meio destas informações, associadas ao entendimento das formas de uso e ocupação do solo, é possível gerar dados que subsidiem o planejamento ambiental a curto e a longo prazo (Fia et al., 2015; Menezes et al., 2016), tendo em vista a conservação e recuperação dos corpos hídricos e manejo de suas bacias hidrográficas.

Teresina, capital do estado do Piauí, possui mais de 814.230 habitantes, dos quais 94,3% residem na área urbana. Entre as décadas de 1970 e 1990, a cidade apresentou um expressivo crescimento populacional (IBGE, 2010) que, no entanto, não foi acompanhado por um planejamento adequado, acarretando em uma série de problemas ambientais, como a ocupação de áreas de risco e deficiências na prestação de serviços de esgotamento sanitário (Rio Lima; Bruna, 2017). Atualmente, a cidade conta com somente 31,03% das residências atendidas por rede de esgoto, bastante abaixo da média nacional que é de 60,9% (SNIS, 2018).

Os impactos associados a urbanização não planejada estão especialmente presentes em uma região conhecida como Lagoas do Norte, na Zona Centro-Norte de Teresina. Esta área abrange doze

lagoas, localiza-se próxima aos rios Poti e Parnaíba, estando naturalmente sujeita a eventos de inundação, além disso, apresenta baixos indicadores socioeconômicos, conferindo a população local uma situação de vulnerabilidade socioambiental (Santos e Lima, 2015).

No ano de 2008, a Prefeitura Municipal de Teresina (PMT) iniciou a implantação do Programa Lagoas do Norte (PLN), visando a melhoria da qualidade ambiental da região por meio de ações na economia local e nas áreas de habitação, saneamento, gestão municipal, mobilidade urbana e meio ambiente. O Parque Ambiental Lagoas do Norte (PALN), criado em 2012, é um dos resultados deste processo. O parque envolve a Lagoa do Cabrinha, Lagoa do Lourival e Canal da Vila do Padre Eduardo que, no passado, foram profundamente degradadas por conta da ocupação de suas margens e poluição de suas águas (Santos e Lima, 2015; Nogueira et al., 2016). Com a intervenção do PLN, as lagoas e canal passaram a compor o cenário paisagístico da região, sendo este o único uso de suas águas até o momento.

Embora Santos e Lima (2015) tenham apontado a melhoria da qualidade ambiental da área a partir das ações do PLN, estes mesmos autores comentam sobre a necessidade de ampliação do esgotamento sanitário na região. Além disso, as atividades antrópicas como o despejo de efluentes foram apontadas como causas para redução da qualidade das águas das Lagoas do Cabrinha e do Lourival, a partir de coletas realizadas no ano de 2016 (Soares et al., 2019).

Partindo-se do pressuposto que a qualidade das águas do parque possui relação com o uso e ocupação do solo e com as intervenções realizadas pelo PLN, ao qual inclui a implantação do sistema de esgotamento sanitário na região, levantou-se a hipótese de que as lagoas e canal apresentam uma melhora de sua qualidade, sendo esta influenciada pelas características naturais e antrópicas da microbacia.

Neste estudo, avaliou-se a qualidade das águas do parque, considerando os aspectos demográficos, de uso e ocupação do solo, cobertura de rede de esgotamento sanitário da microbacia e comportamento das variáveis de qualidade da água frente a sazonalidade da precipitação.

Material e métodos

Para caracterização da área da microbacia utilizou-se o *software* de geoprocessamento Qgis 2.18.16. A sua delimitação foi baseada nas curvas de níveis, nas cotas altimétricas e o no traçado das ruas e avenidas presentes em uma base de dados adquirida junto a PMT. O mapa de uso e ocupação

do solo foi elaborado a partir de imagens do *Google Satellite* (ano de 2018), disponíveis no Qgis, em seu complemento *OpenLayers Plugin*. As classes temáticas de uso do solo foram definidas por meio da técnica de fotointerpretação, utilizando características da imagem tais como padrão, tonalidade e cor, forma, tamanho, textura e sombra (Moreira, 2007). A partir das áreas dos setores censitários contidas na microbacia foi calculada a população e densidade demográfica correspondentes, utilizando para tal dados obtidos junto ao site do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010). A cobertura da rede de esgotamento sanitário da área foi obtida por meio de consultas à empresa Águas de Teresina, responsável pelo setor na cidade.

A definição da estação seca e chuvosa baseou-se em uma série histórica de precipitação

com dados correspondente aos anos de 1996 a 2016, a partir da estação meteorológica registrada sob o código OMM 82578, localizada na unidade Embrapa Meio Norte, distante cinco quilômetros do local de estudo (INMET, 2018). Foram considerados como estação chuvosa os meses com valores de precipitação acima da média aritmética mensal histórica, e, estação seca, os meses com valores abaixo da média. A série pluviométrica referente ao período de estudo foi comparada a série histórica com intuito de verificar a ocorrência de comportamento típico.

Foram definidos seis pontos de coleta para avaliação da qualidade das águas do Parque Ambiental Lagoas do Norte, conforme é apresentado na Figura 1 e descrito pela Tabela 1

Figura 1 - Localização e imagens dos pontos de monitoramento de qualidade da água do Parque Ambiental Lagoas do Norte, Teresina, PI.

Fonte: IBGE, 2015; PMT. Elaboração: Autores (2020).

Tabela 1 - Descrição e localização geográfica dos pontos de monitoramento de qualidade da água do Parque Ambiental Lagoas do Norte, Teresina, PI

Corpo d'água	Código do ponto	Descrição	Coordenadas UTM (23 S)/ Sirgas 2000
Lagoa do Cabrinha	L1	Presença de vegetação arbustiva, sem formação de sombra; está próxima a 70 metros de uma saída de drenagem.	739967; 9439578
	L2	Presença de árvores, com formação de sombra. Este ponto está localizado a 26 metros da ligação da Lagoa do Cabrinha com o Canal do Padre Eduardo. A referida ligação possui uma extensão de cerca de 62 m.	740206; 9439664
Lagoa do Lourival	L3	Ausência de sombra no local de coleta.	740099; 9439995
	L4	Ausência de sombra no local de coleta.	739986; 9440131
Canal da Vila do Padre Eduardo	C1	Maior proximidade com residências dentre todos os pontos de coleta. Montante do canal. Formação de sombra.	740225; 9439825
	C2	Exutório da bacia, sem formação de sombra.	740269; 9440831

Fonte: Pesquisa direta (2020).

O monitoramento da qualidade dos corpos d'água compreendeu os meses de novembro de 2017 a outubro de 2018, sendo as coletas realizadas pela manhã. Para a coleta e armazenamento das amostras seguiu-se as recomendações da NBR 9898 (ABNT, 1987). As análises das variáveis

qualidade da água foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Piauí, Campus Ministro Petrônio Portella, em Teresina, PI, por meio de metodologias descritas pela APHA (2005), aos quais estão sendo apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Metodologias para determinações analíticas das variáveis de qualidade de água

Variável	Metodologia	Unidade de medida
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	Método de Winkler	mg/L
Oxigênio Dissolvido (OD)	Método de Winkler	mg/L
pH	Potenciométrico	-
Nitrato total (NT)	Análise espectrofotométrica	mg/L
Fósforo total (FT)	Análise espectrofotométrica	mg/L
Temperatura da água (T)	Termométrico	C°
Sólidos totais (ST)	Método gravimétrico	mg/L
Turbidez (Tu)	Método nefelométrico	UNT
<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	Substrato definido	NMP/100mL

Organização: Autores (2020).

A interpretação individual das variáveis deu-se frente aos requisitos de qualidade das águas para a Classe 2, estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, em seu artigo 42, que trata a respeito de corpos hídricos ainda não enquadrados (BRASIL, 2005). Para interpretação da qualidade da água foi utilizado o Índice de Qualidade da Água (IQA produtivo) adotado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2018).

A estatística descritiva das variáveis de Silva, H. B.; Silva, C. E. da

qualidade da água e valores de IQA foi realizada com uso do *software* Excel 2016, da Microsoft Corporation®. A normalidade dos dados foi aferida por meio do teste Shapiro Wilk W, a partir do qual observou-se a necessidade do uso de testes não paramétricos. Assim, utilizou-se o teste de Mann-Whitney (Teste U) para identificar efeito significativo da sazonalidade sobre as variáveis. A realização de ambos os processos se deu com o programa IBM SPSS *Statistic* 20, considerando o nível de significância de 5% ($\alpha < 0,05$).

Com objetivo de agrupar espacialmente os diferentes pontos de coleta quanto à similaridade das variáveis de qualidade da água foi realizada análise de agrupamento hierárquica, com base na distância Euclidiana, utilizando como método de ligação a média de grupos de pares não ponderados ou UPGMA (*Unweighted pair-group average*). Antes, os dados foram transformados ($\log(x+1)$) a fim de evitar o efeito das escalas e unidades sobre o resultado final. Estes procedimentos se deram por meio do *software* PAST (*Paleontological Statistics*), versão 2.17. Neste estudo, selecionou-se a quantidade ideal de grupos de maneira subjetiva, cortando o dendrograma antes que

ocorressem grandes “saltos” de distância, o que poderia significar menor similaridade entre os dados dos grupos formados (Fávero et al., 2009).

Resultados e discussão

Caracterização da microbacia

A delimitação da microbacia e a sua fotointerpretação permitiu a definição de quatro classes de uso e ocupação do solo, sendo elas a área construída, vegetação, corpos d'água e área não construída, distribuídas em 256,91 hectares (2,57 km²), conforme é apresentado na Figura 2.

Figura 2 Limites, cobertura de uso e ocupação do solo e de esgotamento sanitário da microbacia em estudo, Teresina, PI

Fonte: IBGE, 2015; PMT; Elaboração: Autores (2020).

A área construída foi identificada como predominante na microbacia, ocupando cerca 82,57% (212,14 ha) do seu território, relacionando-se com o histórico de expansão urbana da cidade e com o proposto pelo Zoneamento Urbano de Teresina (PMT, 2015), ao qual estabelece que esta região tenha predominantemente uso residencial e comercial.

A vegetação representa apenas 8,55% (21,97 ha) da área, distribuindo-se em fragmentos isolados localizados no PALN, em praças, ruas, avenidas, imóveis particulares e quintais de

residências. Conforme a Prefeitura Municipal de Teresina (PMT, 2014), como características principais da vegetação local destaca-se a forte influência do bioma cerrado e a presença de elementos da caatinga, de mata dos cocais e de espécies típicas de ambientes lacustres e fluviais.

Os corpos d'água e a área não construída apresentaram menores percentuais de cobertura do solo, ocupando 4,85% (12,45 ha) e 4,03% (10,36 ha) da área, respectivamente. Este primeiro é representado pela Lagoa do Lourival, Lagoa do Cabrinha e Canal da Vila do Padre Eduardo, que

possui cerca de 1,6 km de extensão. Conforme a PMT (2014), as condições naturais e a extração rudimentar de argila como insumo para o setor da construção civil contribuíram para o número expressivo de lagoas na região. A área não construída representa o solo exposto identificado na forma de lotes ainda não edificadas, campos de futebol e áreas próximas ao aeroporto classificadas como Zona Especial de Serviços de Infraestrutura de Transportes Aeroviários, Rodoviários e Ferroviários – ZE2 (PMT, 2015), que possuem restrições quanto a ocupação por residências e atividades econômicas (PMT, 2006).

Com a delimitação da microbacia e com base nos dados censitários do IBGE (2010) verificou-se um total de 19.313 habitantes na área, correspondendo a 2,37% de toda população de Teresina. A densidade demográfica se apresenta em 75,17 hab./ha, média bastante superior à do município (5,84 hab./ha) (IBGE, 2010) e de bairros que integram a Zona Centro-Norte da cidade (32,02 hab./ha) (SEMPPLAN, 2020).

O adensamento populacional da área possui relação com o processo histórico de ocupação de Teresina, que apresentou um expressivo crescimento demográfico nas últimas décadas. A partir da década de 1960, a expansão urbana da capital foi impulsionada por políticas públicas de investimentos na área da saúde, educação, energia elétrica, habitação popular e infraestruturas de transportes, que atraíram populações da zona rural e de outros municípios em busca de melhores condições de vida na cidade (Nogueira et al., 2016; Lima et al., 2017). Com a crescente valorização de terrenos localizados nas zonas Sul e Leste, a população de menor poder aquisitivo buscou ocupar áreas periféricas ao Norte da cidade, região naturalmente sujeita a inundações, sendo os seus baixos preços um importante fator de atração (Nogueira et al., 2016).

Na década de 1970, a construção de um dique ao longo da margem direita do rio Parnaíba trouxe maior segurança para a região, possibilitando a fixação da população de baixa renda na área (PMT, 2014). Com o decorrer dos anos, o processo irregular de ocupação ocasionou uma maior impermeabilização do solo e redução das áreas verdes que, associados aos episódios extremos de precipitação, favoreceram a

ocorrência de alagamentos na região (Chaves et al., 2017).

No que se refere aos serviços de coleta e esgotamento sanitário, verificou-se o atendimento de 89% da área da microbacia, o que pode ser considerado um valor alto quando comparado a população urbana total atendida pelo serviço em Teresina, cerca de 31,03% conforme o levantamento do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2018). Destaca-se as áreas a montante do Canal da Vila do Padre Eduardo que não possuem rede e podem representar fontes potenciais e importantes de poluição das águas. A expectativa é que os índices de atendimento aumentem nos próximos anos para a região, sendo o Programa Lagoas do Norte um importante apoiador deste processo.

Precipitação pluvial

O período histórico de precipitação (1996 a 2016), referente ao município de Teresina, PI e apresentado no Gráfico 1, apresentou média mensal de 105,73 mm (INMET, 2018), dessa forma, os meses de janeiro a maio foram definidos como estação chuvosa, enquanto que os meses de junho a dezembro passam a representar a estação seca. Este comportamento é condizente com o esperado para a região onde se observa a alternância entre duas estações bem definidas, sendo elas uma seca e uma chuvosa (Santos, 2019). A precipitação anual acumulada para o período monitorado neste estudo foi de 1.309,7 mm, enquanto que no período histórico a média anual se apresentou com 1.268,8 mm (INMET, 2018). Este aumento está relacionado com os maiores volumes de chuva apresentados na estação chuvosa correspondente ao período de estudo (231,78 mm/mês) em relação ao período histórico (211,94 mm/mês), sendo fevereiro de 2018 o mês em que se observou a maior diferença. No que se refere a estação seca, foi identificada uma redução de 27,92% da pluviosidade no período de estudo (21,54 mm/mês) em relação ao histórico (29,88 mm/mês), verificada principalmente nos meses de novembro de 2017 e outubro de 2018.

Gráfico 1 - Valores médios mensais de precipitação e temperatura do ar referentes ao período histórico (1996-2016) e valores médios mensais de precipitação referentes ao período de estudo, em Teresina, PI
Fonte: INMET (2018).

Qualidade da água

A Tabela 3 apresenta a estatística descritiva dos resultados de qualidade da água do Parque Ambiental Lagoas do Norte, sendo destacado em **negrito** os valores que ultrapassaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas classe 2.

Identificou-se que apenas na Lagoa do Lourival todos os valores médios estão em acordo com a referida legislação. No Canal da Vila do Padre Eduardo e Lagoa do Cabrinha, a menor conformidade foi observada em relação as médias das variáveis *E. coli*, DBO e fósforo total. A maioria das variáveis apresentou uma variação em função das estações seca e chuvosa conforme é apresentado na Figura 3.

Concentrações de *E. coli* demonstraram menores valores médios na Lagoa do Lourival em seus pontos L3 (25 NMP/100 mL) e L4 (42 NMP/100 mL), os quais reduziram no período chuvoso, embora sem variação significativa entre as estações ($p > 0,05$). Estes resultados são atribuídos a pouca influência da poluição pontual e difusa nesta lagoa que não apresenta conexões físicas com outros corpos hídricos, além de poucos sinais de despejo de efluentes domésticos. Os maiores valores de *E. coli* foram atribuídos aos pontos C1 e C2 referentes ao Canal da Vila do Padre Eduardo cujas médias se apresentaram com 507.733 e 3.014 NMP/100 mL, respectivamente. As análises indicaram não conformidade com legislação (máximo de 1.000 NMP/100 mL) em

todos os casos, no ponto C1, e em 67% das amostragens, no ponto C2. A presença de *E. coli* em grande quantidade na água pode indicar a contaminação fecal do corpo hídrico (Almanza-Marroquin et al., 2016; Bastos et al. 2018; Lyra et al., 2020), o que, no canal, acusa influência do lançamento de esgoto doméstico, principalmente em sua região a montante onde não há rede de coleta. Os valores de *E. coli* neste corpo d'água apresentaram-se mais elevados durante a estação chuvosa, quando os pontos C1 e C2 demonstraram médias de 612.040 e 5.647 NMP/100 mL, respectivamente, embora o teste de Mann-Whitney tenha indicado não haver diferença estatística significativa entre este período e a estação seca.

Na Lagoa do Cabrinha, 67% dos valores de *E. coli* demonstraram-se em concordância com os limites estabelecidos pela resolução, sendo que os pontos L1 e L2 apresentaram, respectivamente, médias de 8.965 e 713 NMP/100 mL. Os resultados indicam um aumento significativo das concentrações de *E. coli* no período chuvoso ($p < 0,05$). Este fato é atribuído à proximidade do ponto L1 com uma saída de drenagem e do ponto L2 com ligação do canal e a lagoa. Na estação chuvosa, ocorre um aumento do volume das águas do canal (mais poluídas), que transbordam para a Lagoa do Cabrinha, podendo estar influenciando os valores de *E. coli*, como também de outras variáveis, tornando a água indisponível para usos recreacionais de contato secundário nesse período, considerando a existência de risco à saúde dos usuários.

Tabela 3 - Estatística descritiva das variáveis de qualidade da água e IQA referentes aos pontos de amostragem das águas do Parque Ambiental Lagoas do Norte, Teresina, PI

	Ponto	Valor	<i>E. coli.</i>	DBO	FT	OD	Tu	ST	pH	NT	T	IQA
LAGOA DO CABRINHA	L1	Méd.	8.965	8,45	0,072	6,52	38,08	180	8,581	0,080	30,76	60
		Desv. P.	27.250	5,71	0,049	1,19	10,12	64	0,720	0,173	1,02	8
		Mín.	51	3,41	0,006	4,71	61,67	80	6,996	0,019	29,00	46
		Máx.	99.315	24,25	0,182	8,51	24,25	280	9,425	0,516	32,00	73
	L2	Méd.	713	7,32	0,070	6,64	39,15	157	8,965	0,043	30,50	62
		Desv. P.	883	3,79	0,039	1,63	10,33	130	0,534	0,032	1,01	9
		Mín.	0	2,59	0,015	3,32	62,08	20	7,788	0,017	28,00	47
		Máx.	2.780	17,60	0,148	8,83	26,17	540	9,807	0,130	31,75	81
LAGOA DO LOURIVAL	L3	Méd.	25	1,09	0,015	6,39	13,99	328	8,664	0,064	31,29	78
		Desv. P.	25	0,43	0,018	0,88	3,67	94	0,293	0,099	0,72	4
		Mín.	1	0,35	0,000	4,95	23,83	160	8,283	0,000	30,50	71
		Máx.	70	1,80	0,056	7,75	9,00	500	9,336	0,370	32,50	84
	L4	Méd.	42	1,10	0,010	6,51	13,50	290	8,647	0,038	31,56	76
		Desv. P.	41	0,25	0,010	1,01	4,14	90	0,33	0,048	0,94	4
		Mín.	5	0,68	0,000	4,82	23,83	160	8,061	0,000	30,00	72
		Máx.	165	1,50	0,037	8,06	8,17	480	9,369	0,190	32,75	83
CANAL DA V. P. EDUARDO	C1	Méd.	507.733	17,75	0,348	4,24	58,45	325	8,109	0,110	29,50	36
		Desv. P.	783.318	11,31	0,247	3,35	19,28	175	0,294	0,136	0,87	8
		Mín.	8.000	2,66	0,036	0,71	89,00	100	7,773	0,028	28,00	20
		Máx.	2.419.600	44,30	0,789	14,21	31,33	780	8,948	0,520	31,50	51
	C2	Méd.	3.014	15,70	0,260	8,19	103,27	323	8,657	0,089	31,42	46
		Desv. P.	5.749	8,20	0,185	3,10	77,92	192	0,606	0,079	1,06	7
		Mín.	84	5,63	0,024	4,08	328,92	120	7,810	0,016	29,50	31
		Máx.	21.760	32,04	0,539	12,58	35,42	860	9,545	0,274	33,00	60

Fonte: Pesquisa direta (2020). Valores em negrito apresentam-se em não conformidade com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas classe 2

O despejo de efluentes também provoca alterações nos valores de DBO (Martins et al., 2017; Medeiros et al., 2018), o que pode explicar as maiores médias da variável no Canal da Vila do Padre Eduardo, sendo que os seus pontos C1 e C2 apresentaram médias de 17,75 e 15,70 mg/L, respectivamente. A Lagoa do Cabrinha também demonstrou valores elevados de DBO, com médias de 8,45 mg/L, no ponto L1, e 7,32 mg/L, no ponto L2. Nesta lagoa e no canal, o não atendimento ao limite máximo de 5 mg/L proposto pela legislação variou de 75% a 100% das amostragens. A Lagoa do Lourival, por outro lado, apresentou os menores valores de DBO, com médias de 1,09 mg/L, no ponto L3, e 1,10 mg/L, no ponto L4. Além disso, as amostragens de DBO nesta lagoa revelaram-se em conformidade com a legislação em todos os casos.

Observou-se variação das médias de DBO entre as estações na Lagoa do Cabrinha e Lagoa do Lourival, mas sem diferença estatística

significativa ($p > 0,05$). Na estação seca, os pontos L1 e L2 pertencentes a Lagoa do Cabrinha apresentaram médias de 6,47 e 7,05 mg/L, respectivamente, enquanto que, na estação chuvosa, estes valores aumentaram para 11,23 mg/L, no ponto L1, e 7,70 mg/L, no ponto L2. Na Lagoa do Lourival, os pontos L3 e L4 demonstraram, respectivamente, médias de 0,95 e 1,07 mg/L, na estação seca, que também aumentaram no período chuvoso, quando se observou valores de 1,25 e 1,15 mg/L. O aumento desta variável na estação chuvosa possui relação com o arraste superficial de matéria orgânica pelos volumes de chuva ao longo da bacia (Amorim et al., 2017; Oliveira et al., 2018). No canal, também foi verificada ausência de efeito significativo da sazonalidade. Os pontos C1 e C2 apresentaram, respectivamente, médias de 20,35 e 17,12 mg/L, na estação seca, e 14,11 e 13,71 mg/L no período chuvoso, sendo que, a redução dos valores de DBO no canal neste período pode estar relacionado ao

efeito de diluição dos poluentes proporcionado pelas águas das chuvas. Fia et al. (2015) em um estudo sobre as águas do rio Ribeirão Vermelho, afluente do Rio Grande, MG, associaram a maior

vazão do corpo hídrico a menor concentração de DBO durante o período chuvoso.

Figura 3 - Variação sazonal das variáveis A) *E. coli*, B) DBO, C) fósforo total, D) OD, E) turbidez, F) sólidos totais, G) pH, H) nitrato total e I) temperatura referentes às águas do Parque Ambiental Lagoas do Norte (PALN), Teresina, PI.

Fonte: Pesquisa direta (2020).

Os valores de fósforo total mantiveram-se acima do limite máximo permitido de 0,030 mg/L, para ambientes lênticos na maior parte das amostragens referentes a Lagoa do Cabrinha e Canal da Vila do Padre Eduardo. Os seus pontos apresentaram médias que variaram de 0,070 a 0,348 mg/L, sendo os maiores valores associados aos pontos correspondentes ao canal. Conforme Fia et al. (2015) e Araujo et al. (2018), assim como a DBO e *E. coli*, valores elevados de fósforo total podem indicar o lançamento de efluentes domésticos, o que explica as maiores concentrações destas variáveis nestes corpos hídricos. Na Lagoa do Lourival, os pontos L3 e L4 demonstraram médias de 0,015 e 0,010 mg/L, respectivamente, bem como os menores valores de

fósforo total dentre os corpos hídricos monitorados.

O fósforo total apresentou uma redução dos seus valores em todos os pontos monitorados na estação chuvosa, principalmente no canal, onde o teste de Mann-Whitney demonstrou efeito significativo da sazonalidade ($p < 0,05$). Considerando que este nutriente é apontado por vários autores como um fator importante para eutrofização (Wiegand et al., 2016; Waajen et al., 2016; Lopes et al., 2017), verifica-se potencial de ocorrência do fenômeno na Lagoa do Cabrinha e canal especialmente na estação seca.

Os valores de oxigênio dissolvido variaram de 6,39 a 6,64 mg/L nas lagoas monitoradas, sendo que 83% de suas amostragens atenderam ao limite mínimo de 5 mg/L estabelecido pela Resolução

CONAMA 357/2005, demonstrando boas condições para sobrevivência dos organismos aquáticos. A maior variação de OD foi identificada no canal, sendo que o ponto C1 revelou uma média de 4,24 mg/L e atendimento de apenas 17% de suas amostras com o proposto pela legislação. Conforme Maranhão et al. (2017), baixas concentrações de OD podem indicar indiretamente poluição por esgotos sanitários, considerando que o oxigênio é consumido pelos microrganismos durante a decomposição da matéria orgânica. Na Europa, o despejo de efluentes domésticos por fontes pontuais em áreas urbanas já foi apontado como causa para a condição de hipóxia de vários lagos (Jenny et al., 2016). Maiores concentrações de OD foram identificadas no ponto C2 com média de 8,19 mg/L e conformidade com a legislação em 83% de suas amostragens. Neste caso, é possível que o processo de eutrofização tenha sido responsável pelas condições de supersaturação de oxigênio observadas neste ponto, elevando a média final da variável. Carvalho e Silva (2017) observaram condições semelhantes nas águas da Lagoa Camorim, no município do Rio de Janeiro – RJ. Conforme estes autores, os valores elevados de nutrientes, em especial do fósforo total, podem ter contribuído para intensificação deste fenômeno no corpo hídrico. Lyra et al. (2020) também relacionaram as atividades fotossintéticas às condições de supersaturação das águas da Lagoa do Marapendi no Rio de Janeiro, RJ.

Com exceção dos pontos L1 e C2, observou-se maiores concentrações de OD na estação seca. Neste período, os valores de oxigênio dissolvido variaram de 5,21 a 6,96 mg/L nos pontos L2, L3, L4 e C1, enquanto que, na estação chuvosa, a concentração de OD variou de 2,86 a 6,18 mg/L nestes mesmos pontos. Este resultado também pode ser atribuído a maior concentração de fósforo na água no período seco, que contribuiu para produção primária e consequentemente para a elevação das médias de OD, como foi observado por Almanza-Marroquin et al. (2016) em lagoas urbanas de Concepción, Chile e por Oliveira et al. (2017) em um riacho localizado na área urbana de Balsas, MA. A fotossíntese, no entanto, não ocorre durante a noite, o que pode levar a redução da concentração de OD, podendo levar os organismos aquáticos aeróbicos à morte (Oliveira et al., 2017; Sousa et al., 2018). O teste de Mann-Whitney não demonstrou efeito significativo da sazonalidade para nenhum ponto de coleta em relação a variável OD ($p > 0,05$).

Observou-se valores mais elevados de turbidez no canal em seus pontos C1 e C2, que apresentaram, respectivamente, médias de 103,27 e 58,45 UNT. O ponto C1 foi o único a demonstrar

valores que ultrapassaram os limites estabelecidos legislação (100 UNT, águas classe 2), demonstrando inadequação em 33% de suas amostragens. Neste caso, o despejo de efluentes domésticos pode estar contribuindo para elevação dos valores de turbidez, conforme explicado por Reis et al. (2017) e Araujo et al. (2018). Menores valores de turbidez foram identificados na Lagoa do Lourival, com média de 13,99 UNT, no ponto L3, e 13,50 UNT, no ponto L4, demonstrando a pouca influência da poluição difusa e pontual em seus pontos de monitoramento.

Em relação a influência da sazonalidade sobre a variável turbidez, dos pontos monitorados, metade demonstrou maiores valores na estação chuvosa. Neste período, os pontos L1, L2 e L3 apresentaram médias de 39,87, 42,08 e 14,55 UNT, respectivamente, enquanto que, na estação seca, identificou-se valores médios de 36,81 UNT, no ponto L1, 37,08 UNT no ponto L2, e 13,59 UNT, no ponto L3. Verificou-se valores mais elevados de turbidez na estação seca nos pontos C1 e C2, referentes ao canal, e ponto L4, correspondente a Lagoa do Lourival, com médias de 66,43, 134,59 e 13,60 UNT, respectivamente, enquanto que, na estação chuvosa, estes valores reduziram para 47,28, no ponto C1, 59,42, no ponto C2 e 13,37, no ponto L4. Diferença sazonal significativa foi identificada somente para o ponto C2 ($p < 0,05$). No caso do canal, os menores valores de turbidez no período chuvoso podem estar associados a diluição das partículas proporcionada pelos volumes de chuva, sendo este fator possivelmente mais significativo do que o arraste de material ao longo da microbacia, principalmente se for considerado que esta última se encontra amplamente urbanizada, apresentando pouco solo exposto. Em Souza et al. (2020), as chuvas também foram apontadas como possível causa para redução dos valores de turbidez em um açude no município de Três Lagoas, MS.

Os maiores valores de sólidos totais (ST) também foram associados ao Canal da Vila do Padre Eduardo, em seus pontos C1 e C2, com médias de 325 e 323 mg/L. Os valores de ST possuem relação com a turbidez (Daneluzzi et al., 2018), o que pode explicar o comportamento semelhante de ambas as variáveis neste corpo hídrico. Autores como Menezes et al. (2016) e Medeiros et al. (2018) correlacionaram a ocupação agrícola e urbana com os maiores valores de sólidos totais. Em áreas urbanas, a supressão da mata ciliar associada as deficiências na prestação de serviços de saneamento básico como o lançamento inadequado de esgotos e resíduos sólidos podem contribuir para elevação dos valores de ST. Com exceção do ponto L2, o teste de Mann-

Whitney confirmou haver uma tendência significativa de redução dos valores de sólidos na estação chuvosa ($p < 0,05$), resultado que também pode estar associado a diluição proporcionada pelas águas da chuva.

As análises demonstraram condições básicas de pH nas águas do parque. Águas mais alcalinas foram relacionadas ao balanço de carbono na água e aos processos fotossintéticos dos microrganismos (Leira et al., 2017; Marcante et al., 2018). Conforme estes autores, durante o consumo de gás carbônico para promoção da fotossíntese, o pH da água tende a aumentar, tornando o ambiente mais básico. Dos corpos hídricos monitorados, a Lagoa do Cabrinha foi a que apresentou os maiores valores de pH, sendo que, em seus pontos L1 e L2, verificou-se médias de 8,581 e 8,965, respectivamente. Nesta lagoa, também se observou o maior percentual de amostragens que não atenderam a legislação, com 33%, dos casos no ponto L1, e 58%, no ponto L2, considerando a faixa ideal de 6 a 9. Águas mais ácidas foram diagnosticadas no ponto C1 do canal, com média de 8,109, relacionando-se também com os maiores valores médios de DBO neste ponto. Durante a decomposição da matéria orgânica, são gerados ácidos orgânicos, ocasionando o aumento da acidez da água (Amorim et al., 2017). O pH variou de maneira significativa entre as estações no ponto C1 ($p < 0,05$), apresentando valor de 8,257, na estação seca, reduzindo para 7,903 na estação chuvosa. Nos pontos referentes a Lagoa do Cabrinha, do Lourival e jusante do canal, o pH variou de 8,536 a 8,931, na estação seca. Estes valores aumentaram na estação chuvosa, quando variaram de 8,645 a 9,011, embora sem tendência significativa ($p > 0,05$).

No que se refere ao nitrato total, os valores médios variaram de 0,038 a 0,110 mg/L, apresentando-se em conformidade com a legislação em todas as amostragens e corpos hídricos monitorados, considerando o valor limite máximo de 10,0 mg/L. Conforme Reis et al. (2017) a presença de nitrogênio na água indica poluição orgânica, o que pode explicar os valores mais elevados de nitrato no Canal da Vila do Padre Eduardo. O excesso deste nutriente na água, assim como o de fósforo, está relacionado a intensificação do processo de eutrofização (Singh et al., 2016; Smith et al., 2016; Marcante et al., 2018). Com exceção do ponto L4, as análises indicaram uma tendência de aumento dos valores da variável no período chuvoso em relação a estação seca, porém, sem diferença sazonal significativa ($p > 0,05$). O carreamento de material orgânico alóctone para o corpo hídrico durante o período das chuvas possui o potencial de elevar

valores de nitrato da água, conforme também foi verificado nos estudos de Amorim et al. (2017) e Marcante et al. (2018).

As diferenças nos valores médios de temperatura estão relacionadas à ordem e horário de coletas, sendo que os maiores valores foram apresentados pelo ponto C2, com média de 31,42 °C, o último a ser amostrado em todas as coletas. No período seco, houve o aumento não significativo dos valores de temperatura referente as lagoas do Lourival e do Cabrinha e redução no canal ($p > 0,05$). Nas lagoas, este aumento é condizente com as variações de temperatura do ar características do clima da região. A resolução CONAMA não estabelece valores limites para esta variável, no entanto, conforme Bastos et al. (2018) e Souza et al. (2020), a temperatura exerce considerável influência sobre as características físicas e reações químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos.

A interpretação das variáveis da qualidade da água frente ao IQA permitiu identificar melhores valores em ambos os pontos da Lagoa do Lourival (pontos L3 e L4), coincidindo com a maior quantidade de variáveis em atendimento a Resolução CONAMA 357/2005. Os pontos L3 e L4 apresentaram respectivamente IQA médio de 78 e 76, conforme é apresentado na Figura 4, classificando as águas da lagoa como “boa”.

Figura 4 - Variação média de IQA referente aos pontos de amostragem das águas do Parque Ambiental Lagoas do Norte (PALN), Teresina, PI
Fonte: Pesquisa direta (2020).

A Lagoa do Lourival, com os seus pontos L3 e L4, foi o único corpo hídrico a demonstrar valores de IQA com qualidade “ótima”, o que foi identificado em ambas as estações e pontos de amostragem, de acordo com o que pode ser verificado na Figura 5.

A análise de variância indicou ainda que não houve diferença sazonal significativa entre as estações para a Lagoa do Lourival, fato este que se

repete na Lagoa do Cabrinha e Canal da Vila do Padre Eduardo ($p > 0,05$).

Figura 5 - Variação sazonal da frequência de valores por faixa de classificação do IQA (%) referente aos pontos de amostragem das águas do Parque Ambiental Lagoas do Norte (PALN), Teresina, PI

Fonte: Pesquisa direta (2020).

Embora a Lagoa do Cabrinha também possa ser classificada como “boa”, esta apresentou qualidade de água inferior a Lagoa do Lourival, conforme seus valores médios de IQA de 60, no ponto L1, e 62, no ponto L2, indicando influência das atividades antrópicas. A presença de valores de IQA classificados como “regulares” foi detectada somente na estação chuvosa, indicando uma redução de qualidade de suas águas associada ao aumento dos valores das variáveis *E. coli*, DBO e turbidez neste mesmo período e que podem ser atribuídos a contribuições da poluição difusa e sua conexão com o canal.

Piores índices de qualidade foram identificados no Canal da Vila do Padre Eduardo com média de IQA de 36, no ponto C1 (“ruim”), e 46, no ponto C2 (“regular”). Estes resultados foram atribuídos ao despejo de efluentes domésticos também responsável pelo aumento dos valores de *E. coli*, DBO e turbidez neste corpo hídrico. O canal foi o único a apresentar valores de IQA categorizados como “ruim”, sendo estes mais frequentes na estação seca principalmente no ponto C1. Na estação chuvosa, o aumento do IQA foi relacionado a redução dos valores de DBO e turbidez. Vieira et al. (2019) encontraram resultados semelhantes em águas da Lagoa Mirim e Canal São Gonçalo, no RS, aos quais foram associados à diluição dos contaminantes proporcionado pelos volumes de chuva. Conforme Barros et al. (2018), o período chuvoso também contribuiu para diluição de nutrientes e movimentação das águas, aumentando a

concentração de OD e valor final de IQA das águas de um córrego urbano em Aquidauana, MS.

Por meio da análise hierárquica dos pontos de coleta, considerando as variáveis de qualidade da água, foi possível a obtenção do dendrograma apresentado na Figura 6.

Figura 6 - Dendrograma de agrupamento dos pontos de monitoramento de qualidade da água do Parque Ambiental Lagoas do Norte (PALN), Teresina, PI

Fonte: Pesquisa direta (2020).

Observa-se o agrupamento dos pontos de coleta em três grupos com qualidade de água similares, aos quais coincidem com os valores de IQA e conformidade com a Resolução CONAMA 357/2005. O Grupo 2 inclui os pontos da Lagoa do Lourival (L3 e L4) e apresenta a melhor qualidade das águas, sendo esta indicada pelos valores mais elevados de IQA e atendimento a Resolução para águas classe 2. Por outro lado, o Grupo 3 formado pelo ponto C1, montante do Canal da Vila do Padre Eduardo, apresenta a pior qualidade, sendo o grupo que mais se diferenciou em relação aos demais, caracterizando-se pelos valores mais baixos de IQA e de não atendimento aos limites estabelecidos na Resolução para águas de classe 2. Os valores intermediários de qualidade da água foram associados ao Grupo 1, ao qual inclui os pontos da Lagoa do Cabrinha (L1 e L2) e ponto C2 do canal. Nestes pontos, o atendimento a legislação foi menor do que o observado em relação ao Grupo 2, mas superior ao Grupo 3.

É interessante notar que os pontos C1 e C2 foram alocados em grupos distintos, embora pertençam a um mesmo corpo hídrico. Este fato pode estar relacionado a capacidade de autodepuração observada ao longo do trecho de cerca de um quilômetro entre os dois pontos, considerando os valores mais reduzidos de *E. coli* e fósforo total e maiores concentrações de OD

observadas no ponto a jusante do canal quando comparado a seu montante. A baixa profundidade do canal permite a maior penetração da luz solar em seu perfil vertical, favorecendo a ocorrência dos processos fotossintéticos (Sousa et al., 2018) que por sua vez geram mais OD. A associação entre a incidência da radiação solar, temperaturas elevadas durante todo o ano, aos quais caracterizam o clima da região, bem como as altas concentrações de OD na água criam condições adversas para sobrevivência dos micro-organismos patogênicos (D'Alessandro e Saavedra, 2018; Medeiros et al., 2019), tornando este corpo d'água semelhante a uma lagoa de maturação e contribuindo para a melhora dos seus indicadores de qualidade da água em sua jusante.

Conclusões

A microbacia estudada demonstrou-se urbanizada e densamente ocupada, sendo a classe área construída a que possui maior representação. Embora apresente ampla cobertura de rede de esgoto, as ruas e residências ainda não atendidas pelo serviço na microbacia podem representar fontes potenciais de poluição para os corpos d'água do parque.

A interpretação das variáveis da qualidade frente aos requisitos da Resolução CONAMA 357/2005 permitiu identificar maior adequação dos valores médios nos pontos referentes a Lagoa do Lourival os quais formaram um único grupo de qualidade da água. Nesta lagoa, o isolamento em relação aos outros corpos hídricos e a falta de pontos de despejo de efluentes contribuíram para os maiores valores de IQA independentemente da estação do ano.

No Canal da Vila do Padre Eduardo, o despejo de efluentes foi responsável pela menor conformidade das variáveis em relação a legislação. Destaca-se as variáveis *E. coli*, DBO e fósforo total cujos valores médios elevados durante todo o período de monitoramento contribuíram para a menor média de IQA neste corpo hídrico, principalmente no ponto C1, que recebe maior carga de poluentes. Este ponto, localizado a montante do canal, formou um único grupo de qualidade, não agregando o ponto C2, localizado a jusante, indicando diferença entre a qualidade dos dois pontos e que pode estar relacionada a capacidade de autodepuração deste corpo hídrico.

A conexão existente entre o canal e a Lagoa do Cabrinha bem como o despejo de efluentes foram apontados como fatores para a menor conformidade das variáveis de qualidade da água desta lagoa em relação a Lagoa do Lourival, especialmente no período chuvoso, quando as

análises indicaram aumento significativo dos valores de *E. coli* e menores médias de IQA. Os seus pontos L1 e L2 formaram um grupo com o ponto C2, caracterizado por valores intermediários de qualidade da água.

Diante destes resultados, demonstra-se a necessidade de melhorias quanto ao esgotamento sanitário da região, tendo em vista a busca pela recuperação das lagoas.

Considerando a importância que o PALN assume dentro do contexto turístico e social de Teresina, é importante a promoção de um monitoramento contínuo da qualidade das águas do parque, a fim de verificar a adequabilidade das lagoas para diversos usos, em especial para recreação de contato secundário.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de mestrado a primeira autora e à Prefeitura Municipal de Teresina, Programa Lagoas do Norte e empresa Águas de Teresina pelas informações e apoio recebidos.

Referências

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1987. NBR 9898: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro.
- ANA. Agência Nacional das Águas, 2019. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: informe anual: versão atualizada. Brasília. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/aceso-a-informacao/institucional/publicacoes>. Acesso: 30 dez. 2019.
- Almanza-Marroquin, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernandez, X., Baeza, C., Yañez, J., Urrutia, R., 2016. Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin american journal of aquatic research*. Valparaíso [online] 44. Disponível: <http://dx.doi.org/10.3856/vol44-issue2-fulltext-12>. Acesso: 30 dez. 2019.
- Amorim, D. G., Cavalcante, P. R. S., Soares, L. S., Amorim, P. E. C., 2017. Enquadramento e avaliação do índice de qualidade da água dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, localizados na área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA), Engenharia Sanitária e Ambiental [online] 22. Disponível:

<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016131212>. Acesso: 30 dez. 2019.

- APHA. American Public Health Association, 2005. Standard Methods for the Examination Water and Wastewater, 21. ed., Washington.
- Araujo, P. L., Hamburger, D. S., Jesus, T. De J., Benassi, R. F., Cicco, V., 2018. Relação entre a qualidade da água e o uso do solo em microbacias do reservatório Billings, na Região Metropolitana de São Paulo – SP. Revista de Gestão de Água da América Latina [online] 15. Disponível: <http://dx.doi.org/10.21168/reg.v15e3>. Acesso: 18 jun. 2020.
- Barros, A., Guimarães, V., Santana, W., 2018. Aplicação de um índice de qualidade de água em dois trechos (urbano e rural) da bacia do córrego Guanandy, Aquidauana–MS. Caderno de Geografia [online] 28. Disponível: <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2018v28n54p630-649>. Acesso: 18 jun. 2020.
- Bastos, S., Betarelli Junior, A., Gomes, B., Diniz, J., 2018. Evidências entre a Qualidade das Bacias Hidrográficas e as Características dos Municípios de Minas Gerais. Revista de Economia e Sociologia Rural [online] 56. Disponível: <https://doi.org/10.1590/1234-56781806-94790560109>. Acesso: 18 jun. 2020.
- Brasil, 2005. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.
- Carvalho, R., Silva, A., 2017. Análise espaço-temporal da qualidade da água da lagoa de Jacarepaguá (município do Rio de Janeiro). Revista Uniabeu [online] 10. Disponível: <https://revista.uniabeu.edu.br/index.php/RU/article/view/2553/pdf> Acesso: 18 jun. 2020.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2018. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo-2017. São Paulo. Disponível: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>. Acesso: 22 fev. 2020.
- Chaves, S., Tavares, A., Andrade, C., 2017. Vulnerabilidade às inundações em Teresina, Piauí e ações mitigadoras do Poder público. Sociedade e Território [online] 29. Disponível: <https://doi.org/10.21680/2177-8396.2017v29n2ID12533>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Costa, F., Oliveira, Y., Silva, P., Ferreira, P., Pacheco, A., Abreu, M., 2018. Avaliação da qualidade hídrica de um rio do semiárido piauiense. Journal of Environmental Analysis and Progress [online] Disponível: <https://doi.org/10.24221/jeap.3.2.2018.1828.218-225>. Acesso: 19 jun. 2020.
- D'Alessandro, E. B., Saavedra, N. K., 2018. Comportamento de uma lagoa de maturação: estudo de caso. Geoambiente On-Line [online] 32. Disponível: <https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i32.49535>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Daneluzzi, N., Gonçalves, V., Freitas, R., 2018. Avaliação da qualidade da água de uma bacia hidrográfica urbana: estudo de caso bacia do rio Pinhalzinho II, Umuarama – PR. Ambiência Guarapuava (PR) [online] 14. Disponível: <https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/3984%C2%A0>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Fávero, L., Belfiore, P., Silva, F., Chan, B., 2009. Análise de dados: modelagem multivariada para tomada de decisões, 1 ed., Elsevier, Rio de Janeiro.
- Fia, R., Tadeu, H., Menezes, J., Fia, F., Oliveira, L., 2015. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. Revista Brasileira de Recursos Hídricos [online] 20. Disponível: <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v20n1.p267-275>. Acesso: 19 jun. 2020.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2015. Bases e referências. Disponível: ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_municipais/municipio_2015/. Acesso: 22 fev. 2020.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Censo Demográfico 2010. Disponível: <https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/>. Acesso em: fev. 2020.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia, 2018. BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível:

- http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=b
dmep/bdmp. Acesso: 22 dez. 2018.
- Jenny, J., Normandeau, A., Pierre, F., Taranu, Z., Gregory-Eavez, I., Lapointe, F., Ojala, J., Doroiz, J., Schimmelmann, A., Zolitschka, B., 2016. Urban point sources of nutrients were the leading cause for the historical spread of hypoxia across European lakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* [online] 45, Disponível: <https://www.jstor.org/stable/26472365>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Leira, M., Cunha, L., Braz, M., Melo, C., Botelho, H., Reghim, L., 2017. Qualidade da água e seu uso em pisciculturas. *PUBVET* [online] 11. Disponível: <http://www.pubvet.com.br/artigo/3588/qualidade-da-aacutegua-e-seu-uso-em-pisciculturas#:~:text=Para%20a%20%C3%A1gua%20utilizada%20na,e%20recupera%C3%A7%C3%A3o%20simples%20e%20objetivos>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Lima, S. M. S. A., Lopes, W. G. R., Façanha, A. C., 2019. Desafios do planejamento urbano na expansão das cidades: entre planos e realidade. *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana* [online] 11. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20180037>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Lima, S., Lopes, W., Façanha, A., 2017. Urbanização e crescimento populacional: reflexões sobre a cidade de Teresina, Piauí. *Gaia Scientia* [online] 11. Disponível: <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2017v11n1.34864>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Lopes, A., Gomes, L., Martins, F., Cerqueira, D., Mota Filho, C., Von Sperling, E., Pádua, V., 2017. Dinâmica de protozoários patogênicos e cianobactérias em um reservatório de abastecimento público de água no sudeste do Brasil. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental* [online] 22 <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016143529>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Lyra, G. C., Yabuki, L. N. M., Queluz, J. G. T., & Garcia, M. L., 2020. Avaliação da qualidade da água da lagoa de Marapendi - Rio de Janeiro, RJ. *Holos Environment* [online] 20. <http://dx.doi.org/10.14295/holos.v20i1.12366>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Maranho, L. A., Botelho, R. G., Nogueira, L. D. A., Tornisiello, V. L., 2017. Avaliação da qualidade da água do Ribeirão Samambaia (São Pedro, São Paulo, Brasil) através de parâmetros físicos e químicos, índice de estado trófico e teste de toxicidade com *Daphnia magna*. *Engenharia Sanitária e Ambiental* [online] 22. Disponível: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017130372>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Marcante, L., Ide, A., Filipe, T., Azevedo, J. 2018. Reservatório de Foz do Areia, Brasil: Aspectos físicos, químicos e cianotoxina. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais* [online] 9 Disponível: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.004.0003>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Martins, G., Costa, A., Barros, A., Ramalho, F., 2017. Qualidade da água do rio Setúbal em Jenipapo de Minas-MG após construção de barragem. *Ambiente & Água* [online]. Disponível: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1981>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Medeiros, V. S., Saleh, B. B., Aguiar, A. C. R., Furquim Filho, C. S., dos Santos Alves, W., Miranda, R. A., & Aquino, D. S., 2019. Verificação da conformidade da qualidade do efluente da estação de tratamento de esgotos de Rio Verde-GO. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental* [online] 8. Disponível: [10.19177/rgsa.v8e12019814-831](https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e12019814-831). Acesso: 19 jun. 2020.
- Medeiros, W., Silva, C. E., Lins, R. P., 2018. Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. *Revista Ambiente e Água* [online] 13. Disponível: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2054>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Menezes, J., Biettencourt, R., Farias, M., Bello, I., Fia, R., Oliveira, L., 2016. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental* [online] 21. Disponível: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016145405>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Misaghi, F., Delgosha F, Razzaghmanesh M, Myers B., 2017. Introducing a water quality index for assessing water for irrigation purposes: A case study of the Ghezel Ozan River. *Science of the Total Environment*

- [online] 589. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.22>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Moreira, M., 2007. Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação, 3 ed., Editora UFV, Viçosa.
- Nogueira, L., Espindola, G., Carneiro, E., 2016. Análise da ocupação urbana na Zona Centro-Norte de Teresina: considerações sobre a região do Encontro dos Rios. Revista Equador (UFPI) [online] 5. Disponível: <https://revistas.ufpi.br/index.php/equador/article/view/4963>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Oliveira, E. C., Costa, K. U. D., Reis, W. D., Santos, A. A., Silva, W. T. P., 2018. Diagnóstico temporal e espacial da qualidade da água superficial em uma microbacia urbana. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais [online] 9. Disponível: <http://orcid.org/0000-0001-9184-0627>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Oliveira, R., Santos, E., Lima, K., 2017. Avaliação da qualidade da água do riacho São Caetano, de Balsas (MA), com base em parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro [online] 22. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017154657>. Acesso: 19 jun. 2020.
- ONU. Organização Mundial Das Nações Unidas, 2018. Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2018. World Population Prospects: The 2018 Revision. Disponível: <https://population.un.org/wup/Publications/File/s/WUP2018-KeyFacts.pdf>. Acesso: 02 fev. 2020.
- PMT. Prefeitura Municipal de Teresina, 2006. Lei Complementar N° 3560 de 20 de outubro de 2006.
- PMT. Prefeitura Municipal de Teresina, 2015. Mapa de zoneamento urbano de Teresina. Disponível: <http://semplan.teresina.pi.gov.br/wp-content/uploads/sites/39/2018/09/Teresina-Mapa-de-Zoneamento-2017.pdf>. Acesso: 10 fev. 2020.
- PMT. Prefeitura Municipal de Teresina, 2014. Relatório de Avaliação Ambiental e Social, volume I, Technum Consultoria, Teresina.
- Disponível: <https://semplan.teresina.pi.gov.br/wp-content/uploads/sites/39/2016/01/RAAS-VERS%C3%83O-FINAL-18nov2014.pdf>. Acesso: 20 fev. 2020.
- Reis, D., Santiago, A., Nascimento, L., Oliveira, E., Marques, L., Roeser, H., 2017. Influência dos fatores ambientais e antrópicos nas águas superficiais no rio Matipó, afluente do rio Doce. Revista de Gestão de Água da América Latina [online] 14. Disponível: <http://dx.doi.org/10.21168/reg.v14e2>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Rio Lima, M., Bruna, G. C., 2017. Teresina, Piauí: Da paisagem verde aos dias de hoje. Revista Thésis [online] 2. Disponível: <http://anparq.web965.uni5.net/index.php/revist-a-thesis/article/view/104>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Rosa, F., Diaz-Becerra, O., Lunkes, R. 2016. Basic Sanitation: Analysis of the Relationship between Public Expenditure and Services to the Population in Brazilian and Peruvian Cities [online] 14. Disponível: <http://www.scielo.org.co/pdf/recig/v14n18/v14n18a11.pdf>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Santos, F., 2019. Análise da normal climatológica (mensal e anual) do município de Teresina (Piauí). Cadernos de Ciências & Tecnologia da UECE [online] 1. Disponível: <https://revistas.uece.br/index.php/CCiT/article/view/2006>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Santos, L. A., Lima, I. M., 2015. Parque ambiental Lagoas do Norte: saneamento e conservação do ambiente entre os bairros Matadouro e São Joaquim Teresina, Piauí, Brasil. Caminhos de geografia [online] 16. Disponível: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdeg eografia/article/view/29066>. Acesso: 19 jun. 2020.
- SEMPPLAN. Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação, 2020. SDU Centro-Norte. Disponível: <http://semplan.teresina.pi.gov.br/sdu-centronorte/>. Acesso: 17 fev. 2020.
- Singh, S. K., Singh, P., Gautam, S. K., 2016. Appraisal of urban lake water quality through numerical index, multivariate statistics and earth observation data sets. International journal of environmental science and technology [online] 13. Disponível:

<https://doi.org/10.1007/s13762-015-0850-x>
Acesso: 19 jun. 2020.

- SNIS. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento, 2018. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018. Disponível: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos>. Acesso: 23 fev. 2020.
- Smith, V., Wood, S., McBride, C., Atalah, J.; Hamilton, D.; Abell, J., 2016. Phosphorus and nitrogen loading restraints are essential for successful eutrophication control of Lake Rotorua, New Zealand. *Inland Waters* [online] 6. Disponível: <http://dx.doi.org/10.5268/IW-6.2.998>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Soares, R., Silva, C., Cruz, R, 2019. Qualidade das águas do Parque Lagoas do Norte, Teresina, PI, in: Silva, H. C. da (Org.), Engenharia Ambiental e Sanitária. Interfaces do Conhecimento. Atena Editora [online] 2, Ponta Grossa, pp.131-140. Disponível: <http://dx.doi.org/10.22533/at.ed.942190910>. Disponível: 21 jun. 2020.
- Sousa, M., Peleja, J., Sousa, B., Goch, Y., Ribeiro, J., Pereira, B., Lima, F., Lemos, E., 2018. Índice de Estado Trófico de Lagos de Águas Claras Associados ao Baixo Rio Tapajós, Amazônia, Brasil. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais* [online] 9. Disponível: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.007.0008>. Acesso: 01 jul. 2020.
- Souza, L. S. B., Moura, M. S. B., Sedyama, G.C., Silva, T.G. F., 2020. Qualidade física, química e biológica sazonal das águas superficiais da bacia hidrográfica do córrego Moeda em Três Lagoas/MS. *Revista Brasileira de Geografia Física* [online] 13. Disponível: <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v13.1.p196-210>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Vasconcelos, M., Melo, J.; Demetrio, J., Alves, R., 2018. Avaliação do Potencial Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas na Zona Norte de Natal, RN. *REGA* [online] 15. Disponível: <http://dx.doi.org/10.21168/reg.v15e13>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Vieira, B. M., Nadaleti, W. C., Valentini, M. H. K., Santos, G, Viana, F. V., Corrêa, M. G, 2019. Avaliação e comparação da qualidade das águas entre o canal São Gonçalo e a Lagoa Mirim. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais* [online] 10. Disponível: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.002.0016>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Waajen, G., Van Oosterhout, F., Douglas, G., Lürling, M., 2016. Geo-engineering experiments in two urban ponds to control eutrophication. *Water Research* [online] 97. Disponível: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.070>. Acesso: 19 jun. 2020.
- Wiegand, M. C., Piedra, J. I. G., Araújo, J. C., 2016. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental* [online] 21. Disponível: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016139527>. Acesso: 19 jun. 2020.