

QUALIDADE DAS ÁGUAS URBANAS NO CÓRREGO VICENTE PIRES – DISTRITO FEDERAL

URBAN WATERQUALITY IN THE VICENTE PIRES STREAM – FEDERAL DISTRICT

Maria Elisa Leite Costa^a, Daniela Junqueira Carvalho^a, Jeremie Garnier^b, Sérgio Koide^a^aUniversidade de Brasília, PTARH, ^bUniversidade de Brasília, IGmariaelisaleitecosta@hotmail.com, d.junqueirac@gmail.com, garnier@unb.br, skoide@unb.br

Submissão: 15 de agosto de 2020

Aceitação: 08 de dezembro de 2020

Resumo

Entre fevereiro de 2018 e janeiro de 2020, foi realizado o monitoramento hidrológico e de qualidade da água do Córrego Vicente Pires, localizado em uma zona urbana do Distrito Federal, a fim de avaliar as alterações na qualidade da água a partir da determinação de parâmetros físico-químicos, em eventos nos períodos seco e chuvoso. Foram elaborados polutogramas para os parâmetros de condutividade (elétrica), turbidez, pH, sólidos, demanda química de oxigênio e nutrientes (nitrogênio e fósforo), associados aos hidrogramas dos mesmos eventos, com vazões variando de 0,5 m³/s a 72,2 m³/s. O monitoramento dos eventos de cheia obteve concentrações de sólidos totais de até 7.583 mg/L, fosfato até 0,9 mg/L de PO₄³⁻ e demanda química de oxigênio de até 958 mg/L. No período de estiagem, devido à menor disponibilidade de água no córrego, não há diluição de poluentes e resalta-se a concentração de nitrato (NO₃ até 9 mg/L) em função dos lançamentos de esgotos domésticos no córrego. No período chuvoso, evidenciam-se os sólidos totais associados à lavagem da superfície e erosão do solo por grandes volumes gerados no escoamento superficial. Esses resultados expõem a necessidade de investimentos em infraestrutura de coleta de esgoto e drenagem urbana, inclusive, na adoção de medidas de contenção de sedimentos durante a realização de obras.

Palavras-chaves: Monitoramento hidrológico; Polutograma; Cheias.**Abstract**

Between February 2018 and January 2020, hydrological and water quality monitoring of Vicente Pires Stream, located in the urban area of the Federal District, was carried out in order to assess the changes in water quality from the determination of physical-chemical parameters during events in the dry and rainy periods. Polutographs were prepared for parameters such as (electric) conductivity, turbidity, pH, solids, chemical oxygen demand and nutrients (nitrogen and phosphorus), associated with hydrographs of the same events, with flows that ranged from 0.5 m³/s to 72.2 m³/s. The monitoring of flood events showed concentrations of total solids up to 7,583 mg/L, phosphate up 0,9 mg/L PO₄³⁻ and chemical oxygen demand up to 958 mg/L. During the dry season, due to the lower availability of water in the stream, there is no dilution of pollutants and the nitrate concentration stands out (NO₃ up to 9 mg/L), due to discharges of domestic sewage into the stream. In the rainy season, the total solids associated with the washing of the surface and soil erosion by large volumes of runoff stand out. These results expose a need for investment in sewage collection and urban drainage infrastructures, including the adoption of sediment containment measures during the execution of construction.

Keywords: Hydrological monitoring; Polutograph; Floods.**INTRODUÇÃO**

A qualidade das águas superficiais é um dos fatores que determinam sua adequação para a

utilização no abastecimento humano, recreação, produção de alimentos e industrial, entre outros. Esse padrão de qualidade dos corpos hídricos está condicionado às variáveis naturais, por

exemplo, o regime de chuvas, o escoamento superficial, a geologia e a cobertura vegetal, e às condições antrópicas, como o lançamento de efluentes, provenientes de fontes pontuais e fontes difusas (ANA, 2017). As fontes pontuais de poluição podem ser identificadas e individualizadas, como o lançamento de efluentes industriais ou domésticos. Já as fontes difusas são de difícil identificação e quantificação devido ao grande número de poluentes, de suas concentrações e de suas origens e, também, por variarem ao longo do tempo (KÖRBER, 2017; HAFT *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2019; SALGADO, 2013).

A poluição difusa depende de variáveis locais, como o clima da região, os padrões de precipitação (sazonalidade do ciclo hidrológico), o uso e ocupação do solo e a densidade populacional, as quais se refletem nos materiais que se depositam e são lavados pelo escoamento superficial (RIGHETTO *et al.*, 2017; BERNDTSSON, 2014; PIMENTEL, 2009; TSIHRINTZIS; HAMID, 1997). O escoamento superficial das áreas urbanas carrega poluentes pelo sistema de drenagem, como os sólidos sedimentáveis (orgânicos e inorgânicos), nutrientes, bactérias, óleos, graxas, metais pesados, entre outros, em concentrações que dependem dos padrões de uso e ocupação do solo (MODUGNO *et al.*, 2015), muitas vezes lançados em corpos hídricos receptores sem qualquer tratamento.

No Distrito Federal (DF), um importante corpo hídrico receptor desse tipo de poluição é o Córrego Vicente Pires (VP), localizado numa área urbana ainda em desenvolvimento de, aproximadamente, 350.000 habitantes (CODEPLAN, 2019). O córrego pertence à bacia do Riacho Fundo, afluente do Lago Paranoá, que possui um histórico de impactos ambientais como assoreamento e eutrofização (BORGES *et al.*, 2019). Devido a problemas associados à capacidade instalada de abastecimento público de água no DF, entre 2016 e 2018, ocorreu uma grande crise hídrica, inclusive com racionamento de água, tendo sido necessário utilizar as águas do Lago Paranoá como manancial emergencial (LIMA *et al.*, 2018). Esse lago é aproveitado para múltiplos usos, dentre eles a diluição de efluentes de estações de tratamento de esgotos (ETE), e possui uma bacia de drenagem de 1.034km², sendo a poluição difusa um grande contribuinte para a deterioração da qualidade de suas águas

(MENEZES, 2010; COSTA, 2013).

A urbanização rápida e não planejada da Região Administrativa do Vicente Pires (RA – VP) é regularmente apontada como principal fator responsável da deterioração da qualidade das águas advindas do escoamento superficial na bacia. O crescimento urbano no DF resulta em uma maior impermeabilização que, no ciclo hidrológico, implica na redução da infiltração e em uma maior quantidade de volume escoado, com aumento da vazão de pico (BUTLER *et al.*, 2018), provocando um aumento na frequência de ocorrência de inundações e na taxa de erosão da região (AQUINO *et al.*, 2018). Esta maior quantidade de escoamento pode também provocar um aumento da carga de poluentes para os corpos hídricos, pois os poluentes depositados em pavimentos e superfícies na bacia hidrográfica são lavados e conduzidos para os corpos receptores (MÜLLER *et al.*, 2019; TUCCI, 2016).

O desenvolvimento de áreas urbanas demanda infraestrutura, como os sistemas de drenagem para águas pluviais e sistemas de esgotos para águas residuárias, tendo em vista que, no Brasil, é adotado o sistema separador absoluto. Logo, as águas residuárias são transportadas para as ETEs, onde é realizada a sua depuração, porém, as águas pluviais são diretamente despejadas nos corpos receptores. No entanto, estudos avaliaram a concentração de sólidos suspensos, nutrientes e metais pesados no escoamento superficial urbano, e chegaram ao resultado de que estes se comparam ao de um efluente de um tratamento secundário ou pior (TUCCI, 2005). No Lago Paranoá, os excessos de nutrientes, N e P, foram apontados no processo de eutrofização das águas (DIAS, 2017) e, juntamente com os sedimentos, afetam negativamente organismos aquáticos e características do ecossistema, o que pode levar à deterioração da qualidade da água e à degradação de *habitat* em áreas urbanas (CASTRO *et al.*, 2019; BARBOSA *et al.*, 2019; TÁVORA, 2017; HUANG *et al.*, 2007).

Nos Estados Unidos e na Europa, os sistemas de monitoramento de águas urbanas utilizam sistemas que são baseados em medições em tempo real, tanto para a vazão como para a qualidade da água, em eventos de cheia (BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 2003; KIM *et al.*, 2012). No entanto, em locais do Brasil, como o DF, o monitoramento da qualidade das águas pluviais é limitado devido aos poucos recursos

financeiros disponíveis, que não permitem a medição de conjunto completo de parâmetros para análise da qualidade da água, tampouco a disponibilização de equipes que realizem coletas na frequência necessária. Tal dificuldade relacionada à frequência se mostra mais crítica durante a passagem da onda de cheia, que está ligada à aleatoriedade temporal e espacial da precipitação na bacia hidrográfica, levando a amostragens pontuais ao longo do ano, as quais não possuem grande representatividade.

O objetivo deste artigo é avaliar as alterações nos parâmetros de qualidade das águas do Córrego VP, por meio da determinação das concentrações de poluentes ao longo de eventos monitorados no período seco e chuvoso do DF, bem como analisar a variabilidade temporal ao longo desses eventos.

METODOLOGIA

Área de estudo

O clima do DF é o tropical de savana, no qual o período de precipitação é concentrado nos meses de outubro a abril, com média anual entre 1.200 e 1.700mm. O Latossolo Vermelho é o tipo de solo predominante na área de estudo e possui capacidade moderada de infiltração e elevada porosidade, favorecendo a recarga de aquíferos (ADASA, 2018).

A estação Vicente Pires Montante Riacho Fundo (código 60477900, coordenadas -15° 51' 54" S e -47° 57' 30" O) está localizada no exutório do corpo hídrico de mesmo nome (Figura 1). A bacia do VP abriga Regiões Administrativas do DF, como SCIA/Estrutural, Vicente Pires, Águas Claras, Arniqueira, Park Way e Guará, totalizando uma área de drenagem de 90 km² (

Figura 1), sendo 52,5% ocupada por áreas construídas (em que 5% corresponde ao sistema viário), 37,5% por vegetação (somente 6% de cerrado, 21,5% de formação campestre e 10% de formação florestal), 8% de solo exposto e apenas 2% é destinado a agricultura. O córrego VP é composto, em sua nascente, pelos córregos Cana do Reino e Cabeceira do Valo, tendo o curso principal uma extensão de 12 km, ao longo dos quais recebe como afluentes os córregos Samambaia, Águas Claras, Vereda da Cruz, Arniqueira e Vereda Grande, todos pela margem direita.

A maior porcentagem da área é urbana, com diferentes ocupações, desde prédios com 32

andares, como na RA de Águas Claras, até regiões que há pouco tempo eram rurais, compostas por chácaras que foram parceladas irregularmente e, hoje, transformadas em condomínios residenciais nas RAs Vicente Pires e Arniqueira. Estas ocupações irregulares afetam a qualidade da água do Córrego VP, seja pela indisponibilidade de rede de coleta de esgotos, sendo utilizadas soluções individuais como fossas sépticas, seja pela falta de sistema de drenagem urbana.

A RA do VP foi ocupada sem planejamento e infraestrutura urbana de esgotamento sanitário, tendo o início das obras ocorrido somente em 2015. O sistema de drenagem urbana previsto para a região, além de bocas de lobos e condutos, adota as lagoas de retenção como forma de melhorar a sustentabilidade dos corpos hídricos receptores.

Monitoramento hidrológico e de qualidade da água

Para a análise da qualidade das águas no Córrego VP, determinaram-se as concentrações dos poluentes e a vazão durante a estação seca e chuvosa. Para o monitoramento do nível de água do córrego, foi instalado um linígrafo de pressão, modelo WL15 da Global Water, próximo às réguas linimétricas da estação. Para determinação da vazão, construiu-se a curva-chave por meio de medições de vazões em diferentes níveis com o auxílio de medidores acústicos de velocidade, no caso, o M9 (SONTEK) e o ADC (OTT).

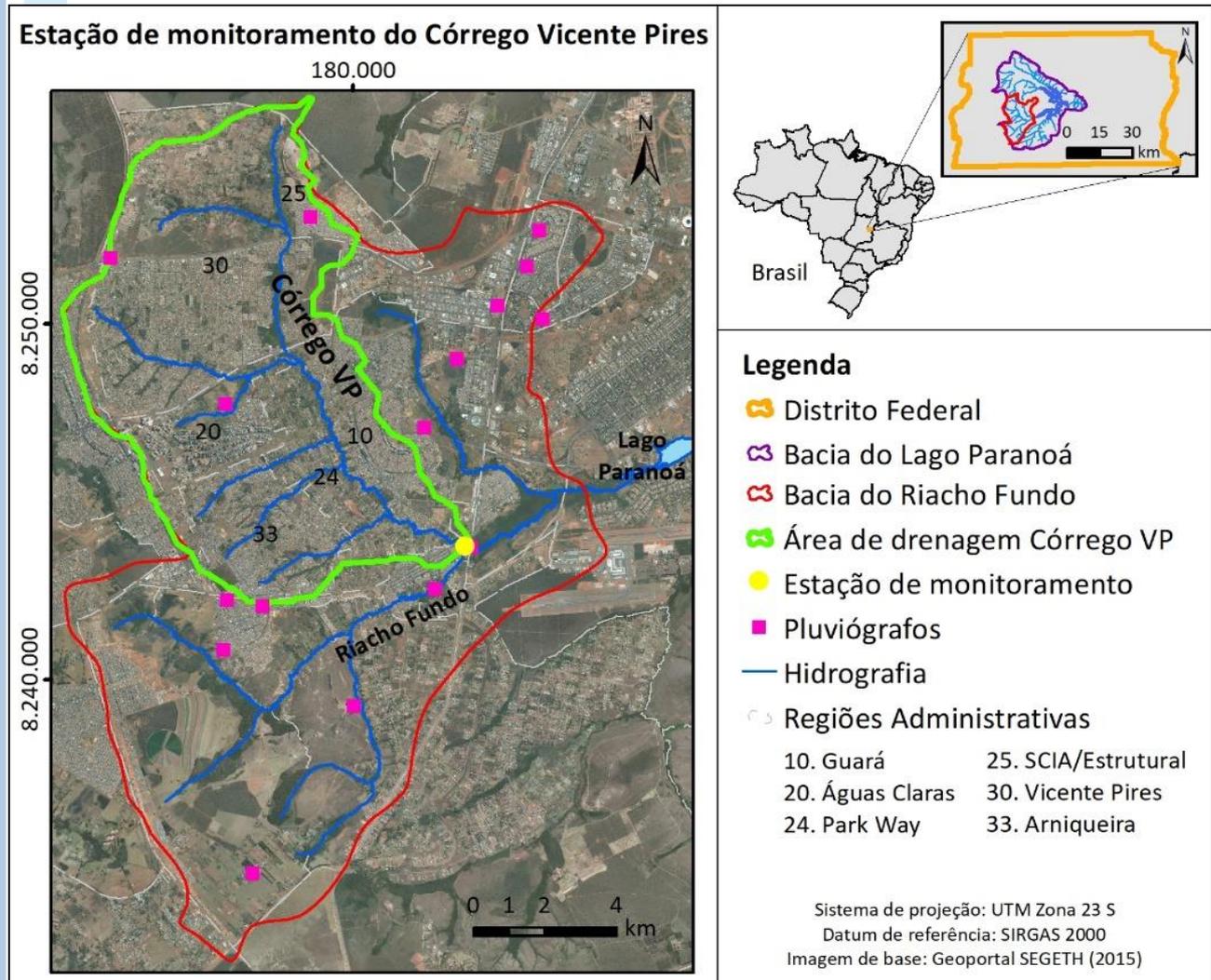
Já para a análise da qualidade da água, foram efetuadas coletas de amostras de água com o uso de amostrador automático (ISCO 6700). Durante a estação chuvosa, iniciaram-se as coletas das amostras por um detector de nível, que, após a identificação da onda de cheia, realizava coleta a cada 10 minutos. Durante a estação seca, a amostragem foi feita de forma contínua a cada 1h durante 24 horas. Ao final de um evento monitorado, encaminharam-se as amostras para análise no Laboratório de Saneamento Ambiental e Laboratório de Geoquímica da Universidade de Brasília.

Foram selecionados os parâmetros referentes à matéria orgânica (DQO), nutrientes (amônia, nitrito, nitrato e fósforo) e sedimentos, como sólidos suspensos (SS), dissolvidos (SD) e totais (ST), além dos íons cloreto e sulfato. O foco da investigação visava avaliar os impactos das

descargas das águas pluviais no Córrego VP, buscando-se direcionar os estudos para dois problemas principais no corpo hídrico receptor final, o Lago Paranoá, quais sejam: a eutrofização e o assoreamento. Os respectivos métodos

utilizados para análise de cada um dos parâmetros foram os recomendados pelo *Standard Methods* (APHA *et al.*, 2017), conforme Quadro 1.

Figura 1. Localização da estação de monitoramento do córrego vp e sua área de contribuição



Fonte: Sirgas, 2000; Geoportal SEGETH, 2015.

Realizou-se o monitoramento hidrológico e de qualidade da água no exutório do Vicente Pires e, dentre os eventos monitorados, foram selecionados 11 eventos (19/02/2018, 04/03/2018, 13/03/2018, 01/08/2018, 15/11/2018, 18/02/2019, 01/06/2019, 19/06/19, 12/08/2019, 28/12/2019 e 02/01/2020), totalizando 335 amostras da água do córrego. Esses eventos foram escolhidos por não apresentarem nenhum problema nos dados do linígrafo em comparação com a régua linimétrica da estação, tendo em vista que houve problemas na operação desse

equipamento causados por altas vazões e grandes cargas de sedimentos no córrego, incluindo seu deslocamento e soterramento em alguns eventos monitorados.

As análises dos dados de vazão foram realizadas por meio de hidrogramas e as de concentração por polutogramas, além de ter sido conduzida uma análise estatística univariada e temporal para cada parâmetro, a fim de analisar o comportamento dos poluentes nessas águas.

Foi utilizada a versão 2013 do programa Excel, para elaboração dos polutogramas e

hidrogramas, com o suplemento XLSTAT, versão 2020, para as análises estatísticas, inclusive as

correlações de Pearson, visando determinar o coeficiente r , com nível de significância de 90%.

Quadro 1 - Métodos utilizados nas análises dos parâmetros de qualidade da água

Parâmetro	Método	Equipamento	Modelo	Intervalo de medição e erro associado
Sólidos Suspensos	Gravimétrico	Balança de precisão	Adventurer – OHAUS	SL $\pm 0,0001g$
Sólidos Dissolvidos	Gravimétrico	-	-	SL $\pm 0,0001g$
Sólidos Totais	Gravimétrico	Balança de precisão	Adventurer – OHAUS	SL $\pm 0,0001g$
DQO	Digestão de Hg	Espectrofotômetro; Reator	HACH DR2010; Reator HACH	LR: 0 – 150mg/L ± 1 DQO HR: 3 – 1500 mg/L ± 1 DQO
Nitrito	Diazotização	Espectrofotômetro	HACH DR400	0 – 0,3000 mg/L $\pm 0,0001$ NO ₂ -N
Nitrato	Redução do Cádmio	Espectrofotômetro	HACH DR400	LR: 0 – 0,50 mg/L $\pm 0,01$ NO ₃ -N MD: 0 – 5 mg/L $\pm 0,1$ NO ₃ -N
Amônia	Nessler	Espectrofotômetro	HACH DR400	0 – 2,500 mg/L $\pm 0,001$ NH ₃ -N
Fósforo Reativo		Espectrofotômetro	HACH DR400	0 – 2,500 mg/L $\pm 0,001$ PO ₄ ³⁻
Fósforo Total	Digestão de ácido persulfato	Espectrofotômetro	HACH DR400	0 – 1,10 mg/L $\pm 0,01$ P 0 – 3,50 mg/L $\pm 0,01$ PO ₄ ³⁻
Cloreto	Cromatografia Iônica	Cromatógrafo Iônico	Dionex ICS 90	0,05 – 10mg/L $\pm 0,01$ Cl ⁻
Sulfato	Cromatografia Iônica	Cromatógrafo Iônico	Dionex ICS 90	0,05 – 15mg/L $\pm 0,01$ SO ₄ ²⁻
Condutividade elétrica	Eletrométrico	Condutímetro	HACH sensION 5	1 μ S/cm – 200 mS/cm $\pm 0,01$
Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro	HACH 2100 NA	0 – 10000 NTU ± 2 -10%

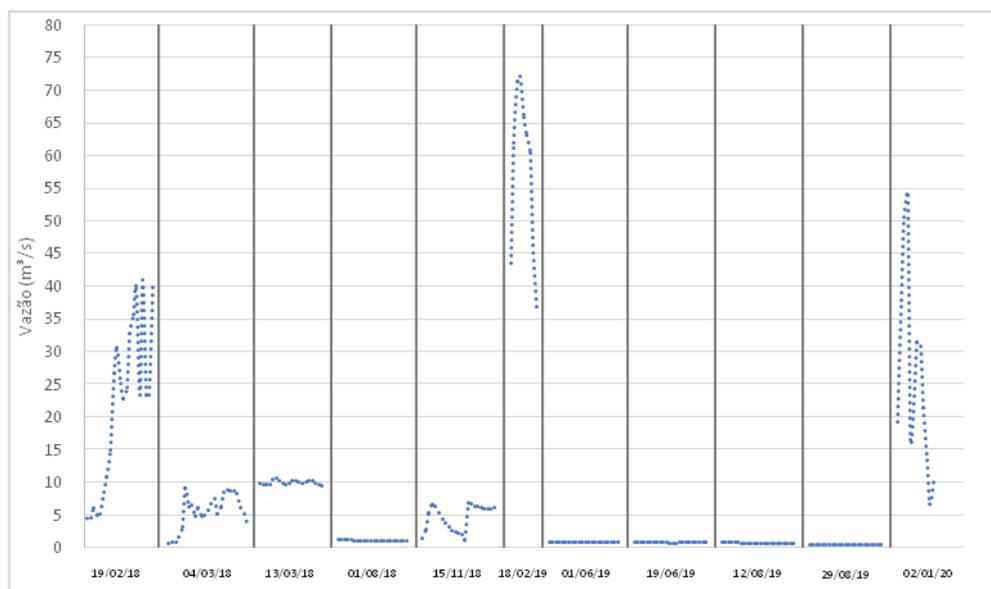
SL: sem limites; LR: *Low Range* (intervalo baixo); MD: *Mid Range* (intervalo médio); HR: *High Range* (intervalo alto)
Fonte: Os Autores.

ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Os dados de vazão (Q) obtidos foram organizados na Figura 2 e na Tabela 1. Na Figura 2, é possível identificar os eventos monitorados no período de estiagem devido aos pequenos valores de vazão, variando de 0,5 a 1,3m³/s, porém constantes ao longo das 24 horas: 01/08/18, 01/06/19, 19/06/19, 12/08/19 e 28/08/19. Durante a estiagem, na seção monitorada, o canal principal apresenta águas

transparentes, onde é possível ver o leito do córrego, composto de pedregulhos e rochas. Na estação chuvosa, o evento do dia 18/02/19 foi o que apresentou maiores vazões, com máximo de 72,17m³/s, enquanto o evento que apresentou menor vazão de pico foi o do dia 15/11/2018, de 6m³/s. Os eventos de cheia corresponderam a grandes volumes de água no curso do córrego, provocando erosão nas margens e alterando a morfologia do canal do córrego a cada estação chuvosa.

Figura 2. Vazão (Q) no Córrego Vicente Pires nos 11 eventos monitorados entre 2018 e 2020



Fonte: Dados da pesquisa.

Tabela 1 - Análise estatística da Vazão (m³/s) dos eventos monitorados entre 2018 e 2020

Estação	Eventos	Duração do evento	Número de amostras	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
CHUVOSA	19/02/18	210 min	21	302,30	4,58	40,94
	04/03/18	240min	25	147,35	0,74	9,14
	13/03/18	210min	19	7,56	9,11	10,7
	15/11/18	240min	24	104,33	1,21	6,81
	18/02/19	90min	9	131,37	36,09	72,17
	02/01/20	120min	12	90,14	6,72	53,96
SECA	01/08/18	24h	23	6,48	1,17	1,29
	01/06/19	24h	23	22,23	0,88	0,99
	19/06/19	24h	24	26,16	0,76	0,81
	12/08/19	24h	22	10,23	0,59	0,80
	29/08/19	24h	24	2,53	0,47	0,50

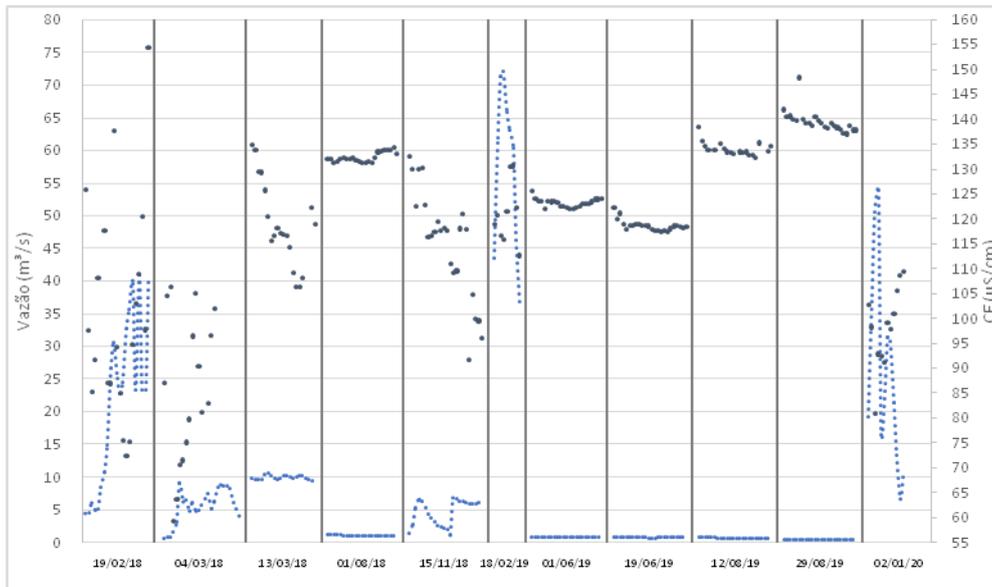
Fonte: Dados da pesquisa.

Condutividade Elétrica (CE)

A CE foi medida em 214 amostras coletadas do Córrego VP e apresentou média de 129,44 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esteves (1998) atribui os valores de condutividade da água à geoquímica e às condições climáticas locais. Mudanças bruscas na condutividade das águas de um rio podem ser indicadores de que processos de poluição estão ocorrendo, como lançamento de efluentes urbanos, escoamento superficial de áreas agrícolas e urbanas ou efluentes industriais (BENINI; MENDIONDO, 2015; CÂMARA, 2011; FRANÇA, 2009).

A condutividade elétrica (CE) foi afetada pela vazão do córrego, como pode ser observado nos hidrogramas e polutogramas da Figura 3. Esse fato aconteceu devido à dissolução dos compostos na água durante a passagem da onda de cheia (aumento da vazão), sendo que o valor mínimo medido foi de 59,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em 04/03/18 e o valor máximo de 154,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em 19/02/18. No período de estiagem, percebe-se a constância dentro do evento monitorado, demonstrada pelo desvio padrão de 7,82 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nos eventos de seca, indicando, no *boxplot*, que a CE é maior nos eventos de cheia, com valor de 18,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 9b e c e Tabela 2).

Figura 3. Hidrogramas(Q) e Polutogramas da condutividade elétrica (CE) durante o monitoramento no Córrego VP



Fonte: Dados da pesquisa.

A mediana da condutividade elétrica foi 122,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabela 2), o que, de acordo com a CETESB (2009), pode ser resultado de um ambiente impactado (acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ou devido às características geológicas da região. É importante ressaltar que o comportamento da condutividade elétrica pode ser influenciado pela presença de esgotos (GASPAROTTO, 2011; SALGADO, 2013), e que, nos meses de estiagem, com a redução das vazões e mantendo os lançamentos pontuais, a CE tende a aumentar.

Na região que contribui para o Córrego VP, durante o período chuvoso, pode ocorrer extravasamentos de tanques em fossas sépticas, além do lançamento direto dos efluentes domésticos no córrego. Isso ocorre, pois, na área de contribuição, boa parte da ocupação urbana não tem sistema de coleta de esgotos sanitários, o que pode ser uma das causas da CE ser semelhante no período de seca e no período chuvoso.

O coeficiente de correlação de Pearson entre CE e Q obtido neste estudo foi negativo, -0,33, demonstrando, assim, a inversão de proporcionalidade, e os efeitos da diluição deste parâmetro.

pH

As variações de pH nas águas fluviais estão relacionadas, entre outros fatores, com o consumo e/ou produção de dióxido de carbono

(CO₂) ou com o equilíbrio de minerais (VON SPERLING, 2005). A alteração no pH nos corpos d'água pode ocorrer pelo aporte de águas pluviais, por precipitação das partículas do ar atmosférico, por arraste de matéria orgânica do solo e, ainda, por poluição antrópica causada pela carbonatação das superfícies de concreto e pelos lançamentos industriais e de esgotos domésticos. Segundo a Resolução CONAMA nº 357 /2005, para manutenção da vida aquática, o pH deve situar-se entre 6,0 e 9,0 (BRASIL, 2005).

Na área de estudo, o pH comporta-se de forma diferenciada de acordo com a estação climática (Figura 4). Verificou-se que durante dois eventos de estiagem os valores do pH foram maiores, atingindo valores concentrações superiores a 8 em 13/03/18 e 01/06/19, o que pode ser ocasionado pela carbonatação ocorrida em superfícies de concreto, como pontes, rodovias e tubulações de drenagem próximos ao ponto de monitoramento, como identificado por Tsuji (2018) em águas pluviais dentro de uma galeria de drenagem urbana em concreto. Na análise geral dos dados, o maior valor de pH observado foi de 8,42 e o menor de 6,48.

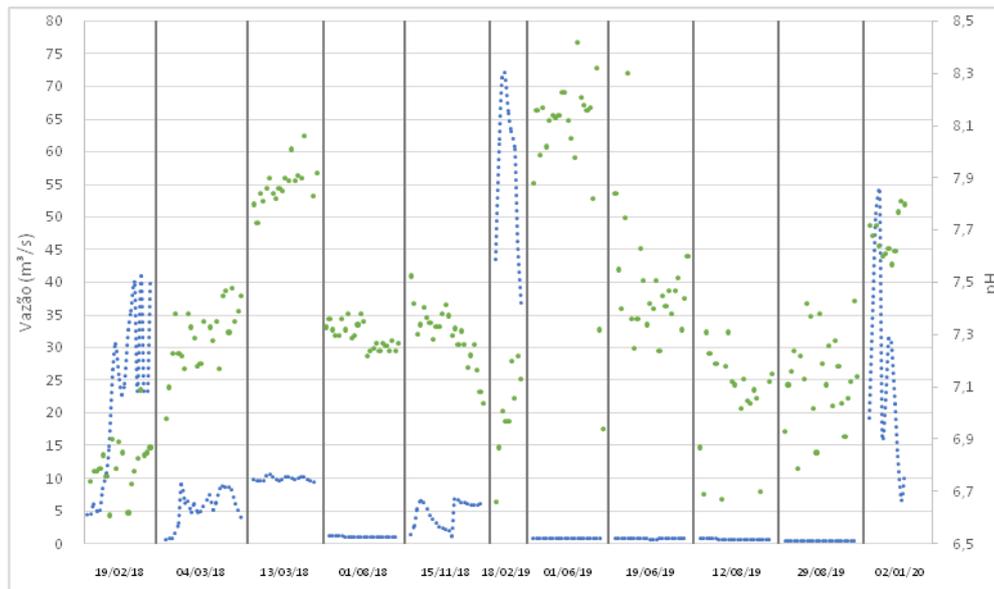
Turbidez

Na Figura 5, apresenta-se o comportamento da turbidez do Córrego VP durante o período de análise. Percebe-se que os maiores valores desse parâmetro ocorreram durante as

passagens das ondas de cheia, que chegaram a atingir valores próximos a 10.000 NTU (evento do dia 19/02/18). Nos eventos de cheias, a média da turbidez foi elevada, quase 3.000 NTU, enquanto que, no período de estiagem, os valores foram menores, sendo o máximo valor registrado de 131 e a média de 13,70 NTU (Tabela 2), coerente

com as observações feitas acerca das águas, que sempre se apresentaram transparentes nesse período. Consta-se que, durante o período chuvoso, o Córrego VP apresenta valores de turbidez acima do estabelecido para os corpos hídricos de Classe II da Resolução Conama 305/2005, que é de 100 NTU.

Figura 4. Hidrogramas(Q) e Polutogramas do pH durante o monitoramento no Córrego VP



Fonte: Dados da pesquisa.

Na Figura 9 (g, h e i), é possível visualizar a variação da turbidez nos eventos monitorados, sendo, no período de estiagem, menores do que no período chuvoso. Isto pode ser associado à erosão das margens provocada pelas grandes vazões no córrego decorrentes das intensas precipitações (5mm/h a 14,4mm/h) nas áreas impermeabilizadas da bacia de drenagem que, por sua vez, ao lavar o solo, carregam os poluentes nele acumulados, inclusive os sedimentos resultantes da falta de controle ou controle precário das construções realizadas dentro da área de estudo.

Analisando a variação da turbidez com a vazão, percebe-se que há uma boa correlação entre essas variáveis, com um valor do coeficiente de correlação de Pearson de 0,67, indicando que quanto maior o deflúvio no córrego, maior é a turbidez.

Sólidos

Novotny (1995), Dos Santos (2000) e Nascimento *et al.* (1999) referem-se aos

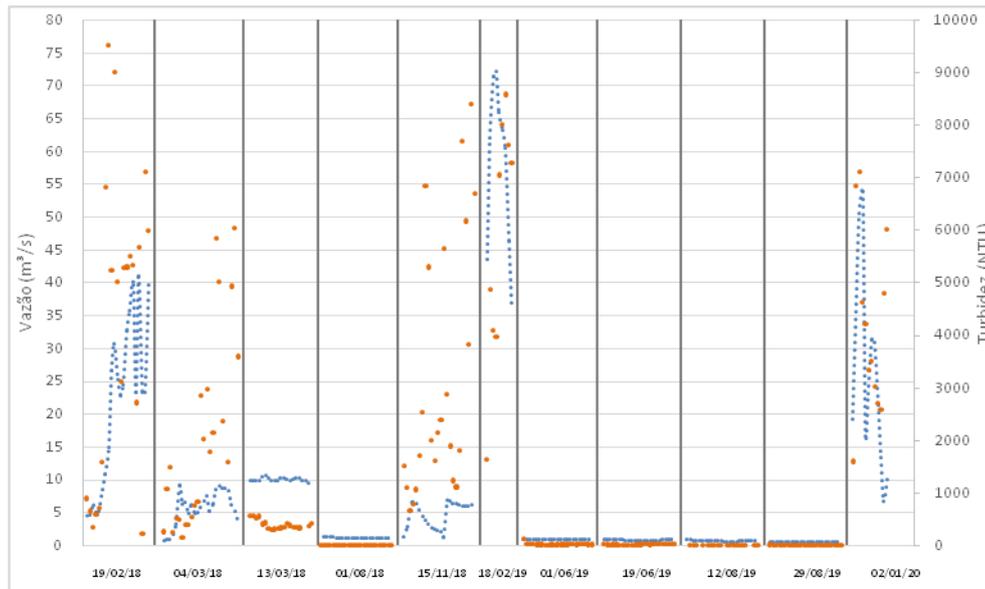
sedimentos como poluente e componente ordinário dos escoamentos superficiais que integra a poluição difusa depositada em superfícies impermeáveis. Podem ser rapidamente mobilizados durante eventos de precipitação intensa e de curta duração, produzindo efeitos agudos no corpo hídrico receptor, sendo que parte dos poluentes é fixada aos sedimentos, como nutrientes, metais e hidrocarbonetos, com exceções dos nitratos que podem permanecer na forma dissolvida. Os sólidos em suspensão (SS) aumentam a turbidez do corpo hídrico, o que dificulta a penetração de luz solar, prejudicando a atividade de organismos fotossintetizadores. Já os sólidos dissolvidos (SD) são materiais orgânicos e inorgânicos em estado coloidal capazes de transportar microrganismos que, se encontrados em elevadas concentrações, podem ser prejudiciais à saúde humana e de organismos aquáticos, estando também relacionados à condutividade elétrica da água (PIVELI; KATO, 2006).

No monitoramento do Córrego VP, foram

pesquisados os sólidos totais (ST), em suspensão (SS) e dissolvidos (SD) por meio do método gravimétrico (Figura 6 e Tabela 2). No evento do dia 18/02/19, evento de maior vazão, os valores máximos de ST corresponderam a 4.700mg/L, enquanto dos SS, 2.400mg/L. Os maiores valores

encontrados no período de estiagem foram de 220, 96 e 214,67mg/L, menores do que a média das concentrações nos eventos de cheia, 2.380,67, 1.643,28, 913,78mg/L, para ST, SS e SD, respectivamente (Figura 9 *ja r*).

Figura 5. Hidrogramas (Q) e Polutogramas da Turbidez durante o monitoramento no Córrego VP



Fonte: Dados da pesquisa.

Portanto, alguma atividade erosiva está acontecendo no Córrego VP em função da alta descarga sólida. Provavelmente, os sedimentos estariam sendo gerados pela intensa movimentação de terra (recortes, escavações e aterros) das obras de infraestrutura urbana na RA Vicente Pires (Figuras 7 e 8), as quais tiveram início em 2015, porém, só foram intensificadas em 2018 e perduram até 2020. Além disso, as lagoas construídas têm características de reservatórios de detenção, com descargas de fundo, ou seja, da forma que foi construída, as bacias auxiliam na retenção de sedimentos, mas não têm grande eficiência, sendo a função principal o amortecimento na vazão de pico afluente. Mesmo que obras venham a ter o objetivo de alcançar a sustentabilidade ambiental futura, desde o seu projeto, deve-se pensar nos impactos causados pela sua construção, carecendo de medidas mitigadoras durante a fase de execução das obras, que podem persistir por meses.

É importante destacar a diferença entre os valores das concentrações dos sólidos na época de estiagem e em eventos de cheia (Figura 9 *ja r*). Os valores das concentrações de SS e SD são também apresentados por meio de gráficos *boxplot* (Figura 9 *ja r*) e, na Tabela 2 (em anexo), verifica-se que a variação dos sólidos é maior durante a passagem das ondas de cheia, uma vez que estas provocam a erosão das calhas e enxurradas sobre as áreas da bacia de drenagem que carregam sedimentos para os cursos de água, sendo esse período o mais importante para análise do assoreamento ao final no Lago Paranoá.

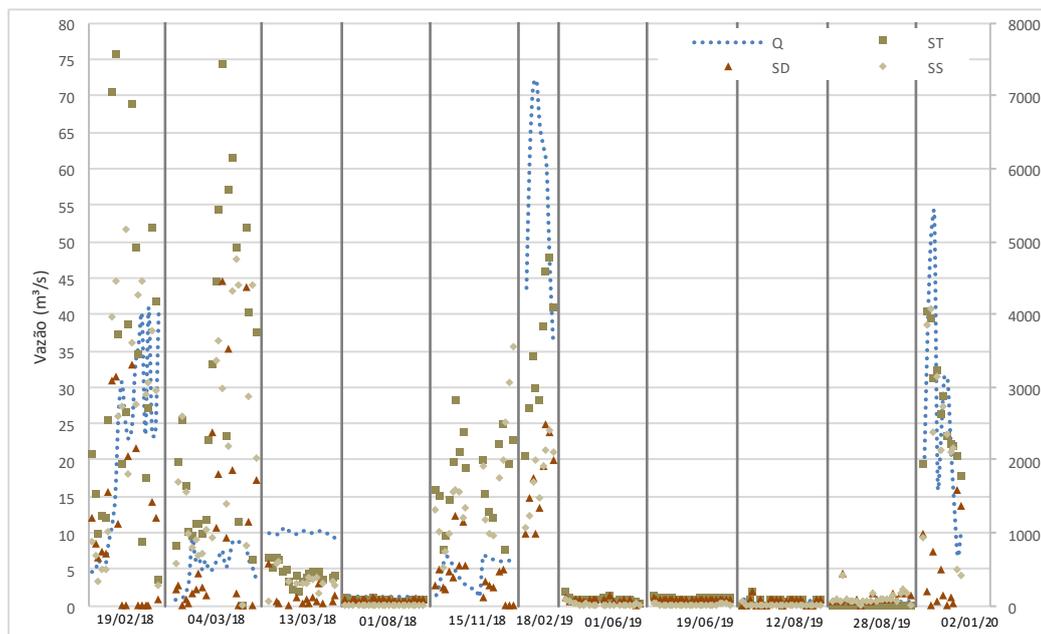
Nitrogênio

Os nutrientes (fósforo – P e nitrogênio – N) em níveis excessivos podem afetar o equilíbrio natural do ecossistema, provocando eutrofização. A presença de N nos corpos hídricos pode ser decorrente de processos biogênicos naturais que

ocorrem no solo ou na água, devido ao lançamento de efluentes, à lavagem da atmosfera pela chuva ou, ainda, ao escoamento pluvial nas áreas agrícolas com solos fertilizados ou nas áreas urbanas, os quais lavam a superfície, carreando o N depositado sob diversas formas. As formas do N é um indicador de poluição: se a

fonte do nitrogênio é o despejo de esgotos, quando há predominância de N amoniacal, a fonte se encontra próxima, enquanto que se prevalece a forma de nitrito e nitrato, as descargas de esgotos estão distantes do ponto monitorado (RIGHETTO *et al.*, 2009; VON SPERLING, 2005).

Figura 6. Hidrogramas (Q) e Polutogramas das concentrações de sólidos totais (ST), sólidos em suspensão (SS) e sólidos dissolvidos (SD) obtidos durante o monitoramento no Córrego VP



Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 7. Obras de uma bacia de retenção no VP

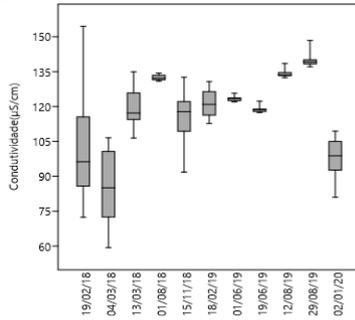


Fonte: Dados da pesquisa.

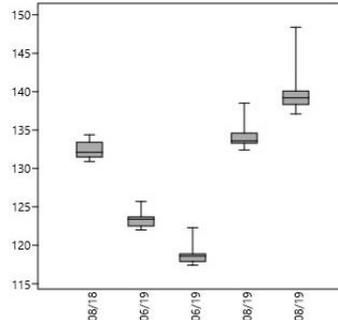
Figura 8. Carreamento de sedimentos durante um evento chuvoso ocorrido na obra de uma bacia de retenção



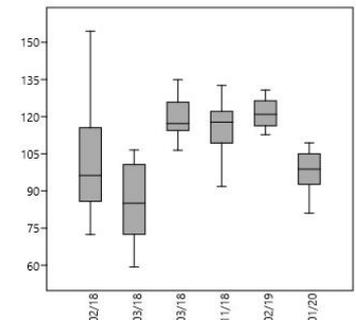
Figura 9. Gráficos Boxplot dos parâmetros de qualidade da água (pH, CE, Turbidez, SS, SD e ST) durante o monitoramento hidrológico e de qualidade da água, com eventos durante a estação seca e a estação chuvosa



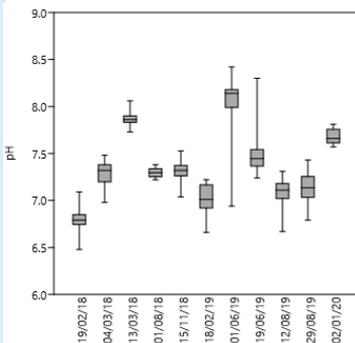
A) BOXPLOT DA CE DURANTE O MONITORAMENTO NO CÓRREGO VP



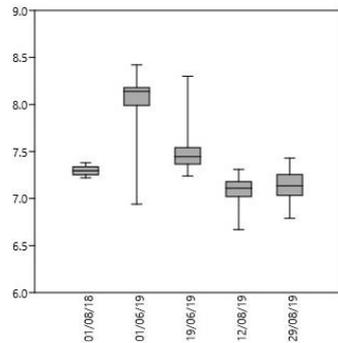
B) BOXPLOT DA CE PARA OS EVENTOS DE SECA NO CÓRREGO VP



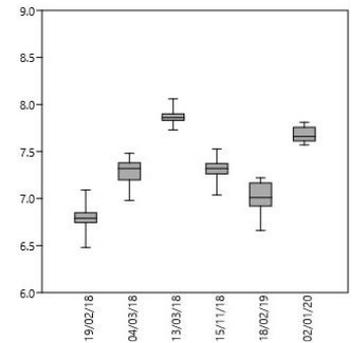
C) BOXPLOT DA CE PARA OS EVENTOS DE CHEIA NO CÓRREGO VP



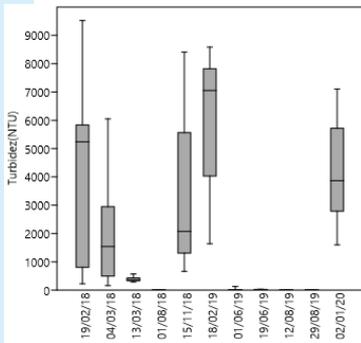
D) BOXPLOT DO PH DURANTE O MONITORAMENTO NO CÓRREGO VP



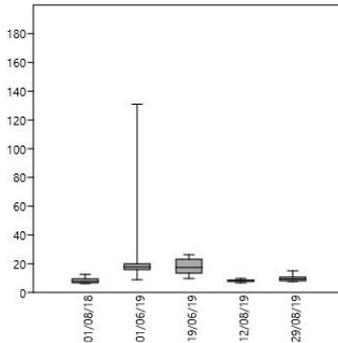
E) BOXPLOT DO PH PARA OS EVENTOS DE SECA NO CÓRREGO VP



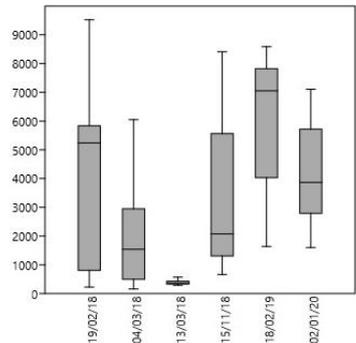
F) BOXPLOT DO PH PARA OS EVENTOS DE CHEIA NO CÓRREGO VP



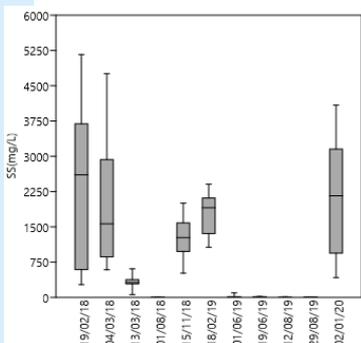
G) BOXPLOT DA TURBIDEZ DURANTE O MONITORAMENTO NO CÓRREGO VP



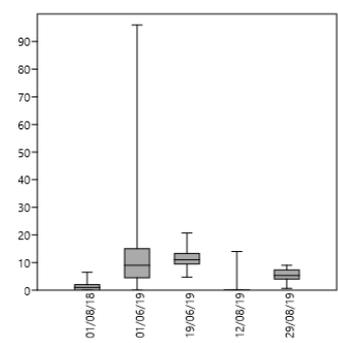
H) BOXPLOT DA TURBIDEZ PARA OS EVENTOS DE SECA NO CÓRREGO VP



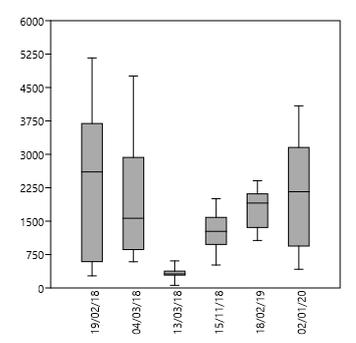
I) BOXPLOT DA TURBIDEZ PARA OS EVENTOS DE CHEIA NO CÓRREGO VP



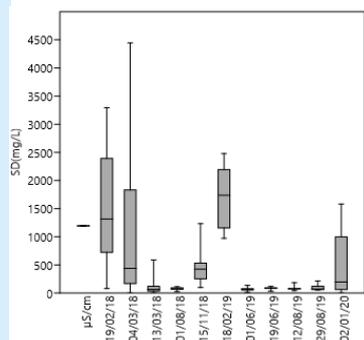
J) BOXPLOT DOS SS DURANTE O MONITORAMENTO NO CÓRREGO VP



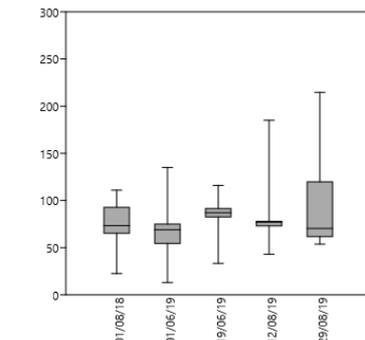
K) BOXPLOT DOS SS PARA OS EVENTOS DE SECA NO CÓRREGO VP



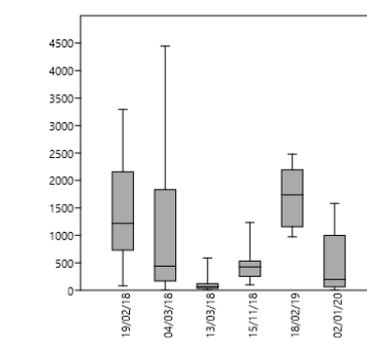
L) BOXPLOT DOS SS PARA OS EVENTOS DE CHEIA NO CÓRREGO VP



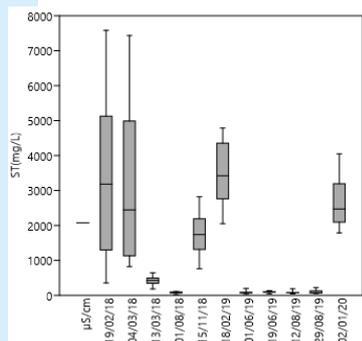
M) BOXPLOT DOS SD DURANTE O MONITORAMENTO NO CÔRREGO VP



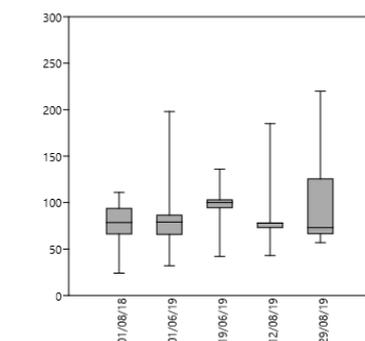
N) BOXPLOT DOS SD PARA OS EVENTOS DE SECA NO CÔRREGO VP



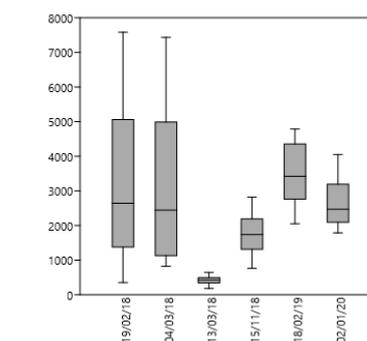
O) BOXPLOT DOS SD PARA OS EVENTOS DE CHEIA NO CÔRREGO VP



P) BOXPLOT DOS ST DURANTE O MONITORAMENTO NO CÔRREGO VP



Q) BOXPLOT DOS ST PARA OS EVENTOS DE SECA NO CÔRREGO VP



R) BOXPLOT DOS ST PARA OS EVENTOS DE CHEIA NO CÔRREGO VP

Fonte: Dados da pesquisa.

A concentração de N foi analisada nas formas de nitrito, nitrato e amônia (Figura 10 e Tabela 3, em anexo). O nitrito é uma forma intermediária entre a amônia e o nitrato, e apresentou valor médio de concentrações de 0,035mg/L, que pode ser atribuído à sua instabilidade (SCHNEIDER *et al.*, 2011). A variação das concentrações foi de 0,005 a 0,47mg/L (Figura 13a, b, Tabela 3), o que é inferior a 1 mg/L, limite estabelecido pela Resolução Conama 357/2005 para a classe II. Com relação à variação ao longo do ano, no período de estiagem, as variações foram menores, sendo verificado maior desvio padrão no período chuvoso, mostrado no gráfico *boxplot* (Figura 13a, b).

O íon nitrato foi o que apresentou as maiores concentrações dentre as outras formas do N, com média de 3,23mg/L e desvio padrão de 2,41mg/L. Considerando que a bacia hidrográfica é predominantemente urbana, os valores podem ter origem em esgotos domésticos originados de fossas sépticas ou lançamentos afastados do ponto monitorado. As concentrações variaram de 0,1 a 9mg/L, e esses valores, apesar de maiores,

são inferiores aos limites estabelecidos para a classe II na Resolução CONAMA 357/2005, de 10mg/L. Os maiores valores de concentração de nitrato foram encontrados no período de estiagem, em que o menor valor foi de 3mg/L, igual ao valor máximo no período chuvoso, e com grande variância (Tabela 3 e Figura 13c e d), o que, provavelmente, é ocasionado quando há lançamento contínuo de esgotos e menor diluição.

A amônia apresentou concentração média de 0,16mg/L (Tabela 3). Durante a estiagem, as concentrações de NH₃ foram maiores, indicando a presença de lançamentos de efluentes próximos à estação de monitoramento. Durante a época chuvosa, a amônia é diluída pelas vazões do córrego e apresenta baixas concentrações (Figura 10 e 13e e f).

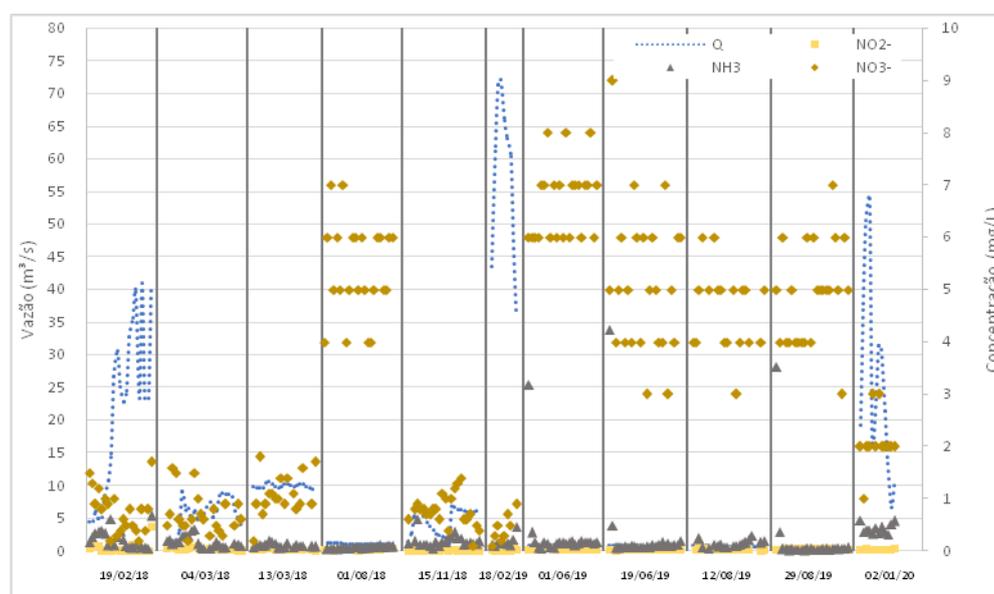
Fósforo

A origem do fósforo em águas superficiais está relacionada com a deposição atmosférica, excremento de animais, lixiviado de folhas de árvore e fertilizantes, além de lançamento de efluentes sanitários e industriais. O fósforo é um

dos principais nutrientes para os processos biológicos, sendo exigido em grande quantidade pelas células (AHLMAN, 2006), e, em excesso, pode conduzir a processos de eutrofização das águas naturais. Nas amostras coletadas, o P foi analisado sob a forma de PO_4^{3-} reativo e total

(Figura 11 e Tabela 3), com médias de 0,03mg/L e 0,09 mg/L, respectivamente. Os valores encontram-se bem abaixo dos esgotos brutos afluentes às duas grandes ETEs do DF, ETE Sul e Norte, que apresentam concentrações de PO_4^{3-} total em torno de 5mg/L (CAESB, 2014).

Figura 10. Hidrogramas (Q) e Polutogramas de Nitrato, Nitrito e Amônia obtidos durante o monitoramento no Córrego VP



Fonte: Dados da pesquisa.

Barbosa *et al.* (2019) identificaram concentrações de fósforo menores que 0,012 mg/L nas águas do Lago Paranoá e avaliaram que o motivo principal é que o P é facilmente sequestrado pelo sedimento e que a mobilização no sentido oposto (sedimento para água) é incipiente.

Para o PO_4^{3-} reativo, as variações das concentrações nas amostras coletadas foram semelhantes, independente da estação climática (Tabela 3). Para o PO_4^{3-} total, os desvios padrões foram mais altos que o reativo, e foi durante a estiagem que os maiores valores de PO_4^{3-} total foram medidos, também observados na Figura 13g, h, i, j. Lee e Bang (2000) afirmam que as bacias urbanas com uso e ocupação do solo predominantemente residenciais levam a concentrações de poluentes maiores que bacias com a predominância de indústrias, principalmente no que se refere ao fosfato.

Matéria Orgânica - DQO

A matéria orgânica (MO), que tem como fonte principal a descarga dos efluentes

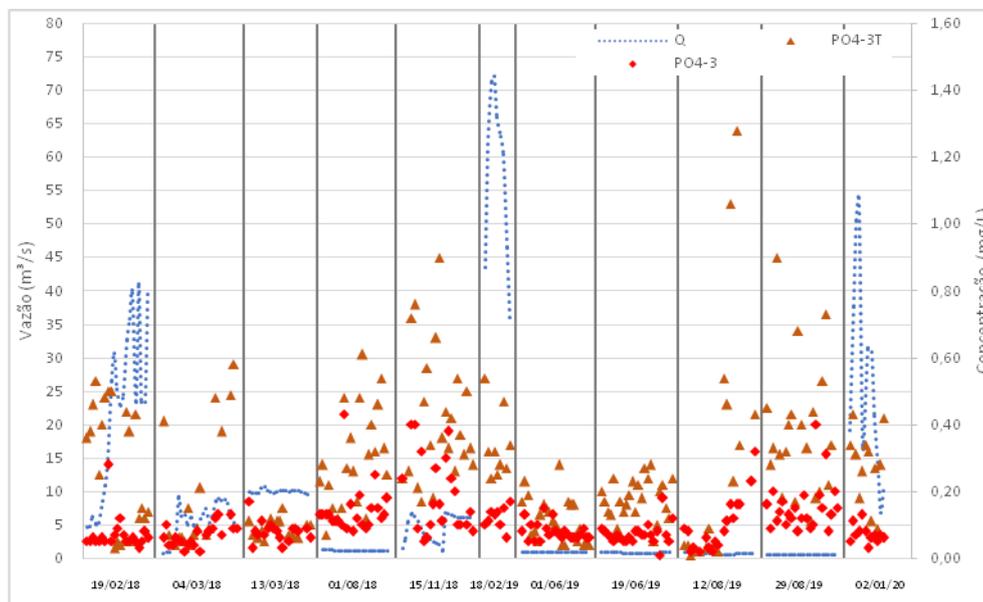
domésticos, consome o oxigênio nas águas. A indicação indireta da quantidade de MO na água pode ser determinada pela Demanda Química de Oxigênio (DQO) que mede a quantidade de material orgânico e inorgânico, susceptível à oxidação química por um oxidante forte. Valores elevados de DQO podem indicar problemas de contaminação dos corpos hídricos por despejos industriais e efluentes domésticos (FINOTTI *et al.*, 2009).

Na Figura 12, é possível observar a variação da DQO em todos os eventos no ponto de monitoramento. Percebe-se que os maiores valores foram encontrados no evento de 19/02/18, 958mg/L, bem no início do monitoramento, quando as obras de saneamento para coleta de esgoto se intensificaram na RA VP. Esse valor é próximo, porém, ainda superior ao valor médio apresentado pelo esgoto bruto afluente à ETE Planaltina ($C = 915\text{mg/L}$), inferior ao da ETE Paranoá ($C = 1.039\text{ mg/L}$) e supera em mais de 1,7 vezes o valor da concentração do esgoto bruto das ETE Sul e ETE Norte Brasília (CAESB, 2014). As concentrações de DQO foram

determinadas para 216 amostras que apresentaram valores muito variados, tendo em

vista o alto desvio padrão, de 164,73 (Figura 13k, l e m e Tabela 3).

Figura 11. Hidrogramas (Q) e Polutogramas do Fosfato reativo e total durante o monitoramento no Córrego VP



Fonte: Dados da pesquisa.

Na região de VP, ocorre um processo de regularização que demandou a implantação de infraestruturas públicas (redes de água, esgotos e drenagem pluvial). As obras da rede de esgotos da RA permitiram a coleta dos esgotos que, provavelmente, antes eram despejados parte no Córrego e parte em fossas sépticas, que também podem estar contaminando o corpo hídrico em caso de falta de manutenção. Verificou-se que, no início do monitoramento (fevereiro de 2018), as concentrações de DQO nas amostras foram muito elevadas, acima de 550mg/L, tendo uma melhora nos eventos seguintes, porém, com concentrações médias ainda maiores que 200mg/L em eventos de cheia, como os eventos dos dias 18/02/19 e 02/01/20. Espera-se que, com as obras de saneamento básico na RA Arniqueira, também a montante do ponto de monitoramento, ainda só previstas, haja maior redução da poluição descarregada no Córrego VP e que os valores de DQO diminuam ainda mais. No entanto, mesmo com a coleta de esgoto na bacia, é necessário promover medidas de retenção das águas pluviais, tendo em vista os valores elevados das concentrações de DQO nos eventos de cheia ocasionados pelo escoamento

superficial.

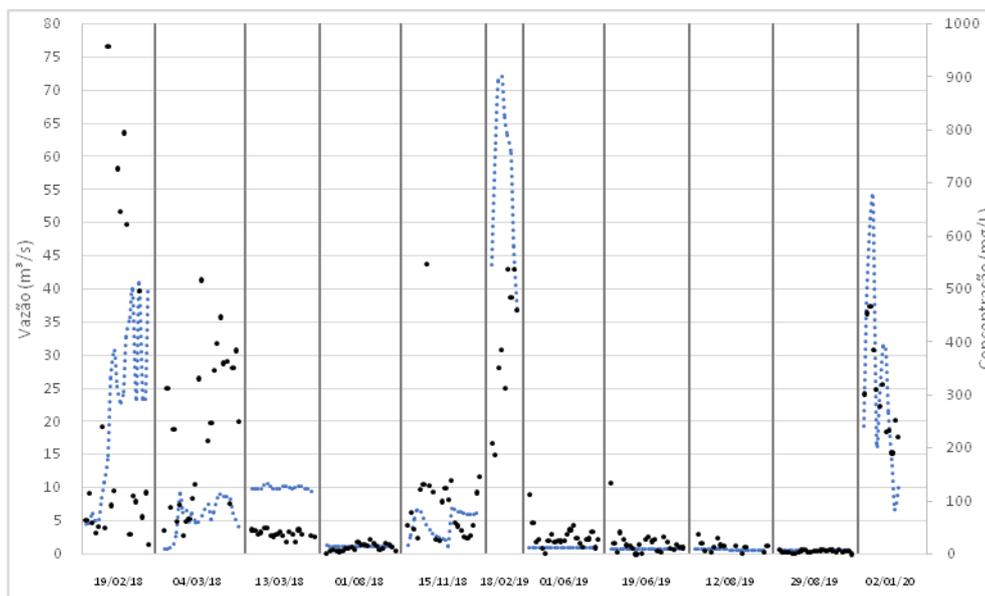
Cloretos e Sulfatos

O cloreto quando em altas concentrações, em regiões onde não há fontes naturais, é forte indicativo de poluição por excreta de humanos e animais de sangue quente, como também de lixiviados de aterros sanitário, devido à presença do íon no chorume (LESSA, 2017). Já os sulfatos são indicadores de presença de descartes industriais em corpos d'água (PIRES *et al.*, 2007), podendo também ser de origem geológica, contaminação por águas residuais e fertilizantes ou deposição atmosférica.

Esses poluentes foram analisados em 31 amostras. As concentrações de cloreto apresentaram valores entre 2,42 e 38,22mg/L, com média de 5,28mg/L (Tabela 3), abaixo do limite para as condições e padrões da classe II estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, que indica 250mg/L como limite máximo para a concentração desse íon. A análise das concentrações de cloreto pelo gráfico *boxplot* (Figura **Erro! Fonte de referência não encontrada.**13n) mostra que os maiores valores foram encontrados no início da época chuvosa,

no caso, novembro.

Figura 12. Hidrogramas(Q) e Polutogramas da DQO durante o monitoramento no Córrego VP



Fonte: Dados da pesquisa.

Na Figura 13o são apresentados os valores de concentração de sulfato e as variações de acordo com o evento de cheia. O mínimo valor medido foi de 4,12 mg/L e o máximo 7,89mg/L (Tabela 3). Os sulfatos apresentaram valores de concentração mais elevados (média de 6,09mg/L). Ferreira (2016) analisou a qualidade do ar no DF e identificou correlações significativas entre o sulfato e o cloreto. Segundo o autor, a queima de resíduos sólidos do antigo lixão (localizado na RA SCIA/Estrutural e desativado em 2018) pode estar influenciando a quantidade de particulados da região, que são depositados ao longo da bacia de drenagem e carregados durante as chuvas.

CONCLUSÕES

O monitoramento hidrológico e de qualidade da água no Córrego VP permitiu identificar que os eventos de cheia são os mais problemáticos em questão de carregamentos de sólidos, sendo esse período, portanto, crítico para causar impactos como o assoreamento no Lago Paranoá. Uma possível fonte desses sedimentos na poluição difusa é atribuída às obras de infraestrutura na bacia de drenagem, que provocam grande movimentação de terra, deixando o solo exposto às precipitações e, conseqüentemente, ao

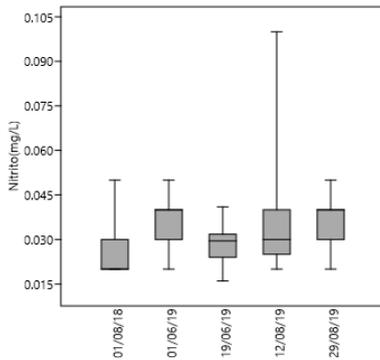
carreamento das partículas sólidas para o Córrego VP.

Os elevados valores de concentração de matéria orgânica e nutrientes, associados aos parâmetros de DQO, P e N, devem estar relacionados com o lançamento de esgotos no córrego e transbordamento de sistemas de esgotos individuais com fossas sépticas. Durante a estação seca, os valores de concentração de nitrato são mais elevados do que na cheia, quando ocorre a diluição pelo aumento da vazão. Esses poluentes contribuem com a eutrofização do Lago Paranoá.

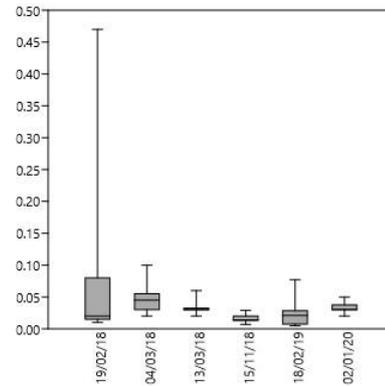
Portanto, além da implementação das redes coletoras de esgoto na área de drenagem, com o devido tratamento dos efluentes, deve-se adotar medidas de manejo de águas pluviais, como estruturas de desenvolvimento de baixo impacto, que diminuem o arraste de poluentes pelo escoamento superficial, e que precisam ser incorporadas aos projetos de drenagem no DF.

Para pesquisas futuras, devido à atual mancha urbana estar ainda em crescimento, deve-se complementar este monitoramento com estudo de parâmetros específicos associados à ocupação antrópica, como metais pesados, óleos e graxas, hidrocarbonetos do petróleo, contaminantes emergentes etc.

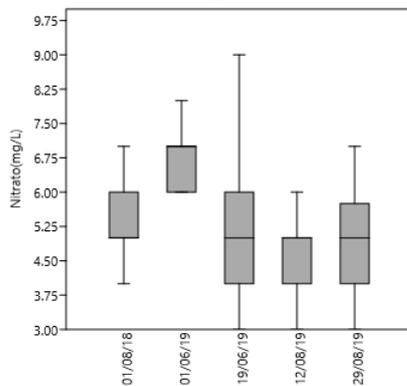
Figura 13. Gráficos Boxplot dos parâmetros de qualidade da água durante o monitoramento hidrológico e de qualidade da água, com eventos durante a estação seca e a estação chuvosa



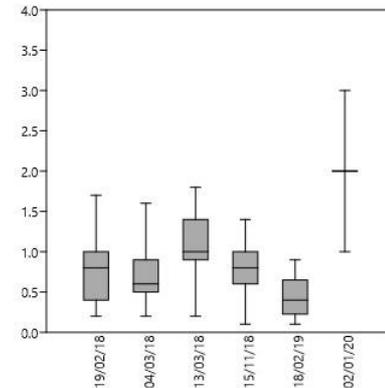
a) Boxplot do Nitrito durante o período de estiagem no Córrego Vicente Pires



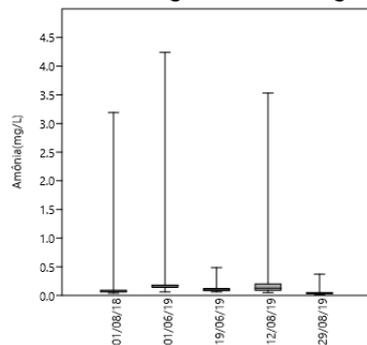
B) BOXPLOT DO NITRITO DURANTE O PERÍODO DE CHEIA NO CÓRREGO VICENTE PIRES



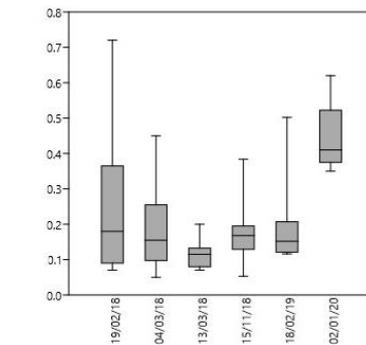
b) Boxplot do Nitrato durante o período de estiagem no Córrego VP



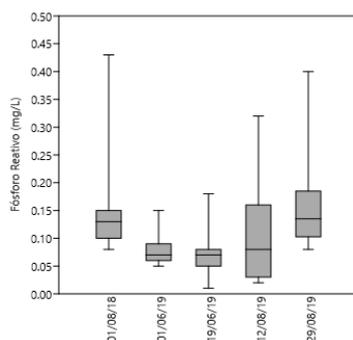
D) BOXPLOT DO NITRATO DURANTE O PERÍODO DE CHEIA NO CÓRREGO VP



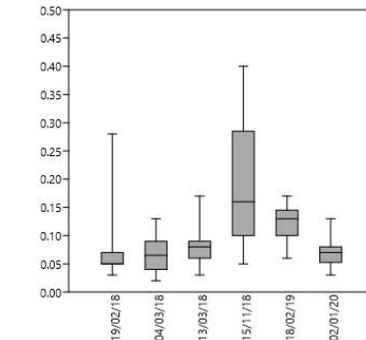
E) BOXPLOT DA AMÔNIA DURANTE O PERÍODO DE ESTIAGEM NO CÓRREGO VP



F) BOXPLOT DA AMÔNIA DURANTE O PERÍODO DE CHEIA NO CÓRREGO VP

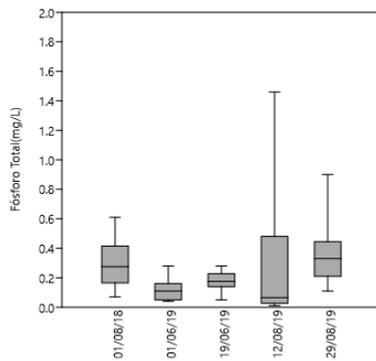


G) BOXPLOT DO FÓSFORO REATIVO DURANTE O PERÍODO DE ESTIAGEM NO CÓRREGO VP



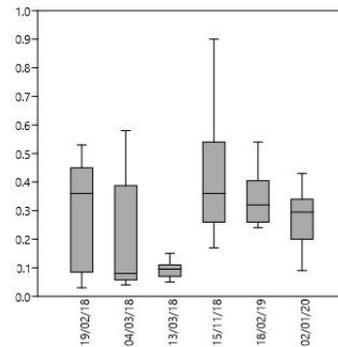
H) BOXPLOT DO FÓSFORO REATIVO DURANTE O PERÍODO DE CHEIA NO CÓRREGO VP

O PERÍODO DE ESTIAGEM NO CÓRREGO VP

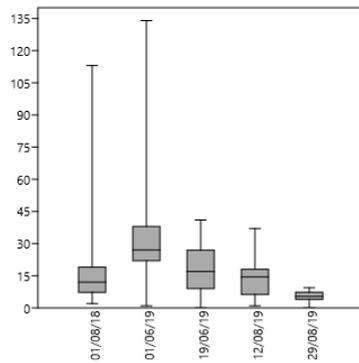


I) BOXPLOT DO FÓSFORO TOTAL DURANTE O PERÍODO DE ESTIAGEM NO CÓRREGO VP

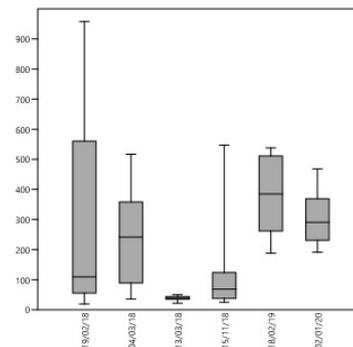
PERÍODO DE CHEIA NO CÓRREGO VP



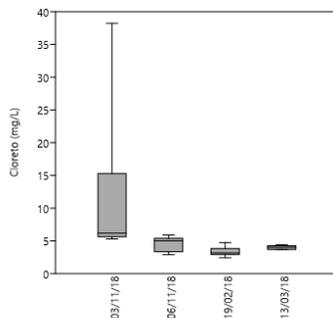
J) BOXPLOT DO FÓSFORO TOTAL DURANTE O PERÍODO DE CHEIA NO CÓRREGO VICENTE PIRES



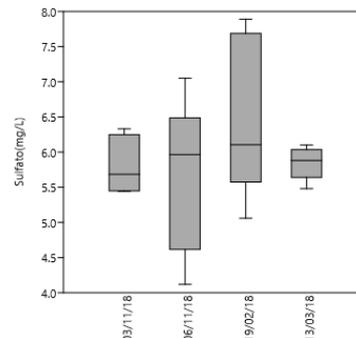
L) BOXPLOT DA DQO PARA OS EVENTOS DE SECA NO CÓRREGO VP



M) BOXPLOT DA DQO PARA OS EVENTOS DE CHEIA NO CÓRREGO VP



N) BOXPLOT DO CL - DURANTE TODO O PERÍODO DE MONITORAMENTO NO CÓRREGO VICENTE PIRES



O) BOXPLOT DO SO₄²⁺ DURANTE TODO O PERÍODO DE MONITORAMENTO NO CÓRREGO VICENTE PIRES

Fonte: Dados da pesquisa.

REFERÊNCIAS

AHLMAN, S. **Modelling of Substance Flows in Urban Drainage Systems**. 2006. Tese (PhD) – Department of Civil and Environmental Engineering, Chalmers University Of Technology, Göteborg (Suécia), 2006.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017**: relatório pleno. Brasília: ANA, 2017.

AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO BÁSICO DO DISTRITO FEDERAL (ADASA). **Manual de Drenagem Urbana**. Brasília: ADASA, 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**. 23ª ed. Washington DC: APHA, AWWA, WEF, 2017.

- AQUINO, I.; ROIG, H.; OLIVEIRA, E.; GARNIER, J.; GUIMARÃES, E.; KOIDE, S. Variação temporal da descarga sólida em suspensão e identificação de minerais a partir de aperfeiçoamento de método de amostragem automática no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal. **Geologia USP: Série Científica**, v. 18, n. 2, p. 171-185, 2018.
- BARBOSA, J.S.B.; BELLOTTO, V.R.; SILVA, D. B.; LIMA, T.B. Nitrogen and Phosphorus Budget for a Deep Tropical Reservoir of the Brazilian Savannah. **Water**, v. 11, n. 6, p. 1205, 2019.
- BENINI, R. M.; MENDIONDO, E. M. Urbanização e impactos no ciclo hidrológico na Bacia do Mineirinho. **Floresta e Ambiente**, v. 22, p. 211-222, 2015.
- BERNDTSSON, J.C. Storm water quality of first flush urban runoff in relation to different traffic characteristics. **Urban Water Journal**, v. 11, n. 4, p. 284-296, 2014.
- BERTRAND-KRAJEWSKI, J.L.; BARDIN, J.P.; MOURAD, M.; BERANGER, Y. Accounting for sensor calibration, data validation, measurement and sampling uncertainties in monitoring urban drainage systems. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 2, p. 95-102, 2003.
- BORGES, H.D.; CICERELLI, R.E.; DE ALMEIDA, T.L.; ROIG, H.L.; OLIVETTI, D. Monitoring cyanobacteria occurrence in freshwater reservoir using semi-analytical algorithms and orbital remote sensing. **Marine and Freshwater Research**, v. 71, p. 569-578, 2019.
- BUTLER, D.; DIGMAN, C.J.; MAKROPOULOS, C.; DAVIS J.W. **Urban drainage**. 4ª ed. Boca Raton (EUA): CRC Press, 2018.
- BRASIL. Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA nº 357 de 17, março de 2005. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 2005.
- CÂMARA, F.M.M. **Avaliação da qualidade da água do Rio Poti na cidade de Teresina, Piauí**. 2011. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2011.
- CASTRO, K.B.; ROIG, H.L.; NEUMANN, M.R.B.; ROSSI, M.S.; SERAPHIM, A.P.; JÚNIOR, W.J.R.; DA COSTA, A.B.; HOFER, R. **New perspectives in land use mapping based on urban morphology: A case study of the Federal District, Brazil**. Land Use Policy, 2019.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL (CAESB). **Sinopse do Sistema de Esgotamento Sanitário do Distrito Federal – SIESEG**. 25ª ed. Brasília, 2014.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Apêndice A - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem In: CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo 2008**. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo, 2009.
- COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL (CODEPLAN). **PDAD - Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios do Distrito Federal 2018**: Vicente Pires. Brasília: Secretaria de Fazenda, Planejamento, Orçamento e Gestão, Governo do Distrito Federal, 2019.
- COSTA, M.E.L. **Monitoramento e modelagem das águas da drenagem urbana na bacia do lago Paranoá**. 2013. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.
- DIAS, D.F. **Processos geoquímicos na interface sedimento-água no braço Riacho Fundo do Lago Paranoá**. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília – DF, 2017.
- DOS SANTOS, D. **Modelação da poluição difusa em águas superficiais**. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa (Portugal), 2000.
- ESTEVES, F.D.A. **Fundamentos de limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FERREIRA, V.H.C. **Identificação das fontes de material particulado atmosférico fino e grosso no Distrito Federal empregando marcadores iônicos solúveis em água**. 2016. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade de Brasília, Brasília, 2016.
- FINOTTI, A.; FINKLER, R.; SILVA, M.D.; CEMIN, G. **Monitoramento de recursos hídricos em áreas urbanas**. Caxias do Sul: EDUCS, 2009.
- FRANÇA, M.S. **Análise estatística multivariada dos dados de monitoramento de qualidade de água da bacia do alto Iguaçu: uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos**. 2009. Dissertação

(Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

GASPAROTTO, F. A. **Avaliação ecotoxicológica e microbiológica da água de nascentes urbanas no município de Piracicaba-SP**. 2011.

Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

HUANG, J.; DU, P.; AO, C.; LEI, M.; ZHAO, D.; HO, M.; WANG, Z. Characterization of surface runoff from a subtropics urban catchment. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p. 148-152, 2007.

HAFT, A.; WALLACH, R.; FRIEDLER, E.; ZINGER, Y. Land use impact on urban runoff in a Mediterranean city-Kfar-Saba, Israel as a case study. In: IWA/IAHR INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE– ICUD, 14., 2017, Praga. **Proceedings...** Praga (República Tcheca): IWA/IAHR, 2017, p. 54-58.

KIM, J.; NAGANO, Y.; FURUMAI, H. Runoff load estimation of particulate and dissolved nitrogen in Lake Inba watershed using continuous monitoring data on turbidity and electric conductivity. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 5, p. 1015-1021, 2012.

KÖRBER, J.H. A cost-efficient multilevel approach to unravelling urban stormwater transport and loading processes in changing climate. In: IWA/IAHR INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE– ICUD, 14., 2017, Praga. **Proceedings...** Praga (República Tcheca): IWA/IAHR, 2017, p. 217-221.

LEE, J.H.; BANG, K.I. Characterization of urban stormwater runoff. **Water Research**, v. 34, n. 6, p. 1773-1780, 2000.

LESSA, A.C.V. **Caracterização do chorume do Centro de Gerenciamento de Resíduos de Sergipe**. 2017. Trabalho de conclusão de curso (Tecnologia em Saneamento Ambiental) – Instituto Federal de Sergipe, Aracaju, 2017.

LIMA, J. E. F.; FONSECA, S. A.; BROSTEL, R. C.; CÉZAR, M. C. M. Avaliação da disponibilidade hídrica no Distrito Federal. Capítulo 3 – Avaliação da disponibilidade hídrica no Distrito Federal. In: **Gestão da crise hídrica 2016-2018: experiências do Distrito Federal**. Editado por Jorge Enoch Furquim Werneck Lima [et al.] - Brasília, DF : Adasa : Caesb : Seagri : Emater, DF, 2018.

MENEZES, P.H.J. **Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do lago Paranoá**. 2010. Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

MODUGNO, M.; GIOIA, A.; GORGOGLIONE, A.; IACOBELLIS, V.; LA FORGIA, G.; PICCINNI, A.; RANIERI, E. Build up/wash-off monitoring and assessment for sustainable management of first flush in an urban area. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5050-5070, 2015.

MÜLLER, A.; ÖSTERLUND, H.; MARSALEK, J.; VIKLANDER, M. The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. **Science of the Total Environment**, v. 709, p. 136125, 2019.

NASCIMENTO, N.; ELLIS, B.; BAPTISTA, M.B.; DEUTSCH, J.C. Using detention basins: Operational experience and lessons. **Urban Water**, v. 1, n. 2, p. 113-124, 1999.

NOVOTNY, V. (Ed.) **Nonpoint pollution and urban stormwater management**. 1ª ed. Water Quality Management Library. Lancaster (EUA): Technomic Publishing Co.; Inc, 1995.

PIMENTEL, I.M.C. **Avaliação quali-quantitativa das águas do riacho Reginaldo e seus efluentes**. 2009. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2009.

PIVELI, R.P.; KATO, M.T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006.

PIRES, L.C.M.; VAITSMAN, D.V.; DUTRA, P.B. Diagnóstico químico preliminar da qualidade das águas superficiais do Parque Nacional da Serra dos Órgãos e entorno. In: CRONEMBERGER, C.; VIVEIROS-DE-CASTRO, E. (Org.). **Ciência e conservação na Serra dos Órgãos**. 1ª ed. Brasília: IBAMA/ICMBio, 2007. p. 228-239.

RIGHETTO, A.M.; MOREIRA, L.F.F.; SALES, T.E.A. Manejo de águas pluviais urbanas. In: RIGHETTO, A.M. (Coord.). **Manejo de águas pluviais urbanas**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 19-73.

_____; GOMES, K.M.; FREITAS, F.R.S. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1109-1120, 2017.

SALGADO, A.A. **Caracterização da influência de cargas poluidoras difusas na qualidade da água**

- no Córrego Botafogo, Goiânia-Goiás.** 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2013.
- SCHNEIDER, R.M.; FREIRE, R.; COSSICH, E.S.; SOARES, P.F.; FREITAS, F.H.; TAVARES, C.R.G. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. **Acta Scientiarum: Technology**, v. 33, n. 3, p. 295-303, 2011.
- SEGETH - Secretaria de Gestão do Território e Habitação Geoportal. Disponível em: <https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/mapa/#>, 2015. Acesso em: 20 out. 2018.
- SOUZA, F.; COSTA, M.E.L.; KOIDE, S. Hydrological modelling and evaluation of detention ponds to improve urban drainage system and water quality. **Water**, v. 11, n. 8, p. 1547, 2019.
- TÁVORA, B.E. **Zona Ripária de Cerrado:** processos hidrossedimentológicos. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2017.
- TSIHRINTZIS, V.A.; HAMID, R. Modeling and management of urban stormwater runoff quality: a review. **Water Resources Management**, v. 11, p. 137-164, 1997.
- TSUJI, T.M. **Monitoramento e modelagem das águas de drenagem pluvial no núcleo urbano da bacia do Ribeirão Riacho Fundo, Brasília – DF.** Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2018.
- TUCCI, C.E.M. **Gestão de águas pluviais urbanas:** Saneamento para todos (Vol. 4). Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Ministério das Cidades, 2005.
- _____. Regulamentação da drenagem urbana no Brasil. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 13, n. 1, p. 29-42, 2016.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2005. V. 1.

Tabela 2- Resumo estatístico dos parâmetros de qualidade da água (pH, CE, turbidez e sólidos) no Córrego VP.

Parâmetros	pH SECA	pH CHEIA	CE SECA (µS/cm)	CE CHEIA (µS/cm)	Turbidez SECA (NTU)	Turbidez CHEIA (NTU)	ST SECA (mg/L)	ST CHEIA (mg/L)	SS SECA (mg/L)	SS CHEIA (mg/L)	SD SECA (mg/L)	SD CHEIA (mg/L)
Mínimo	6,67	6,48	117,4	59,3	6,2	159	24	182	0	59,33	13	0
Máximo	8,42	8,06	148,4	154,5	131	9522	220	7583	96	5164	214,67	4445
Média	-	-	129,44	106,98	13,70	2965,17	86,95	2380,67	7,53	1643,28	79,62	913,78
Mediana	-	-	132	109,1	10,50	2017	81,5	2051	5	1330,5	76	492,5
Desvio Padrão	-	-	7,82	18,1	12,60	2609,53	31,49	1808,79	11,49	1229,3	29,59	1021,62
Nº de Amostras	114	108	114	100	113	109	106	95	105	88	105	86

Tabela 3- Resumo estatístico dos parâmetros químicos de qualidade da água (NO₂⁻, NO₃⁻, NH₃, PO₄³⁻, Cl⁻ e SO₄²⁻e DQO) no Córrego VP.

Parâmetros	PO ₄ ³⁻ Reativo SECA (mg/L)	PO ₄ ³⁻ Reativo CHEIA (mg/L)	PO ₄ ³⁻ Total SECA (mg/L)	PO ₄ ³⁻ Total CHEIA (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	DQO SECA (mg/L)	DQO CHEIA(m g/L)	NO ₂ ⁻ SECA (mg/L)	NO ₂ ⁻ CHEIA(m g/L)	NO ₃ ⁻ SECA (mg/L)	NO ₃ ⁻ CHEIA (mg/L)	NH ₃ SECA (mg/L)	NH ₃ CHEIA (mg/L)
Mínimo	0,01	0,02	0,01	0,03	2,42	4,12	0	19	0,016	0,005	3	0,1	0,01	0,04
Máximo	0,43	0,4	1,46	0,9	38,22	7,89	134	958	0,100	0,47	9	3	3,48	0,56
Média	0,11	0,1	0,25	0,27	5,28	6,09	17,62	195,02	0,033	0,037	5,37	0,94	0,16	0,16
Mediana	0,09	0,08	0,19	0,26	4,01	5,82	13	114	0,030	0,03	5	0,8	0,07	0,12
Desvio Padrão	0,07	0,077	0,24	0,19	6,24	0,94	19,05	194,76	0,011	0,048	1,21	0,58	0,48	0,11
Nº de Amostras	112	103	108	101	31	31	107	109	111	105	112	104	110	105