

EFEITO DA PRECIPITAÇÃO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL DE RESERVATÓRIO URBANO NO LITORAL DO NORDESTE BRASILEIRO.

DOI: 10.19177/rgsav8e22019626-647

Thiago Farias Nobrega¹

Raquel Franco Souza²

Guilherme Fulgencio Medeiros³

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a influência da precipitação e ocupação do solo, sobre a qualidade da água superficial de um reservatório urbano localizado no nordeste do litoral brasileiro. Mensalmente entre março e novembro de 2014, em três diferentes estações de amostragem foram aferidos os teores de metais (Cd, Cu, Cr, Zn, Ni, Fe) por espectrofotometria de absorção atômica (EAA); além disso foram analisados parâmetros como oxigênio dissolvido, cloreto, nitrito, nitrato, dureza, condutividade elétrica, e realizados ensaios ecotoxicológicos que usaram *Ceriodaphnia dubia* e *C. silvestrii* como organismo teste. Nos meses chuvosos (março, maio, junho, julho e setembro) verificou-se maior frequência de concentrações de metais superiores aos limites de qualidade adotados e número de amostras com efeito tóxico a *C. dubia* e *C. silvestrii*. A composição química da água na estação de amostragem T2 (urbano e industrial) apresenta concentrações maiores de metais, e maior número de amostras tóxicas a *C. dubia*, *C. silvestrii*, em relação a T1 (urbano e rural) e T3 (rural). Observa-se que o ecossistema aquático da lagoa de Extremoz passa por um processo de deterioração, devido às condições climáticas e de uso e ocupação do solo em seu entorno.

Palavras-Chave: *Ceriodaphnia dubia*. *C. silvestrii*. Ecotoxicologia. Geoquímica. Limnologia. Metais.

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Norte. <http://orcid.org/0000-0001-8818-0605>. E-mail: thiagofnbio@ufrn.edu.br

² Professora Doutora do Departamento de Geologia e Programa de Pós Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. <http://orcid.org/0000-0001-8818-0605> . E-mail: francodesouza.raquel@gmail.com

³ Professor Doutor Departamento de Limnologia e Oceanografia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. <http://orcid.org/0000-0002-5279-4725> . E-mail: seuguila@gmail.com

1 INTRODUÇÃO

Os metais são encontrados naturalmente nos ecossistemas e muitos deles são fundamentais para a manutenção e desenvolvimento da vida. No entanto quando estes se encontram em concentrações elevadas, podem ser nocivos a biota (BARBOSA *et al.*, 2010; BROW; PEAKE, 2006; GOMES *et al.* 2016^a; GOMES *et al.* 2016^b; NOBREGA *et al.* 2017) e ainda podem ter seus efeitos modificados por outras características naturais do ambiente como: a dureza da água, o teor de cloreto, e até mesmo outros metais (KEITHLY *et al.*, 2004). Os íons metálicos são originados de duas fontes primárias: o intemperismo natural das rochas (geogênico) e as diversas atividades desenvolvidas pelo homem (fontes antrópicas), que estão associadas sobretudo à transformação de matérias-primas e a síntese de novos compostos. Atualmente investigações quanto a qualidade da água de mananciais, quase que obrigatoriamente exigem a medição das concentrações dos metais entre outros parâmetros. Desta forma, muitos são os pesquisadores que associam a ocupação e atividades humanas às concentrações destes elementos, principalmente em áreas urbanas e mais industrializadas (BROW; PEAKE, 2006).

A Lagoa de Extremoz (Figura 1), localizada ao norte da região metropolitana de Natal, litoral nordeste do Brasil, é um importante reservatório que abastece uma região com aproximadamente 300.000 hab. Desde a década de 70, na área em seu entorno, acontece um processo de descaracterização da paisagem em detrimento da instalação de um polo industrial e expansão de residências. Por sua vez este processo não foi acompanhado de investimentos em infraestrutura urbana para diminuir os impactos ao tão importante reservatório (MELO *et al.*, 2010; MELO *et al.*, 2012).

Estudos já apontam para a diminuição da qualidade de água e sedimento superficial da Lagoa de Extremoz e do baixo curso do rio Doce, que recebe água da lagoa (BARBOSA *et al.*, 2010; MOURA *et al.* 2013; AZEVEDO FILHO *et al.* 2012; JERÔNIMO; SOUZA, 2013; GOMES *et al.* 2016^a; GOMES *et al.*, 2016^b; NOBREGA *et al.* 2017). Araujo *et al.* (2000) indicam que em 1996 a Lagoa de Extremoz tinha parâmetros semelhantes a outros reservatórios oligotróficos brasileiros. Pinto & Becker (2014) apontam cianobactérias não tóxicas como grupo predominante no fitoplâncton. No estuário do Rio Jundiáí-Potengi, próximo a lagoa de Extremoz e sobre condições geológicas semelhantes, também existem indícios da contaminação por

metais (SINDERN *et al.*, 2007; SOUZA *et al.*, 2016); neste corpo hídrico a influência humana é mais antiga e apresenta um grau de poluição mais acentuado.

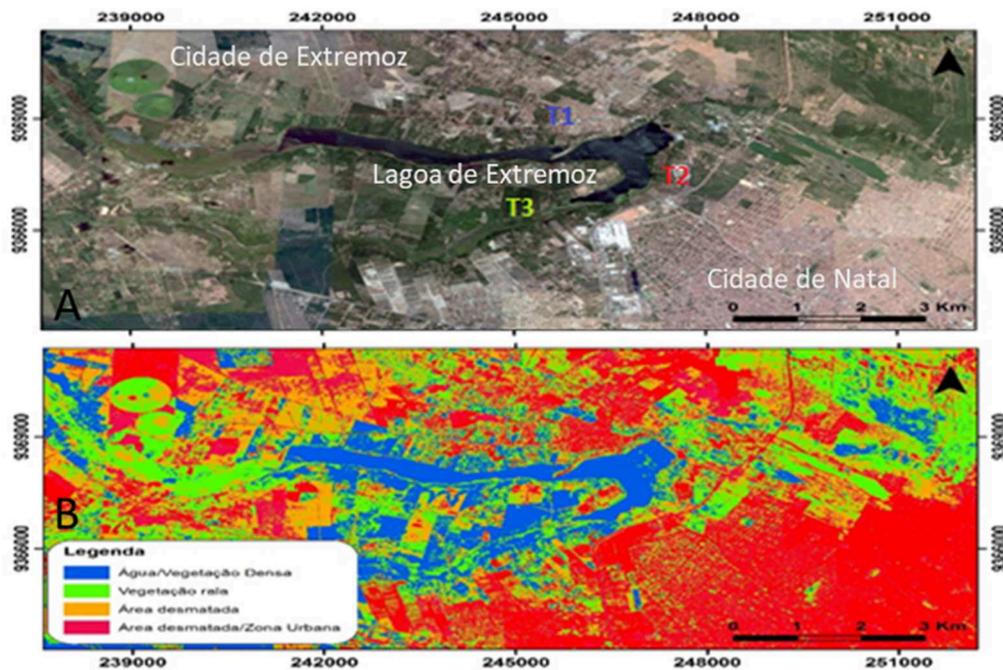
A hipótese deste trabalho é que a ocupação no entorno da Lagoa de Extremoz e a precipitação mensal acumulada influenciam na concentração dos metais analisados, o que afeta a resposta dos organismos teste em ensaios ecotoxicológicos. O objetivo deste estudo foi realizar uma descrição da composição química e física de água superficial de um reservatório de água, localizado em região com características rurais e urbanas, no período entre março e novembro/2014, buscando informações sobre as variações espaço-temporais, e sua relação com os resultados obtidos em ensaios ecotoxicológicos

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

Entre março e novembro de 2014, foram realizadas amostragem mensais de água na Lagoa de Extremoz (estações de amostragem T1 e T2) e rio do Guajiru (T3) (Figura 1). A estação de amostragem T1 (245014.00 mE e 9368196.00 mN) está localizada nas proximidades de um balneário, com vários pontos de escoamento de água pluvial; a vegetação nativa foi substituída por vegetais exóticos (gramíneas e árvores de médio e grande porte); empreendimentos humanos situam-se a menos de 20m de distância da margem da lagoa. Na margem oposta, a estação T2 (247155.00mE e 9367468.00mN) está localizada em meio a granjas; a 300m de distância do local de coleta, no sentido leste, existe uma ferrovia ativa; em aproximadamente 350m há unidades do Distrito Industrial de Extremoz e, no sentido sudoeste a 400m encontra-se uma estação de coleta de água para abastecimento público na região. No rio Guajiru a estação T3 (242520.00 mE e 9365637.00 mN) localiza-se próxima a uma passagem improvisada construída sobre o rio. A paisagem é tipicamente rural; as águas neste ponto do rio escoam lentamente e grande parte da superfície da água está coberta por macrófitas aquáticas.

Figura 1 –A) Imagem de satélite e estações de amostragem T1, T2 e T3. B) imagem com as cores dos pixels classificados



2.2 Amostragem e preservação das amostras

Mensalmente nas primeiras horas da manhã, foram coletadas amostras de água na zona litorânea das estações de amostragem T1, T2 e T3. Foram usadas garrafas plásticas previamente descontaminadas para coleta de água, em quantidade suficiente para aferir pH, turbidez, condutividade elétrica (CE), dureza, nitrato, cloreto, oxigênio dissolvido (OD), Fe, Zn, Cu, Ni, Cd e Cr e realização de ensaios ecotoxicológicos crônicos. Com exceção do volume coletado para aferir a concentração de oxigênio dissolvido na água, todas as amostras restantes foram mantidas em refrigeração até o momento da análise.

2.3 Análises da sazonalidade e ocupação do solo

No banco de dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), foram obtidas informações a respeito da precipitação acumulada média e imagens de satélite da área de drenagem da lagoa de Extremoz. A precipitação acumulada média é importante para comparar a precipitação mensal durante o período estudado (2014) em relação ao histórico de precipitação média mensal acumulada (1960 e 2013) e à classificação de Koppen & Geiger (KOTTEK et al., 2006). Com o software Arcgis10.0, imagens de satélite tiradas no quadrante da Lagoa de Extremoz em 2014, foram

tratadas para categorização dos pixels em comum, com este processo de geoprocessamento.

2.4 Análises físicas e químicas da água

Para determinação de dureza ($\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$), turbidez, condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), nitrato ($\text{mg.L}^{-1} \text{NO}_3^-$), nitrito ($\text{mg.L}^{-1} \text{NO}_2^-$), oxigênio dissolvido em água ($\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$) e cloreto ($\text{mg.L}^{-1} \text{Cl}^-$) foram usados os métodos propostos Clesceri et al. (1989).

A abertura das amostras de água para dosagem de metais foi realizada usando solução mista ($\text{HCl } 0,5\text{N} + \text{H}_2\text{SO}_4 0,025\text{N}$); o teor de Zn, Cd, Cr, Fe, Ni e Cu foi medido em aparelho de espectrofotometria de absorção atômica de chama (EAA) modelo Varian Spectraa 220FS.

2.5 Ensaios Ecotoxicológicos de Água

Foram usados como indicadores de toxicidade de água superficial neonatos de *C. dubia* e *C. silvestrii*, com idades entre 6 e 12h. Estes organismos foram expostos, em frascos individuais, a 15mL das amostras. O ensaio indicado para este tipo de análise consiste em teste crônico semiestático com duração de 7 dias e 10 réplicas por tratamento. Neste método, ao completar 72h e 120h de exposição, ocorreram renovações de água, contagem, remoção dos neonatos e alimentação dos organismos com uma gota de extrato orgânico e uma de extrato de alga; durante o teste foi contabilizado o total de filhotes (Reprodução) e ao final do teste (168h) o total de sobreviventes (Sobrevivência). O teste é considerado válido quando no controle a taxa de sobrevivência é igual ou maior que 80% e a média de filhotes é igual ou maior que 12. A sensibilidade dos cultivos foi aferida mensalmente a partir de testes de referência utilizando NaCl, *C. dubia* apresentou sensibilidade média de $1,24 \text{ g.L}^{-1}$ e *C. silvestrii* $1,32 \text{ g.L}^{-1}$.

Adultos de *Ceriodaphnia dubia* e *C. silvestrii* foram mantidos sob as mesmas condições de cultivo; para o substrato deste e controle nos testes, utilizou-se água obtida em reservatório com características naturais e com pouca influência da ação antrópica (238717.87 mE e 9348414.94 mN). No laboratório a água foi filtrada em peneira de $45\mu\text{m}$ e permaneceu em aeração constante por no mínimo uma hora antes de ser utilizada. No máximo 50 matrizes de Cladocera foram mantidas em béqueres de 1L. Diariamente cada béquer recebeu 3mL de extrato liquefeito de ração de peixe

e 3mL de extrato de alga (*Scenedesmus obliquus*) como alimento. Os neonatos foram retirados dos béqueres matrizes, para controle da idade dos organismos; semanalmente procedeu-se renovação e limpeza destes aquários.

2.6 Análise dos Dados

Foi usado estatística descritiva e correlação de Spearman Ranked no software Statistic 7, para avaliar o comportamento dos dados e correlações entre os valores obtidos das análises físicas, químicas e ecotoxicológicas de água.

A partir dos dados obtidos nos ensaios ecotoxicológicos crônicos foi utilizado o software Toxstat 3.3 para determinar a toxicidade das amostras. Primeiro avaliou-se a normalidade e homocedasticidade dos dados, respectivamente por Teste do qui-quadrado (χ^2) e Teste de Bartlett. Caso estas condições fossem atendidas usava-se o método estatístico paramétrico de Dunnett, para analisar a diferença significativa entre o controle e cada grupo de amostras. Constatada diferença a amostra foi considerada tóxica, as amostras que se enquadraram neste grupo foram indicadas por um asterisco (*). Quando os dados observados nos ensaios ecotoxicológicos não atenderam os pressupostos de normalidade ou homocedasticidade, usou-se o teste de Steel Many-One; a amostra foi então considerada tóxica caso fosse significativamente diferente do controle, e indicada com o mesmo padrão descrito anteriormente (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014).

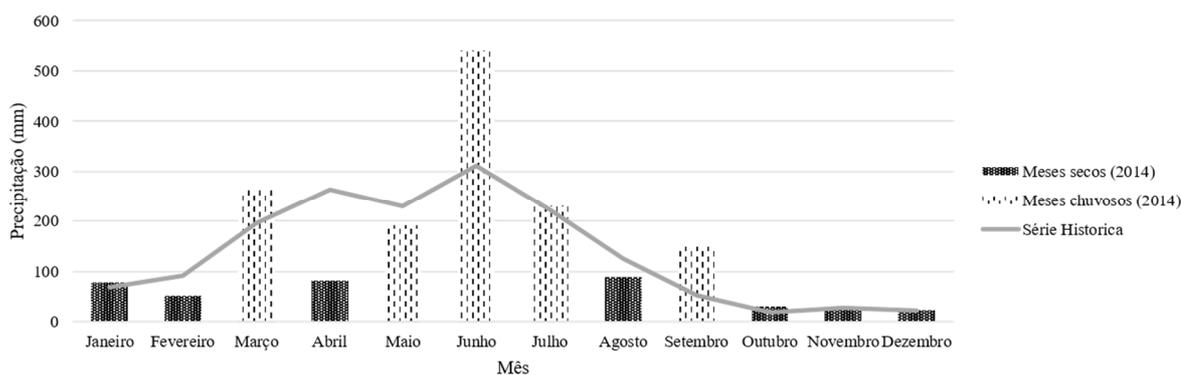
3 RESULTADOS

3.1 Sazonalidade e ocupação do solo

A classificação de Köppen & Geiger (KOTTEK *et al.*, 2006) indica o clima predominante na região estudada como equatorial do tipo savana com verão seco (As), ou seja, região propicia a déficit hídrico durante todo o ano, com agravamento no verão. A figura 2 expõe a precipitação mensal na série histórica (1960-2013) e durante o período de realização deste estudo (2014) na bacia de drenagem da Lagoa de Extremoz. Observa-se que o período de 2014, segue a tendência observada na série histórica com distribuição de chuvas aproximadamente regular, no período entre março e julho; alguns meses como abril e setembro foram exceção em relação a série histórica. No primeiro caso verificou-se diminuição na precipitação mensal de chuvas, enquanto que no segundo ocorreu o aumento na precipitação. Para melhor discussão

dos resultados, foi determinado que os meses com mais de 100mm de precipitação média em 2014, daqui em diante serão denominados meses chuvosos (março, maio, junho, julho e setembro), e os que tem precipitação inferior a este montante serão classificados como meses secos (abril, agosto, outubro e novembro).

Figura 2 - Série histórica (1960-2013) e período estudado (2014) da precipitação mensal na região da bacia de drenagem da Lagoa de Extremoz. Em amarelo meses com menor pluviosidade, em azul os meses chuvosos.



No que diz respeito a paisagem ao longo da bacia de drenagem, percebe-se a diminuição da vegetação nativa e de mata ciliar em direção à Lagoa de Extremoz, pois estes locais já se encontram inseridos em zona de influência urbana. A figura 1, permite observar como o entorno da lagoa de Extremoz estava ocupado até dezembro de 2014. Através do software Arcgis, os pixels da imagem A, foram classificados quanto as cores em comum. Deste processo resultou a imagem B. O grupo azul corresponde aos corpos hídricos e áreas de vegetação densa, o verde corresponde a vegetação rala, a cor laranja às áreas desmatadas e o grupo vermelho às áreas desmatadas e zona urbana. A partir da análise destas imagens percebeu-se a presença de três agrupamentos distintos; um com predominância de residências; outro com ocupação urbana mais densa, inclusive com ocupação de indústrias de pequeno e médio porte (Indústria de bebidas e alimentos, têxtil e empresa de engarrafamento e distribuição de gás liquefeito de petróleo); o ultimo agrupamento corresponde a área rural (Criação de animais e cultivo agrícola); esta subdivisão corresponde respectivamente as estações de amostragem T1, T2 e T3.

3.2 Ensaios ecotoxicológicos

Os valores de sobrevivência e reprodução dos ensaios ecotoxicológicos com *Ceriodaphnia dubia* e *C. silvestrii* foram apresentados na tabela 1. Os números R. gest. sust. ambient., Florianópolis, v. 8, n. 2, p. 626-647, abr/jun. 2019.

destacados com um asterisco (*) são menores e estatisticamente diferentes do seu respectivo controle, sendo que esta diferença aponta efeito tóxico (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014). As observações deste comportamento para os dados de sobrevivência indicam efeito tóxico agudo e para a variável reprodução observa-se efeito crônico. Nos ensaios com *C. dubia*, observou-se uma sobrevivência de 80% dos organismos em T2 (julho), uma maior taxa de reprodução (21,1 *n/f*) na amostra T3 (março) e uma menor (3,5 *n/f*) em T3 (junho). Já nos ensaios que usaram *C. silvestrii* como organismo teste, evidenciou-se sobrevivência de 20% em T2 (julho) e 90% em T3 (junho) e T2 (novembro). Na amostra T1 (março) verificou-se a maior taxa de reprodução (21,7 *n/f*) e a menor (3,3 *n/f*) em T3 (junho).

As amostras T1 (maio, junho, julho e novembro), T2 (abril, maio, junho, julho, agosto, setembro e novembro) e T3 (abril, maio, junho e agosto) apresentaram toxicidade à reprodução de *C. dubia*. Para *C. silvestrii*, as amostras T1 (maio, junho, julho e outubro), T2 (maio, junho, julho, agosto e setembro) e T3 (abril, maio, junho, agosto e outubro) foram tóxicas a reprodução e T2 (julho) a sobrevivência.

Entre as 27 amostras analisadas, 15 foram Tóxicas a *C. dubia* e 14 a *C. silvestrii*. A semelhança da sensibilidade entre os Cladocera foi de 81,5%, verificada a partir do número de amostras Tóxicas e/ou não Tóxicas à reprodução de ambas as espécies. Observando a toxicidade verificada em cada estação, percebe-se que 22,2% delas foram registradas em T1, 62% em T2 e 28,5% em T3. Por outro lado, em uma análise temporal do grupo de amostras, 33% foram classificadas como tóxicas em março e abril, 89% em maio, junho e julho e 58% entre agosto e novembro.

Análises físicas e químicas da água

Os parâmetros físicos e químicos aferidos na água superficial coletada em duas estações na Lagoa de Extremoz (T1 e T2) e uma no rio Guajiru (T3), entre março e novembro de 2014, são expostos na tabela 2.

Tabela 1 – Resultados dos ensaios ecotoxicológicos, sobrevivência e reprodução dos organismos teste. (Controle, estações e meses de amostragem)

Identificação da amostra	Sobrevivência (%)		Reprodução (<i>n/f</i>)		
	<i>C. dubia</i>	<i>C. silvestrii</i>	<i>C. dubia</i>	<i>C. silvestrii</i>	
Março	C.	100	100	18	15,33
	T1	100	100	20,2	21,7
	T2	100	100	16,6	16,6
	T3	100	100	21,1	19,5

Abril	C.	100	100	13,5	14,5
	T1	100	100	11,4	12,6
	T2	100	100	7,3*	12,7
	T3	100	100	5,8*	5,8*
Mai	C.	100	100	12,5	12,9
	T1	100	100	9*	7,8*
	T2	100	100	6,2*	6,4*
	T3	100	100	7,2*	4,9*
Junho	C.	100	100	13,7	13,6
	T1	100	100	9,5*	10,8*
	T2	100	100	5,4*	5*
	T3	100	90	3,5*	3,3*
Julho	C.	100	100	15,2	13,7
	T1	100	100	7,9*	4*
	T2	80	20*	4,4*	6,5*
	T3	100	100	14,9	12,5
Agosto	C.	100	100	14,4	12,1
	T1	100	100	14,7	12,6
	T2	100	100	5,5*	7*
	T3	100	100	6*	4,9*
Setembro	C.	100	100	13,2	12,3
	T1	100	100	14,1	12,7
	T2	100	100	9,3*	9,7*
	T3	100	100	11,4	12
Outubro	C.	100	100	12	13,8
	T1	100	100	12,2	10,8*
	T2	100	100	12,4	13,3
	T3	100	100	9,7	10,9*
Novembro	C.	100	100	12,2	13,4
	T1	100	100	9*	13
	T2	100	90	8*	13
	T3	100	100	11,2	16,4

*indica aqueles valores que são estatisticamente diferentes de seus respectivos controles. C: controle. n/f (Neonatos por fêmea).

Os valores de pH variaram entre 6,6 (T3 maio, julho, agosto, outubro e novembro) e 7,9 (T1 abril e novembro); turbidez de 0,05 (T3 mai.) a 7 UT (T2 jun.); condutividade elétrica 217,9 (T3 mar.) a 356,1 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (T1 mar.); dureza 40,77 (T3 mai.) a 71,35 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 (T1 mar.); nitrato 0,06 (T3 jun.) a 0,9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de NO_3^- (T2 mai.); na amostra T1 de março foi detectado nitrito (0,59 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de NO_2^-); as concentrações de Cloreto variaram entre 44,73 (T3 mar.) a 86,14 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cl^- (T3 jun.) e para Oxigênio dissolvido de 0,52 (T3 abr.) a 6,19 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de O_2 (T1 ago.).

Para os íons metálicos as menores concentrações registradas foram: 0,11 mg.L de Fe (T2 mar.), 0,001 mg.L⁻¹ de Zn (T2 out), 0,001 mg.L⁻¹ de Cu (T1 ago.), 0,001 mg.L⁻¹ de Ni (T1 abril e T2 nov.), 0,002 mg.L⁻¹ de Cd (T3 jul.) e 0,002 mg.L⁻¹ de Cr (T2 ago.). E as maiores foram 2,08 mg.L⁻¹ de Fe (T3 out.), 0,05 mg.L⁻¹ de Zn (T2 ago.); 0,13 mg.L⁻¹ de Cu (T1 mar.); 0,12 mg.L⁻¹ de Ni (T2 jun.); 0,86 mg.L⁻¹ de Cd (T2 mar.) e 0,07 mg.L⁻¹ de Cr (T2 mar.).

Tabela 2 - Análises físicas e químicas em água da Lagoa de Extremoz (T1 eT2) e rio Guajiru (T3) entre os meses de março e novembro de 2014. Os valores máximos e mínimos por parâmetro estão destacados por negrito e sublinhado, respectivamente.

Identificação da amostra		pH	Turb. UT	CE μS.cm ⁻¹	Dureza ¹ mg.L ⁻¹	Nitrito ¹	Nitrato ¹	Cloreto ¹	OD ¹
Mar	T1	N/M	0,83	356,10	71,35	0,59	-	79,51	5,61
	T2	N/M	1,00	340,90	64,25	-	-	79,51	5,61
	T3	N/M	0,50	<u>217,90</u>	42,83	-	-	<u>44,73</u>	0,87
Abril	T1	7,90	2,00	350,70	68,29	-	0,28	76,20	4,91
	T2	7,70	4,00	323,70	60,13	-	-	72,88	4,74
	T3	7,10	4,00	288,90	61,15	-	-	62,95	<u>0,52</u>
Maio	T1	7,20	1,71	315,20	67,78	-	0,26	74,28	6,01
	T2	7,70	1,42	289,60	59,63	-	0,90	70,90	5,48
	T3	<u>6,60</u>	<u>0,05</u>	218,00	<u>40,77</u>	-	0,17	50,64	0,70
Junho	T1	7,40	4,00	273,30	63,20	-	0,12	56,33	6,01
	T2	7,40	7,00	250,10	48,94	-	0,10	59,64	6,11
	T3	6,70	0,50	328,70	57,08	-	<u>0,06</u>	86,15	1,42
Julho	T1	7,40	0,25	286,10	63,20	-	0,23	66,26	5,58
	T2	7,50	3,00	252,90	50,96	-	0,10	59,63	5,13
	T3	6,60	-	333,80	53,00	-	-	86,14	0,88
Agosto	T1	7,30	0,50	252,90	62,17	-	0,20	64,15	6,19
	T2	7,30	2,16	223,40	50,96	-	0,13	60,77	5,66
	T3	<u>6,60</u>	0,10	286,00	59,12	-	-	77,66	0,88
Setembro	T1	7,30	0,65	276,60	61,16	-	0,15	66,26	5,84
	T2	7,40	1,50	244,60	50,96	-	0,14	59,64	5,30
	T3	6,80	0,50	341,50	60,14	-	-	86,14	1,24
Outubro	T1	7,50	0,83	271,10	60,42	-	0,10	62,95	4,42
	T2	7,50	3,00	259,10	50,34	-	-	59,64	5,13
	T3	<u>6,60</u>	4,00	314,30	60,47	-	-	66,26	0,53
Novembro	T1	7,90	0,50	304,00	62,43	-	0,22	76,20	5,31
	T2	7,80	0,66	280,20	54,38	-	0,13	66,26	5,13
	T3	<u>6,60</u>	4,00	304,00	66,46	-	0,24	69,57	0,88

(N/M) Não medido;(-) Não detectado;(Turb.) Turbidez; (CE) Condutividade Elétrica; (OD) Oxigênio Dissolvido. (n=27)

Continuação Tabela 2 - Análises físicas e químicas em água da Lagoa de Extremoz (T1 eT2) e rio Guajiru (T3) entre os meses de março e novembro de 2014. Os valores

máximos e mínimos por parâmetro estão destacados por negrito e sublinhado, respectivamente.

Identificação da amostra		Fe	Zn	Cu	Ni	Cd	Cr
		mg.L ⁻¹					
Mar	T1	0,310	0,028	0,130	0,005	0,070	0,022
	T2	<u>0,110</u>	-	0,110	0,082	0,860	0,069
	T3	0,700	0,039	-	0,013	0,104	-
Abril	T1	0,490	0,015	0,004	<u>0,001</u>	0,016	0,006
	T2	0,330	0,009	0,019	0,099	0,025	0,006
	T3	1,100	0,009	0,012	0,072	0,045	0,006
Maio	T1	0,560	0,003	0,008	0,063	-	-
	T2	0,150	0,003	0,073	0,056	0,140	-
	T3	0,300	0,004	0,007	0,035	-	-
Junho	T1	0,870	0,030	0,011	0,064	0,019	0,004
	T2	0,490	0,027	0,005	0,118	0,022	-
	T3	0,360	0,029	0,024	0,065	0,031	-
Julho	T1	0,570	-	0,010	-	-	0,026
	T2	0,350	-	0,013	0,057	-	0,023
	T3	0,240	-	-	0,024	<u>0,002</u>	0,037
Agosto	T1	0,410	0,037	<u>0,001</u>	-	0,005	0,039
	T2	0,280	0,045	0,007	-	0,004	<u>0,002</u>
	T3	0,360	-	0,007	0,022	0,019	0,019
Setembro	T1	0,260	0,020	-	0,066	-	-
	T2	0,660	0,007	-	0,057	0,009	-
	T3	0,250	0,009	-	0,064	0,009	-
Outubro	T1	0,220	-	-	0,078	-	-
	T2	0,230	<u>0,001</u>	-	0,076	-	-
	T3	2,080	-	-	0,089	-	-
Novembro	T1	0,240	0,002	-	0,007	0,006	0,010
	T2	0,220	0,005	-	<u>0,001</u>	0,004	0,028
	T3	1,720	0,010	-	0,002	0,013	0,021

(-) Não detectado

4 DISCUSSÃO

O valor médio de pH em T3 (6.70) é menor do que foi observado em T1 e T2 (7.48 e 7.53 respectivamente); ainda assim durante todo o período estudado o valor de pH nas amostras atende aos padrões de qualidade (CONAMA, 2005). A turbidez média em T2 foi 2.64 UNT, enquanto em T1 e T3 foi respectivamente 1.25 UNT e 1.52 UNT. Em todas as amostras os valores de Turbidez foram inferiores aos limites

máximos permitidos de 100 UNT (CONAMA, 2005). O aumento de turbidez em T2 está relacionado a descarga de efluentes após tratamento simples. A variável turbidez apresentou correlação positiva com Fe ($r = 0,49$) e Ni ($r = 0,54$) (Tabela 3). A dureza ($\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$) das amostras variou entre *ligeiramente dura* ($17,1 - 60 \text{ mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$) e *moderadamente dura* ($60 - 120 \text{ mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$). A dureza média em T1 ($63,20 \text{ mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$) foi maior do que em T2 ($54,51 \text{ mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$) e T3 ($55,67 \text{ mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$). Foi observada diferença entre as médias de condutividade elétrica em T1 e T2 ($298,44 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e $273,83 \mu\text{S.cm}^{-1}$ respectivamente); a média em T3 ($292,57 \mu\text{S.cm}^{-1}$) não apresentou diferença significativa em relação a essas medidas. Os valores de condutividade apresentaram correlação positiva com cloreto ($r = 0,88$), dureza ($r = 0,74$) e Cu ($r = 0,43$) (Tabela 3), isto corrobora as informações de (Araújo et al., 2000), que apontou a alta condutividade verificada na Lagoa de Extremoz, derivado à presença autóctone de sais, como será visto a seguir. A concentrações média de cloreto em T1 ($69,13 \text{ mg.L}^{-1}$) e T3 ($70,03 \text{ mg.L}^{-1}$) foi maior do que foi observado em T2 ($65,43 \text{ mg.L}^{-1}$). Em todas as amostras estudadas a concentração de cloreto foi inferior aos limites de referência de qualidade estabelecidos por Elphick *et al.*, (2011) (tabela 3); nesta pesquisa também foi determinado que a toxicidade de cloreto é inversamente proporcional à dureza da água, e por isso os valores de referência adotados por órgãos ambientais, como por exemplo a USEPA, são conservadores para águas com dureza média ou inferior. As observações de OD nas estações T1 e T2 foram em média maiores que $5,5 \text{ mg.L}^{-1} \text{O}_2$, concentração mínima aceita para preservação da biota aquática de ambientes de água quente (TRUELSON, 1997); no entanto na estação T3 o valor médio deste parâmetro foi $0,88 \text{ mg.L}^{-1}$. Nesta, as baixas concentrações de OD, estavam associadas a baixa profundidade, alta incidência solar, baixa velocidade da água, por tratar-se de um trecho assoreado do rio, com vegetação expressiva, com restrita circulação de ar, e/ou ainda pela alta concentração de matéria orgânica e de íons oxidáveis (principalmente ferro e manganês); estas condições diminuem a quantidade e solubilidade do oxigênio na água (ESTEVES *et al.*, 2011; WETZEL; LIKENS, 2000). No ambiente, a concentração de espécies químicas é afetada pelo pH e OD. Um exemplo clássico é o das espécies de ferro. O Fe^{2+} é imediatamente dissolvido por águas levemente ácidas durante o intemperismo; porém, uma vez dissolvido o Fe^{2+} é prontamente oxidado para a forma Fe^{3+} , cujo potencial iônico mais alto está no campo dos hidrolisados, que conseqüentemente

precipitam (GOLDSCHMIDT, 1937; GILL, 1989). Este fato pode explicar a correlação significativa entre OD, pH e Fe na tabela 3.

Tabela 3 - Correlação de Spearman entre parâmetros físico, químicos e metais em água. Amostras coletadas na Lagoa de Extremoz e rio Guajiru, de março a novembro de 2014.

	S.C.d.	S.C.s	R.C.d	R.C.s	pH	Turb	CE	Dur	Nitrato	Nitrito	Cloreto	OD	Fe	Zn	Cu	Ni	Cd	Cr	
S.C.d.	1,00	0,60	0,30	0,15	-0,13	-0,16	0,19	0,20	0,13	0,04	0,25	0,00	0,00	0,25	-0,21	-0,01	0,24	-0,21	
S.C.s		1,00	0,43	0,18	-0,11	0,04	0,03	0,26	0,21	0,07	-0,02	0,07	0,13	0,05	-0,16	0,06	0,09	-0,17	
R.C.d			1,00	0,78	0,10	-0,22	0,22	0,34	-0,06	0,30	0,13	0,05	-0,14	0,04	-0,38	-0,08	0,01	0,15	
R.C.s				1,00	0,36	0,08	0,24	0,29	-0,15	0,33	0,13	0,06	-0,21	0,15	-0,32	-0,09	0,16	0,27	
pH					1,00	0,22	0,15	0,26	-0,16	0,30	0,03	0,49	-0,43	-0,02	0,25	-0,05	0,19	0,23	
Turb						1,00	-0,03	0,11	-0,05	-0,04	-0,32	0,15	0,36	0,17	0,15	0,44	0,14	-0,17	
CE							1,00	0,65	0,03	0,33	0,89	-0,11	-0,13	-0,19	0,26	0,08	0,28	0,27	
Dur								1,00	0,12	0,33	0,49	0,28	0,17	0,00	0,23	-0,16	0,12	0,37	
Nitrato									1,00	-0,27	0,08	-0,01	0,05	-0,24	-0,34	-0,18	-0,40	-0,26	
Nitrito										1,00	0,24	0,16	-0,05	0,20	0,34	-0,18	0,26	0,18	
Cloreto											1,00	-0,06	-0,29	-0,19	0,18	-0,05	0,26	0,29	
OD												1,00	-0,17	0,28	0,25	-0,11	-0,02	0,13	
Fe													1,00	0,30	-0,01	-0,05	0,06	-0,10	
Zn														1,00	0,07	-0,22	0,40	-0,18	
Cu															1,00	0,09	0,48	0,22	
Ni																1,00	0,07	-0,47	
Cd																	1,00	0,12	
Cr																			1,00

Relações significativas em negrito. (S.C.d) Sobrevivência *Ceriodaphnia dubia*; (S.C.s) Sobrevivência *C. silvestrii*; (R.C.d) Reprodução *C. dubia*; (R.C.s) Reprodução *C. silvestrii*; (Turb.) Turbidez; (CE) Condutividade elétrica; (Dur.) Dureza; e (OD) oxigênio dissolvido.

O Cd foi o único metal que apresentou concentração média significativamente ($p < 0,05$) diferente em duas ou mais estações de amostragem. A concentração média de Cd em T3 ($0,013 \text{ mg.L}^{-1} \text{ Cd}$) foi maior do que em T1 e T2 (respectivamente $0,005$ e $0,009 \text{ mg.L}^{-1} \text{ Cd}$). O Cadmio apresenta correlação positiva com Cu ($r = 0,65$) e Cr ($r = 0,64$) (Tabela 3), um forte indicativo que estes metais tem a mesma origem (SINDERN *et al.* 2007).

Pelo exposto até aqui, as médias dos parâmetros estudados indicaram que as características físicas e químicas das amostras em T1 e T2 são semelhantes, e diferentes das observações em T3; esta última apresenta características de ambiente lótico, enquanto as outras têm características de ambiente lêntico. Ainda assim, as diferenças na composição química das amostras não explicam diretamente o efeito tóxico verificado em algumas delas; para isto os valores de referências apresentados, na tabela 4, foram usados para avaliar quais metais afetados em T1, T2 e T3, influenciaram no ciclo de vida dos organismos teste. O efeito toxico observado pode ser dividido em três categorias, valor agudo (VA), valor crônico (VC) e valor máximo permitido (VMP), este último engloba os dois anteriores.

Tabela 4 - Critério de qualidade de água, concentração de efeito tóxico agudo e crônico.

	Critério de qualidade de água.	
	Valor Agudo	Valor Crônico
Cloreto ¹	VMP = $[116,3 \cdot \ln(\text{dureza})] - 204,09$	
Cadmio ²	VA = $e^{1,0166[\ln(\text{dureza})] - 3,924}$	VC = $e^{0,7409[\ln(\text{dureza})] - 4,719}$
Cobre ²	VA = $e^{0,9422[\ln(\text{dureza})] - 1,700}$	VC = $e^{0,8545[\ln(\text{dureza})] - 1,702}$
Niquel ²	VA = $e^{0,846[\ln(\text{dureza})] + 2,255}$	VC = $e^{0,846[\ln(\text{dureza})] + 0,0584}$
Zinco ²	VMP = $e^{0,8473[\ln(\text{dureza})] + 0,884}$	
Ferro ³	VMP = $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$	
Cromo ³	VMP = $0,05 \text{ g.L}^{-1}$	

VA: Valor Agudo; VC: Valor Crônico; VMP: Valor Máximo Permitido (VA+VC). ¹ Elphick *et al* (2011). ² Agência de proteção ambiental (EPA/US), Formula para derivação de concentração de efeito crônico, para elementos com toxicidade dependente da dureza, em $\mu\text{g.L}^{-1}$. ³ Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005), inorgânicos em águas doce tipo 1 e 2.

Na figura 3 observa-se um conjunto de gráficos que mostram a concentração dos íons metálicos nas amostras analisadas. A partir da análise da figura, foi possível classificar os metais de acordo com o número de amostras nas quais a concentração R. gest. sust. ambient., Florianópolis, v. 8, n. 2, p. 626-647, abr/jun. 2019.

do metal é superior ao limite estabelecido (VA, VC e VMP). Se levarmos em consideração o valor dos critérios VA e VMP, os íons Cd, Fe e Cu, apresentam com maior frequência concentrações maiores do que os limites estabelecidos. Em relação ao VC, o Ni apresentou maior número de violações, enquanto o Zn e Cr não apresentaram este comportamento. A síntese destas relações, pode ser observada na tabela 5.

Figura 3 - Concentração total e critérios de qualidade de água, dos íons metálicos aferidos.

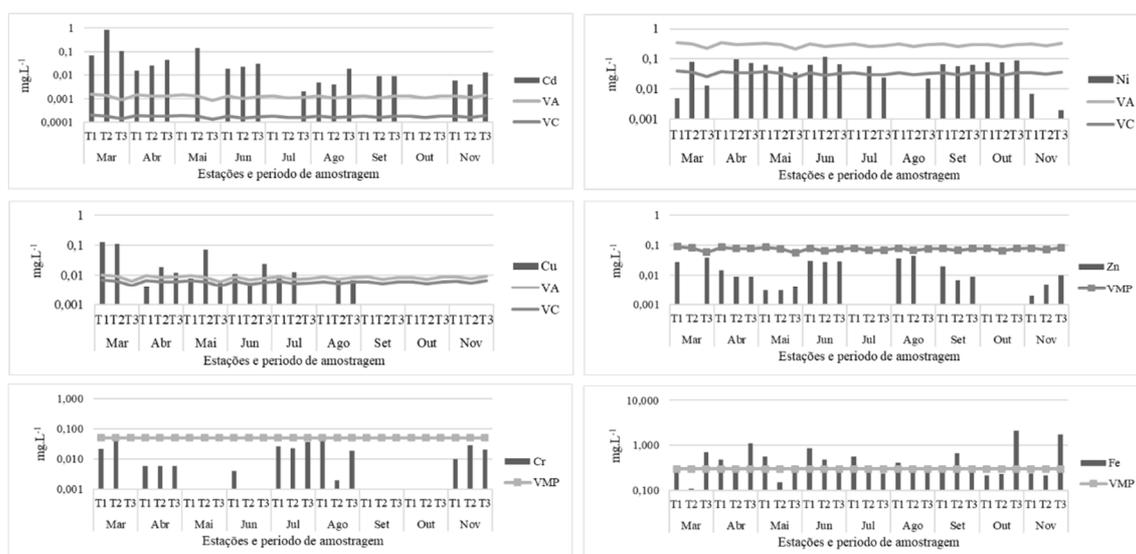


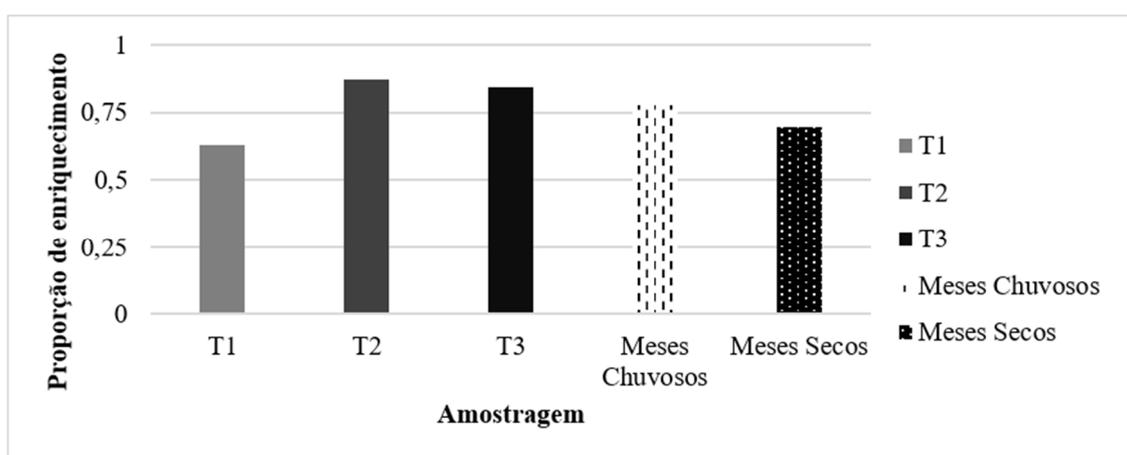
Tabela 5 – Número de amostra que apresentaram concentração de íon metálico, maior do que o critério de qualidade de água

Violações ao critério de qualidade de água		
	VA	VC
Cd	19	19
Cu	10	14
Ni	0	16
	VMP	
Fe	17	
Cr	1	
Zn	0	

VA = Valor Agudo; VC = Valor Crônico e VMP = Valor máximo permitido (VA+VC)

De outra forma, para cada estação e período de amostragem, foi atribuído um valor referente ao fator de enriquecimento dos metais, determinado a partir do total de casos de metais com teor maior do que os critérios de qualidade estabelecidos. Ao contabilizar proporcionalmente este valor (Razão entre o número de violações e o número de observações), verifica-se na figura 4, maior enriquecimento dos metais estudados na estação de amostragem T2 e nos meses chuvosos. Dentre os pontos estudados, a estação T2 corresponde a uma região de urbanização mais acentuada (Figura 1), com áreas desmatadas próximas.

Figura 4 - Proporção de enriquecimento total dos íons metálicos nas estações de amostragem T1, T2 e T3, e meses chuvosos e secos.



Muitos estudos laboratoriais abordam os efeitos dos metais em organismos como *C. dubia*. Naddy *et al.* (2015) ao avaliar a toxicidade de Cd, Zn e Cu à *C. dubia* determinou que o Cd foi mais tóxico que o Cu e em seguida Zn. O presente estudo apresenta maior frequência de concentrações onde se espera efeito tóxico crônico. Segundo Sofyan *et al.* (2007), o contato direto com o tecido externo é o principal meio de captação de Cd por *C. dubia*. Neste tipo de exposição, o metal afeta primeiramente os tecidos em contato direto, como a carapaça e as guelras. Ainda segundo este autor, concentrações elevadas de Cd, provocam inibição na alimentação e conseqüentemente diminuição na geração de descendentes. Outros estudos avaliam as possíveis variáveis e misturas que influenciam na toxicidade dos metais. Os resultados de Keithly *et al.* (2004) em ensaios que expuseram *C. dubia* a diferentes concentrações de Ni e condições de dureza da água, indicaram que os valores de LC50 são dependentes da dureza; neste caso, quanto maior a dureza maior a

concentração de Ni necessária para causar a morte ou imobilidade de 50% dos organismos teste.

A toxicidade e o comportamento dos metais analisados, confirmam a hipótese de que durante o período chuvoso (março, maio, junho, julho e setembro) existe o carreamento de material contaminante o suficiente para trazer riscos à biota aquática da Lagoa de Extremoz, principalmente na margem onde está localizada a estação de amostragem T2. Estes resultados estão alinhados com outros estudos na Lagoa de Extremoz, outros corpos hídricos do Brasil e do mundo, conforme será detalhado a seguir.

Barbosa *et al.* (2010) na Lagoa de Extremoz, observaram aumento na frequência de anomalias cromossômicas no meristema de raiz de *Allium cepa* e no nível de quebras de DNA nos eritrócitos de *Oreochromis niloticus* (Perciformes, Cichlidae); os autores determinaram que a causa destas anomalias eram resultado de concentrações excessivas de cádmio, cobre, níquel, chumbo e zinco (acima dos limites da legislação brasileira), e atribuíram este incremento na concentração de metais aos efluentes industriais e domésticos. Também na Lagoa de Extremoz, Nobrega *et al.* (2017), verificou em 2013 efeito tóxico ao organismo teste *Hyaella azteca*, os autores atribuíram tais observações ao aporte antropogênico de Zn, Cu, Pb e Cd, à correlação positiva de MO, CaCO₃ e porção siltico-argilosa, bem como à frequência de amostras com efeito tóxico crônica ao *Hyaella azteca*. Em amostras da Lagoa de Extremoz e Rio Doce, Gomes *et al.* (2016^a) indicaram a existência de toxicidade crônica, para *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii*. Em 2014 Gomes *et al.* (2016^b) também no Rio Doce, identificaram teores de metais traço acima dos limites estabelecidos pela resolução 357 do CONAMA e acima do limite de toxicidade aguda e crônica para organismos de água doce para ferro, cádmio, cobre e níquel.

Em outras bacias da região nordeste, como por exemplo a bacia do rio Tapacurá/PE, Aprile & Bouvy (2010) verificaram contaminação da água superficial por Cu e Zn. Para os autores o escoamento de água em solo de áreas agrícolas e o esgoto urbano não tratado, foram os fatores de origem destes contaminantes. A seguir verifica-se que a tendência apontada no presente estudo é observada em outras regiões do país. Em análise da qualidade da água do rio Piracicaba/SP, a partir de testes crônicos com *Ceriodaphnia dubia*, *C. silvestrii* e *Danio rerio*, Botelho *et al.*

(2013) reportaram aumento da toxicidade à daphnias em períodos de maior precipitação, causado pelo escoamento de água da zona rural ao longo do rio. Ternus *et al.* (2011) verificaram o aumento contínuo nos valores das variáveis limnológicas: condutividade elétrica, demanda química de oxigênio, fósforo, alcalinidade, nitrito e nitrato, desde a nascente até a foz da bacia do alto Rio Uruguai/ES. Desta forma é provável que em áreas urbanas, este comportamento seja mais intenso e relacionado com a entrada de matéria orgânica de origem antrópica. Como apontado por Brown & Peake (2006), que ao avaliar os detritos das estradas e o sedimento suspenso na captação de água das chuvas de estradas em Dunedin, New Zealand, encontraram altas concentrações de Cu e Pb, com fortes indícios de que sua origem foi resultado do tráfego de veículos e a indústrias de pequeno porte (Fundição de não-metals, fabricação de vagões e fábrica de torneiras), próximo ao local estudado.

É necessário levar em consideração que outros elementos além dos estudados podem ser responsáveis pela toxicidade observada, como é o caso dos poluentes orgânicos persistentes que englobam uma extensa variedade de compostos químicos como pesticidas, líquidos usados em condensadores, transformadores de energia e subprodutos da combustão de plásticos; estes agentes tóxicos são usados indiscriminadamente principalmente em países subdesenvolvidos. Em atenção aos estudos publicados por Araujo *et al.* (2000) e Pinto & Becker (2014), não existem indícios de que a toxicidade verificada tenha sido causada primariamente por cianotoxinas, visto que as cianobactérias encontradas na Lagoa de Extremoz não são tóxicas.

3 CONCLUSÃO

Este estudo mostrou que o comportamento da toxicidade crônica está relacionado à sazonalidade e a ocupação do solo próximo a cada estação de amostragem, ou seja, a reprodução dos organismos teste foi sensível às características químicas das águas analisadas. Nos meses chuvosos, devido ao escoamento da água nas margens, foi verificado aumento na frequência de amostras tóxicas aos organismos teste e aumento da frequência de metais com teor superior aos limites de qualidade adotados. Este mesmo comportamento também foi observado em T2. Em uma análise espacial, nas imediações desta estação de amostragem a vegetação é menos densa, observa-se maior tráfego de veículos e o

funcionamento de polo industrial. Adicionalmente foi determinado que o risco ecológico observado, está relacionado a concentração dos metais Cd, Ni e Cu. Foi verificado que os organismos teste *C. dubia* e *C. silvestrii* apresentaram sensibilidade semelhante.

Agradecimentos

À CAPES e ao CNPq.

EFFECT OF PRECIPITATION AND SOIL OCCUPATION ON THE QUALITY OF SUPERFICIAL WATER OF URBAN RESERVOIR ON THE COASTLINE OF THE BRAZILIAN NORTHEAST.

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the influence of precipitation and occupation of the soil, on the quality of the surface water of an urban reservoir located in the northeast of the Brazilian coastline. Monthly between march and november 2014, in three different sampling stations, the metal levels were measured (Cd, Cu, Cr, Zn, Ni, Fe) by Atomic absorption spectrophotometry (AAS); In addition, parameters such as dissolved oxygen, chloride, nitrite, nitrate, hardness, electrical conductivity, and performed ecotoxicological tests that used *Ceriodaphnia dubia* and *C. Silvestrii* as a test organism. In the rainy months (March, May, June, July and September) there was a higher frequency of metal concentrations exceeding the quality limits adopted and the number of samples with toxic effect to *C. dubia* and *C. Silvestrii*. The chemical composition of the water in the T2 (urban and industrial) sampling station presents larger concentrations of metals, and a greater number of toxic samples to *C. dubia*, *C. Silvestrii*, in relation to T1 (urban and rural) and T3 (rural). It is observed that the aquatic ecosystem of the Extremoz lagoon goes through a deterioration process due to the climatic conditions and the use and occupation of the soil in its surroundings.

Keywords: *Ceriodaphnia dúbia*. *C. silvestrii*. Ecotoxicology. Limnology Geochemistry. Metals.

REFERÊNCIAS

APRILE, F. M.; BOUVY, M. Heavy metal levels in surface waters from a tropical river basin, Pernambuco State, northeastern Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 2010, 32(4), 357–364. <http://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v32i4.5231>

ARAÚJO, M. F. F.; COSTA, I. A S.; CHELLAPPA, N. T. Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais na Lagoa de Extremoz, Natal - RN, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 2000.

AZEVEDO FILHO, J.B., MELO, J.V., LIMA, R.F.S. Avaliação da influência de íons metálicos em sedimento de fundo da bacia hidrográfica do rio Doce, RN-Brasil. *Química no Brasil*, 2012, 06, 1-2, p45-54.

BARBOSA, J. S. *et al.* Genotoxicity assessment in aquatic environment impacted by the presence of heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2010, 73(3), 320–325. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.10.008>

BOTELHO, R. G. *et al.* Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach: a case study of the Piracicaba River (São Paulo, Brazil). *Environmental Science and Pollution Research International*, 2013, 20(7), 4382–95. <http://doi.org/10.1007/s11356-013-1613-1>

BROWN, J. N.; PEAKE, B. M. Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the Total Environment*, 2006, 359(1–3), 145–155. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.031>

CLESCERI, L.; GREENBERG, A. E.; TRUSSELL, R. R. Standard methods for water and wastewater examination. APHA: New York, 1989.

Environmental Protection Agency (EPA). Ambient Water Quality Criteria (AWQC). Disponível em: <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table#table>

ELPHICK, J. R. F.; BERGH, K. D.; BAILEY, H. C. Chronic toxicity of chloride to freshwater species: Effects of hardness and implications for water quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2011, 30(1), 239–246. <http://doi.org/10.1002/etc.365>

ESTEVEZ, F. A. (ORG). Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro, Brasil, 2011.

GOLDSCHMIDT, V. M. The Principles of Distribution of Chemical Elements in Minerals and rocks. *Journal of the Chemical Society*, 1937, 655-673.

GILL, R.C.O. Chemical fundamentals of geology. Unwin Hyman Ltd, London 1989, 292p.

GOMES, W. K. A. M., SOUZA, R. F. DE S., MEDEIROS, G. F., CRISPIM, M. C. Resposta ecotoxicológica e parâmetros físicos e químicos em rio de área costeira do nordeste brasileiro. *Gaia Scientia*, 2016a, 10(4), p195–208.

GOMES, W. K. A. M., SOUZA, R. F., CRISPIM, M. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água em rio de área costeira do nordeste brasileiro. *Geo. Temas*, 2016b, 6(2), p3–13.

JERÔNIMO, C. E. M.; SOUZA, F. R. S. Determinação Do Índice De Qualidade Da Água Da Lagoa De Extremoz- Rn : Série Temporal E Correlação a Índices Pluviométricos. *Gestão, Educação E Tecnologia Ambiental*, 2013, 10(10), 2219–2232.

KEITHLY, J. *et al.* Acute and chronic toxicity of nickel to a cladoceran (*Ceriodaphnia dubia*) and an amphipod (*Hyalella azteca*). *Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC*, 2004, 23(3), 691–696. <http://doi.org/10.1897/02-630>

KOTTEK, M. *et al.* (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 2006, 15(3), 259–263. <http://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

MELO, J. G.; MORAIS, S. D. O.; VASCONCELOS, M. B. Potencialidade e qualidade das águas do A quífero Barreiras na região da Lagoa de Extremoz , R N. *Revista de Geologia*, 2010, 22(2), 137–149.

MELO, J. G. *et al.* Avaliação Hidrogeológica da Zona Norte da Cidade de Natal e os Problemas Associados ao Desenvolvimento Urbano. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2012, 17(1), 123–134.

R. gest. sust. ambient., Florianópolis, v. 8, n. 2, p. 626-647, abr/jun. 2019.

- MOURA, W.K.A. *et al.* Algumas implicações ambientais da horticultura na região do baixo curso do rio doce, zpa-9, zona norte do natal/rn. In: Ximenes, M. F. F. M.; Souza, R. F. (Org.). Meio ambiente e saúde humana: práticas, vivências e saberes, 1ed.NATAL: EDUFRN, 2013, p221-242
- NADDY, R. B.; COHEN, A. S.; STUBBLEFIELD, W. A. The interactive toxicity of cadmium, copper, and zinc to *Ceriodaphnia dubia* and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry / SETAC*, 2015, 34(4), 809–15. <http://doi.org/10.1002/etc.2870>
- NOBREGA T. F.; SOUZA R. F.; MEDEIROS G. F. Avaliação ecotoxicológica de água e sedimento de um reservatório de água urbano e costeiro do nordeste brasileiro. *Revista Ambiência*. 2017, 13(2)., p. 393 – 411. DOI:10.5935/ambiencia.2017.02.09
- PINTO, T. S.; BECKER, V. Diel dynamic of phytoplankton functional groups in a tropical water supply , Extremoz Lake, northeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2014, 26(4), 356–366. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2014000400004>
- SINDERN, S. *et al.* Anthropogenic heavy metal signatures for the fast growing urban area of Natal (NE-Brazil). *Environmental Geology*, 2007 52(4), 731–737. <http://doi.org/10.1007/s00254-006-0510-z>
- SOFYAN, A. *et al.* Cadmium Uptake By *Ceriodaphnia Dubia* From Different Exposures: Relevance To Body Burden and Toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2007, 26(3), 470. <http://doi.org/10.1897/06-232R.1>
- SOUZA, I. S. *et al.* Using an integrated approach to assess the sediment quality of an estuary from the semi-arid coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 104(1–2), 70–82. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.009>
- TERNUS, R. Z. *et al.* Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil Influência da urbanização sobre a qualidade da água na bacia do alto Rio Uruguai no oeste de Santa Catarina, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2011, 23(2), 189–199. <http://doi.org/10.1590/S2179-975X2011000200009>
- TRUELSON, R.L. Water quality criteria for dissolved oxygen. Prepared for British Columbia's Ministry of Environment, Lands and Parks, Water Management Branch, Victoria. 1997.
- WETZEL, R.; LIKENS, G. *Limnological analyses*. New York: Springer-Verlag, 1991, p429.
- ZAGATTO, P.A. AND BERTOLETTI E. (EE). *Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações*. 2ed, Rima, 2014, p472.