

Avaliação da toxicidade em sedimento do rio Cubatão-SP

Toxicity assessment into sediments from Cubatão River-SP

Vanessa Silva Granadeiro Garcia*

Letícia Cristina Alves Mesquita**

Dymes Rafael Alves dos Santos***

Sueli Ivone Borrely****

56

Resumo

O presente trabalho visou avaliar efeitos agudos e crônicos em amostras de sedimento do rio Cubatão e dois de seus afluentes (Perequê e Pilões), por meio de ensaios ecotoxicológicos. Os organismos-teste foram a *Hyalella azteca* para avaliação de sedimento integral. A análise de crescimento corpóreo do organismo também foi realizada. As amostras foram coletadas entre 2010 e 2011 (quatro campanhas), em nove pontos da Bacia do rio Cubatão. Os ensaios de toxicidade para efeitos agudos do sedimento integral em *H. azteca* resultaram em toxicidade para as amostras de P2 e P5 (2ª e 4ª campanhas), com mortalidade superior a 50% dos organismos expostos. A análise de crescimento corpóreo identificou menor crescimento nos organismos expostos ao sedimento proveniente dos locais P4 e P5, onde ocorreu a industrialização na região estudada.

Palavras-chave: Avaliação - toxicidade. Costa. Ecotoxicologia.

Abstract

The present paper assessed acute and chronic biological effects at sediment samples from Cubatão River and two other contributors (Perequê and Pilões Rivers), by using ecotoxicity assays. *Hyalella azteca* were exposed to integral sediments. Body growing size was also determined. The samples were collected in 2010 and 2011 (four data) and nine different sites were included, representing the Cubatão River Basin. The acute effects for *Hyalella azteca* were obtained at P2 and P5 (2^a and 4^a samplings), with mortality higher than 50% of the total number of exposed organisms. Organisms body size analysis detected lower growing rates at sites P4 and P5, places identified as pertaining to the mainly industrialized sites.

Keywords: Evaluation - toxicity. Coasts. Ecotoxicology.

DOI: 10.15343/0104-7809.20143801056065

* Mestre pelo Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo-SP, Brasil. E-mail: vanessagranadeiro@gmail.com

** Mestre pelo Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo-SP, Brasil.

*** Mestre pelo Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo-SP, Brasil.

**** Doutora pelo Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Tecnologista da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN). São Paulo-SP, Brasil. E-mail: sborrely@ipen.br

Os autores declaram não haver conflitos de interesse.

INTRODUÇÃO

O presente trabalho procurou discutir a importância que o saneamento básico assume quanto à saúde ambiental e, conseqüentemente, saúde da população, seja pela distribuição de água com qualidade, bem como pela manutenção da qualidade das águas de rios e lagos e de reservatórios.

A Bacia do rio Cubatão está localizada entre a Grande São Paulo e a Baixada Santista, sendo que o rio Cubatão é o principal da bacia, que abastece de água parte dos municípios da Baixada Santista, além do polo industrial de Cubatão, um dos maiores polos petroquímicos do Brasil. A descarga constante de efluentes industriais e domésticos no rio Cubatão e em seus afluentes resulta em um panorama de degradação dos rios da região¹. Devido ao crescimento industrial observado, principalmente a partir de 1950, com a criação da Refinaria Presidente Bernardes, Cubatão passou por um processo de aumento populacional: bairros periféricos como Cota, Água Fria e Pilões, ainda não possuem rede de coleta de esgoto, sendo este descartado no rio Cubatão, sem nenhum tratamento. Além disso, a cidade coleta apenas 36% de esgoto, e trata aproximadamente 70%².

O monitoramento das águas do rio Cubatão e de seus afluentes demonstra evidências e a necessidade de ações para que o descarte de efluentes industriais e domésticos seja devidamente controlado e minimizado¹.

A poluição industrial proveniente do polo e as atividades decorrentes de habitações irregulares, ao longo dessas décadas, foram fatores que contribuíram para a degradação dos corpos d'água, da atmosfera e da vegetação na região da Serra do Mar. A contaminação por metais pesados, por exemplo, ainda é verificada em locais próximos a indústria siderúrgica e ao Porto de Santos, com detecção de efeitos mutagênicos e crônicos para organismos aquáticos desse ecossistema^{1,3}.

Apesar do amplo lançamento de centenas de contaminantes nas águas, não é frequente evidenciar efeitos tóxicos em nível agudo e até mesmo crônico em águas naturais, mesmo em rios impactados, pois a dinâmica do corpo d'água

bem como o fator diluição são favoráveis à dispersão da contaminação. Sendo os sedimentos o habitat de muitos organismos aquáticos e um possível repositório de várias das substâncias químicas persistentes introduzidas em um dado sistema aquático, em determinadas condições, o estudo com sedimentos complementa a avaliação de um determinado ambiente aquático^{4,5}. Tendo por característica a acumulação dos compostos orgânicos e inorgânicos que podem ser fonte de contaminação e de nutrientes para os organismos bentônicos, compostos como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e clorados, tendem a ficar adsorvidos no sedimento^{5,6}.

Poluentes como metais pesados e compostos organoclorados podem permanecer no ambiente em associação ao sedimento em concentrações superiores às da água⁷, devido à presença desses compostos, já foi evidenciada ação mutagênica em sedimentos de rios no estado de São Paulo⁸. Lamparelli, et al⁹ identificaram contaminantes orgânicos em concentrações elevadas nos sedimentos próximos ao canal da Cosipa: HPAs e benzo(a)pireno, por exemplo, expondo os organismos aquáticos à contaminação.

O presente trabalho dedicou-se à avaliação de toxicidade em sedimentos do rio Cubatão, além de outros dois locais aparentemente menos impactados: os rios Pilões e Perequê. Buscando a compreensão entre impactos dos contaminantes nas evidências ecotoxicológicas algumas determinações químicas foram apresentadas. Contudo, um amplo trabalho realizado durante o projeto também avaliou efeitos em amostras de águas que envolveram outros organismos-teste.

MÉTODO

Amostras de sedimento integral foram coletadas no rio Cubatão e rios Perequê e Pilões, totalizando nove locais de amostragem, em quatro diferentes períodos do ano. Esses sedimentos foram adicionados em água natural e os anfípodos *H. azteca* foram expostos a eles. Após a exposição dos organismos aos sedimentos foram determinados os percentuais de mortalidade ocasionada pela exposição bem como o comportamento do crescimento corpóreo do organismo-teste.

Coleta das amostras

Amostras de água e sedimento foram coletadas em nove locais na Bacia do rio Cubatão, sete destes no rio Cubatão e dois em seus afluentes (Perequê e Pilões). A coleta de sedimento só foi possível em seis pontos (P0, P2, P4, P5, PE e PI), pois P1 e P3, por serem canais de fuga, possuem fundo apenas com pedras e em P6, a presença de sedimento não foi significativa para possível coleta. Os períodos de amostragem foram: março e agosto de 2010 e fevereiro e junho de 2011. Foram realizados ensaios de toxicidade com organismos aquáticos (água e sedimento), e na 4ª campanha foi realizada a análise química do sedimento em laboratório contratado para determinação de metais e contaminantes orgânicos.

Entre os oito locais amostrados encontram-se seis pontos do rio Cubatão (S23°52'39,5" - WO 46°24'43,1" até S23°54'53,3" - WO 46°29'43,8"), mais um local do rio Pilões (PI) e outro do rio Perequê (PE). Os locais amostrados no rio Cubatão constam como P0 até P6, conforme a Figura 1.

Figura 1. Locais amostrados na Bacia do rio Cubatão (rios Cubatão, Perequê e Pilões)



Ensaio de toxicidade

Os ensaios de toxicidade deste estudo compreenderam efeitos agudos em *Hyalella azteca*, além do crescimento corpóreo destes últimos quando expostos ao sedimento de rio, a partir da segunda campanha (agosto de 2010). O KCl foi utilizado como substância referência e a validação do ensaio, conforme recomendação da Norma Técnica.

O Laboratório de Ensaio Biológicos Ambientais do IPEN/CTR mantém o cultivo desse anfípoda em água natural, procedente de Salto-

-SP, desde 2009, sendo que a primeira matriz de *Hyalella azteca* foi adquirida junto à CETESB-SP.

O ensaio de toxicidade aguda com sedimento integral, utilizando o anfípoda *Hyalella azteca*, foi desenvolvido de acordo com a NBR n. 15470:2007¹⁰. Em recipientes de plástico cristalino foram colocados 100 mL de sedimento bruto, seguido de adição de 200 mL de água de diluição. Os recipientes foram mantidos em repouso por um período de 12 horas, para posterior adição de dez organismos em cada réplica. O período de exposição ao sedimento integral foi de 10 dias. Ao final do ensaio, a sobrevivência dos organismos foi registrada e comparada ao controle.

Análise de Crescimento Corpóreo (*Hyalella azteca*)

A análise de crescimento corpóreo foi realizada de acordo com as diretrizes propostas pela Norma da USEPA¹¹. Após a leitura do ensaio de toxicidade aguda, os organismos sobreviventes de cada réplica foram retirados da solução-teste e colocados em tubos plásticos, sendo preservados em solução aquosa contendo 70% de álcool, até a realização da biometria e a análise da imagem.

O comprimento (μm) do anfípodo foi medido a partir da base do 3º urópode (apêndice do último segmento abdominal) até a base da 1ª antena ao longo da superfície dorsal do organismo. As análises foram realizadas em lupa (modelo: Leica S8APO) acoplada à câmera digital (modelo: Leica DFC280), computador para visualização das imagens e software específico (IM 50) para análise das mesmas.

Análises físico-químicas

Os parâmetros físico-químicos das amostras de água foram monitorados por ocasião das coletas e da montagem dos ensaios ecotoxicológicos (condutividade, OD – Oxigênio Dissolvido, pH, salinidade e dureza). Essas determinações foram realizadas com eletrodos específicos: HD 40d (OD e condutividade), Micronal B474 (pH), previamente calibrados de modo que a variação foi inferior a 5% dos valores obtidos durante a calibração. A dureza da água dos locais amostrados foi determinada por titulação volumétrica e a salinidade por refratometria (Quimis Q-767-3)¹².

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados físico-químicos da avaliação das amostras de água foram organizados na Tabela 1 e são relevantes para a compreensão do local estudado, pois, a qualidade das águas está intimamente relacionada à qualidade dos sedimentos, bem como a qualidade é necessária para a manutenção da biota do ambiente aquático.

Os valores da condutividade da água, mostrados na Tabela 1, variaram conforme os locais amostrados, observando-se que os pontos locais considerados mais preservados (P0 e PI) apresentaram menor condutividade em relação aos demais, com valores próximos a 38 $\mu\text{S}/\text{cm}$. As amostras procedentes do ponto P5 apresentaram maiores valores de condutividade em todas as campanhas, chegando a aproximadamente 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na 4ª campanha, provavelmente por

influência das salinas da Carbocloro S.A, e também devido à salinidade natural vinda do estuário por meio do ciclo de marés. Os valores determinados aproximam-se de valores encontrados pela CETESB¹³ em ponto próximo a Carbocloro, em que a média dos valores superou 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Ainda com relação aos valores de condutividade mensurados neste trabalho, observou-se variação entre 123,2 e 153,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$, para as amostras de água de P1, P2, P3, P4 e P6. Semelhantes àqueles reportados por Mesquita¹⁴ e Moreira, et al¹⁵, em 2008, período no qual a condutividade média das águas do rio Cubatão foi de 147,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Quanto ao parâmetro Oxigênio Dissolvido, todos os valores encontrados estão em conformidade com os limites recomendados pela Resolução CONAMA n. 357/05¹⁶, em que o valor de OD não deve ser inferior a 6,0 mg/L.

Tabela 1. Características físico-químicas das amostras de água, realizadas nas quatro campanhas do estudo

	Campanha	P0	P1	P2	P3	P4	P5	P6	PE	PI
Condut. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1	34,1	-	131,5	-	-	146,1	-	-	-
	2	33,1	116,6	111,3	117,3	106,6	210	114,5	51,7	31,8
	3	41,2	147,9	126,2	140,1	150,9	373	159,7	41,5	33,5
	4	46,4	123,1	123,8	133,7	197,3	2500	187,5	59,8	48,7
Oxig. Dissol. (mg/L)	1	7,45	-	6,95	-	-	7,35	-	-	-
	2	7,61	6,82	7,82	7,84	7,22	6,94	7,2	7,3	7,35
	3	8,64	7,96	7,91	7,77	7,96	8,01	7,88	7,83	8,41
	4	7,55	8,38	8,03	7,67	7,72	7,7	7,67	7,52	7,89
pH	1	7,13	-	8,42	-	-	7,93	-	-	-
	2	7,31	8,03	7,54	7,62	7,82	7,63	7,78	6,77	6,58
	3	7,66	8	7,96	8,37	8,03	8,09	7,95	7,22	7,12
	4	7,54	7,93	7,94	8,1	8,07	7,96	8,08	7,69	7,97
Dureza (mgCaCO ₃ /L)	1	13	-	34	-	-	33	-	-	-
	2	12	30	30	30	23	25	28	10	10
	3	12	37	21	28	26	43	26	10	6
	4	13	26	29	30	33	253	33	11	8
Salinidade (‰)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	0	2	2	2	2	2	2	2	0
	4	0	2	2	2	3	4	3	0,5	0

O traço (-) indica análise Não Realizada.

Segundo a regulamentação do CONAMA, os valores permissíveis para pH é de 6,0 a 9,0 para águas doces, e para águas salinas e salobras deve ficar entre 6,5 e 8,5, pois nessa faixa de pH ocorre a grande maioria das reações bioquímicas e, conseqüentemente, sua importância para a vida e para a biota do rio. Neste estudo, os valores obtidos para pH estão de acordo com o recomendado pela legislação. Analisando os valores de dureza das amostras de água, verificou-se que a maioria dos resultados foram próximos a 30 mg.CaCO₃/L, com exceção do P5 que na última campanha apresentou valor próximo de 250 mg.CaCO₃/L.

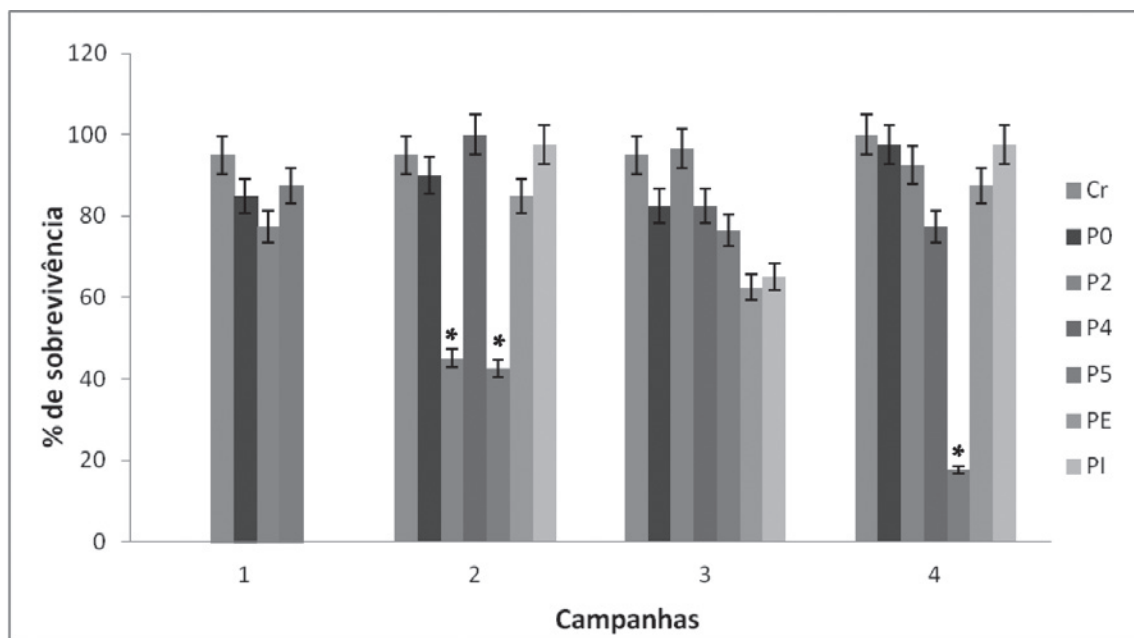
A salinidade das amostras de água foi mensurada nas 3ª e 4ª campanhas. Observa-se que houve variação entre: 0 a 4‰, correspondente a P0 e P5, respectivamente.

De acordo com o CONAMA n. 357/05, as águas podem ser classificadas segundo a salinidade em: águas doces: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5‰; águas salobras: águas com salinidade superior a 0,5‰ e inferior a 30‰ e águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30‰. De acordo com esse critério,

observa-se que o rio Cubatão sofre mudanças em relação à salinidade ao longo do seu curso, podendo ser classificado como rio de água doce em alguns locais, como em P0, por possuir salinidade inferior a 0,5‰, e como rio de água salobra, em trechos com salinidade entre 0,5 e 30‰. Tal fato pode estar relacionado à presença do estuário e ao fluxo de marés, pois mais de uma vez ao dia as águas do rio Cubatão entram em contato com as águas salobras do estuário devido ao ciclo de marés. Comportamento semelhante foi observado no estuário do rio Itanhaém¹⁷.

Os resultados de toxicidade com *Hyalella azteca* obtidos para as amostras de sedimentos foram apresentados na Figura 2. Os pontos em que foi encontrada diferença significativa em relação ao controle (mortalidade) encontram-se destacados (*). Foram consideradas tóxicas as amostras para as quais a mortalidade obtida foi estatisticamente diferente do controle, de acordo com o teste "t" por bioequivalência. A constante de bioequivalência (B) calculada por Bertolotti, et al¹⁸, para *Hyalella azteca* (B = 0,89) foi utilizada nos cálculos.

Figura 2. Porcentagem de sobrevivência de *Hyalella azteca* durante exposição ao sedimento integral, com respectivos desvios padrão.



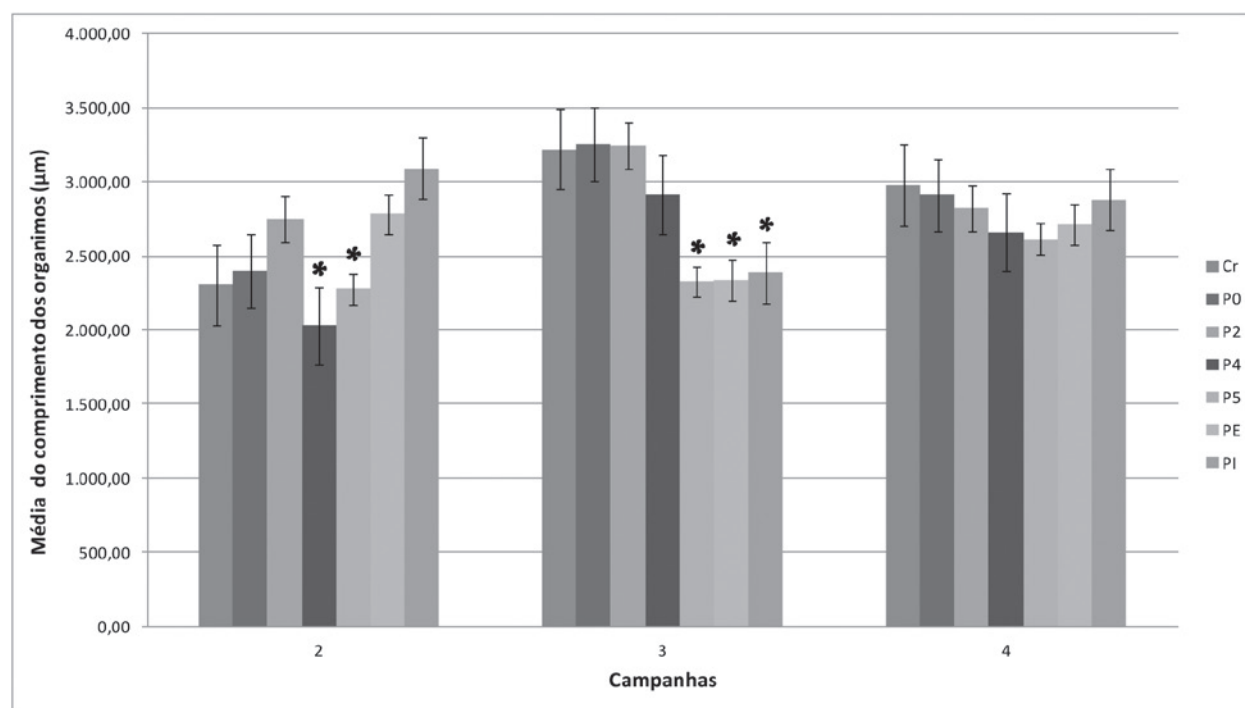
Comparando os resultados de análise de crescimento corpóreo com os resultados de toxicidade aguda em sedimento integral, observa-se que para o P0 a maior taxa de crescimento corpóreo encontrada foi na 3ª campanha com média superior a 3.000,00 μm dos organismos (Figura 3). Nessa mesma campanha o ensaio de toxicidade em sedimento integral evidenciou 80% de sobrevivência dos organismos expostos. Em contrapartida, a 2ª campanha evidenciou uma média do comprimento dos organismos próxima de 2.500,00 μm , e os ensaios de toxicidade aguda em sedimento integral uma porcentagem de sobrevivência próxima a 100%.

Para P2, por exemplo, observou-se que a maior média de comprimento dos organismos foi na 3ª campanha, com valor superior a 3.000,00 μm , com porcentagem de sobrevivência próxima

de 100%. Na 2ª campanha o ensaio de toxicidade aguda evidenciou toxicidade para os organismos com mortalidade superior a 60%, quando evidenciou média de crescimento próxima a 2.500,00 μm .

Os efeitos determinados devido à exposição de *H. azteca* revelaram toxicidade aguda nas amostras de P2 e P5 (2ª e 4ª campanhas), com mortalidade superior a 50% dos organismos expostos, sendo que para P5, na 4ª campanha, a mortalidade foi superior a 80%. Observou-se, também, em fevereiro de 2011 uma sobrevivência menor nas amostras dos rios Perequê e Pilões. As amostras de sedimento provenientes do P0 não resultaram em toxicidade para *H. azteca*, resultando em sobrevivência superior a 80% em todas as campanhas, resultado ideal se considerada uma região de maior preservação.

Figura 3. Média do comprimento (μm) dos organismos expostos ao sedimento integral, em três campanhas, com desvio padrão



A exposição aos sedimentos do P4 (agosto de 2010) resultou em 100% de sobrevivência e média de 2.000,00 μm , sendo esse valor o menor encontrado no estudo. Nas outras campanhas também não foi evidenciada toxicidade aguda para os organismos, porém com a biometria pôde ser observado que os organismos sobreviventes apresentaram média de comprimento próxima de

2.500,00 μm . Esse valor sugere que embora não tenha sido encontrada toxicidade aguda para *H. azteca* no sedimento integral, pode existir algum tipo de composto no sedimento que altere o metabolismo do crescimento desses organismos.

Por meio das análises químicas durante a vigência do projeto, foi verificado que as amostras de sedimento provenientes desse local apresenta-

ram concentrações importantes para o cromo, bário, rubídio, radônio, mercúrio e chumbo¹⁹.

Padrão semelhante foi observado por Kemble, et al²⁰, em estudo no reservatório de Milltown e no rio Clark Fork (Estados Unidos), utilizando *Hyaella azteca*. Embora não tenha sido detectada toxicidade para os organismos expostos ao sedimento integral, foi observada redução no crescimento corpóreo. Em um dos locais analisados houve 93% de sobrevivência e média de crescimento de 3,54mm, enquanto para o controle a média de crescimento foi de 4,54 mm. Os autores sugerem que esse fato pode estar relacionado à elevada concentração de metais no sedimento, tais como: arsênio, cobre, cádmio, chumbo, manganês e zinco e a contaminantes orgânicos.

Neste estudo, a amostra de sedimento proveniente do P5 (2ª campanha) foi tóxica para *H. azteca*, com porcentagem de sobrevivência próxima de 40%. A análise de crescimento corpóreo evidenciou média 2.000,00 µm, que comparada com os demais pode ser considerada uma das menores desse estudo. Porém, durante a 4ª campanha, os resultados foram ainda piores, alta toxicidade aguda para *H. azteca* com porcentagem de sobrevivência de aproximadamente 20%, e a análise de crescimento evidenciou média próxima de 2.500,00 µm, apenas. Esses valores sugerem a existência de efeito em decorrência de: bromo, cromo, céσιο, európio, lantânio, lutécio, neodímio, samário, térbio, háfnio, tório, urânio, mercúrio, além dos compostos orgânicos endrin, dibenzeno(a,h)antraceno e antraceno, determinados com base nas análises químicas do sedimento proveniente desse local (análise de sedimentos da 4ª campanha). De maneira geral, o P5 foi o que apresentou os menores valores de crescimento corpóreo para *H. azteca*, assim como os maiores índices de toxicidade nos ensaios em sedimento integral.

Para PE e PI o mesmo padrão pode ser observado na 3ª campanha (Fevereiro de 2011). Houve menor sobrevivência dos organismos expostos ao sedimento integral, próxima de 60%, e menor crescimento dos organismos nos dois locais, com média de comprimento próxima de 2.000,00 µm. Nas campanhas 1 e 3 a porcentagem de sobrevi-

vência nesses locais foi superior a 80%, e as médias de crescimento corpóreo foram próximas de 3.000,00 µm.

Ingersoll e Nelson²¹ analisaram a toxicidade em sedimento com *H. azteca*, no porto Waukegan (Estados Unidos), observando a alta sensibilidade do organismo exposto a sedimentos contaminados, principalmente com PCBs (befinil policlorado), HPAs e metais.

A contaminação dos sedimentos do rio Cubatão foi evidenciada em diferentes estudos. Contaminantes orgânicos em concentrações elevadas nos sedimentos próximos ao canal da Cosipa: HPAs (109,2 a 733,7 µg/kg peso seco) e benzo(a)pireno (6 a 24000 µg/kg peso seco), expondo os organismos aquáticos à contaminação, sendo esses valores muito superiores àqueles determinados em ambientes considerados poluídos em outras regiões do mundo⁸. A presença de radionuclídeos, como o urânio, tório e háfio, foi demonstrada por Silva, et al²². Metais pesados: 23 µg/g de cromo, 13 µg/g de níquel, 9,9 µg/g de cobre, 0,52 µg/g de zinco, 9,4 µg/g de chumbo e 0,005 µg/g de mercúrio²³. A autora identificou, ainda, concentrações de zinco e cobre na água intersticial do sedimento que induzem efeitos tóxicos para o ouriço *L. variegatus*.

Levando em consideração trabalhos relacionados ao mercúrio^{24,25,26} e o presente trabalho, pode-se afirmar que os teores mais elevados de mercúrio encontram-se nas proximidades do setor industrial e acabam contribuindo com a contaminação do estuário. Do presente estudo destaca-se a contaminação em sedimentos do P5, apesar de atenderem a legislação CONAMA n. 344/04²⁷, o chumbo e o mercúrio apresentaram-se com números relevantes (16 e 0,047 mg/kg, respectivamente).

Muitas são as fontes desses contaminantes: a refinaria da Petrobrás, Usiminas (antiga Cosipa), a queima de combustíveis no polo industrial que gera material particulado atmosférico, o qual se deposita nos solos e nas águas. A produção de aço, de fertilizante e fosfogesso estão entre as atividades industriais associadas às concentrações de radionuclídeos, metais e compostos orgânicos no local estudado.

Com relação aos estudos dedicados ao estuário, César, et al²⁸, em avaliação do sedimento do

sistema estuarino de Santos e São Vicente, demonstraram valores importantes para Cu, Pb e Zn, com valores que ultrapassaram os limites permitidos pela legislação CONAMA n. 344/04²⁶. De acordo com Lamparelli, et al⁸, o estuário é afetado diretamente pelo rio Cubatão, que recebe grande parte dos efluentes do complexo industrial de Cubatão. As dragagens do canal do porto, efluentes domésticos e lixões também contribuem para a poluição da Bacia do rio Cubatão e do sistema estuarino²⁵.

Os contaminantes orgânicos representam classe de importância na contaminação de sedimentos de rios e estuários afetando a biota aquática e a qualidade do corpo hídrico. No presente estudo, por meio da análise química, foi evidenciado que os contaminantes Endrin, Dibenzeno(a,h)antraceno e Antraceno não satisfazem os limites permissíveis pela legislação CONAMA n. 344/04 para águas salina e salobra, para sedimentos provenientes de P5, com valores de: 8,2; 7,2 e 150 µg/kg, respectivamente. Tais dados complementam o estudo ecotoxicológico, pois os sedimentos provenientes desse local apresentaram toxicidade elevada, incluindo a mortalidade do anfípoda *H. azteca* e toxicidade aguda para *V. fischeri* em todas as campanhas. Vale ressaltar, que P5 está em um dos locais mais industrializados da Bacia do rio Cubatão, o que pode justificar a alta toxicidade encontrada. Já P0 e P1 foram os que apresentaram as menores concentrações de metais e contaminantes orgânicos no sedimento além de menor toxicidade para os organismos aquáticos. Com relação a dados de estudo anterior no rio Cubatão, Moreira, et al¹⁴, evidenciaram efeito crônico para os organismos *C. dubia* em água superficial, interface sedimento-água e elutriado do sedimento. Outros estudos no rio Cubatão evidenciaram efeitos tóxicos em região estuarina em água intersticial do sedimento para *L. variegatus* e interface sedimento-água para o mesmo organismo^{22,29,30}.

No presente trabalho, embora não tenha sido verificado efeito crônico para *C. dubia* expostas à água do rio, foi observada menor taxa de reprodu-

ção nas amostras dos locais P1, P2 e P5 e as amostras de sedimento integral provenientes de P2 e P5 apresentaram toxicidade aguda para *H. azteca*.

Em estudo sobre a toxicidade de sedimento do estuário de Santos e São Vicente, com *Tiburionella viscana*, Abessa, et al³¹ verificaram porcentagem de sobrevivência para os organismos entre 55% e 85%, sendo que das onze amostras analisadas, dez foram significativamente diferente do controle, constatando que frequentemente os sedimentos do Canal de Santos são tóxicos para os anfípodos, principalmente devido à grande concentração de contaminantes, mesmo após a remoção superficial dos sedimentos do canal, por meio da dragagem.

Diante do exposto, cabe ressaltar que os efeitos à biota aqui demonstrados deveriam ser evitados com ações de preservação, investimentos em saúde ambiental e saneamento básico, de modo que se assegure tanto aos corpos hídricos quanto à população água e alimento com qualidade compatíveis à necessidade dos organismos vivos, incluindo o homem.

CONCLUSÃO

No presente trabalho foi observado que as amostras de sedimento provenientes de P0 e P1 apresentaram menor toxicidade, enquanto que amostras do P2 e P5 apresentaram toxicidade aguda durante a exposição ao sedimento integral para *Hyalella azteca* (2ª e 4ª campanhas).

A análise do crescimento corpóreo de *Hyalella azteca* evidenciou que os organismos expostos aos sedimentos provenientes dos pontos P4 e P5 apresentaram média de crescimento menor, quando comparada aos outros locais estudados. Futuros estudos devem ser voltados a possíveis efeitos crônicos em sedimentos.

Durante o desenvolvimento do projeto, algumas amostras de sedimento provenientes de P5 apresentaram metais (mercúrio e chumbo) e compostos orgânicos (endrin, dibenzeno(a,h)antraceno e antraceno) em concentrações importantes e passíveis de causar efeitos tóxicos.

REFERÊNCIAS

1. Carmo RL, Silva CAM. Gestão da água na Baixada Santista (São Paulo): temas e conflitos em um contexto metropolitano. In: Hogan DJ, organizador. Dinâmica populacional e mudança ambiental: cenários para o desenvolvimento brasileiro. Campinas (SP): Núcleo de Estudos de População-Nepo/Unicamp; 2007.
2. Ferreira CC, Torres FR, Borges WR. Cubatão: caminhos da história. Cubatão (SP): Ed. do Autor; 2008.
3. Zagatto PA, Bertoletti E. Ecotoxicologia Aquática – princípios e aplicações. 2a ed. São Carlos (SP): Rima; 2008.
4. Mozeto AA, Umbuzeiro GA, Jardim WF. Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce. São Carlos (SP): Cubo Multimídia; 2006.
5. Power EA, Chapman PM. Assessing Sediment Quality. In: Burton Jr GA, editor. Sediment Toxicity Assessment. Boca Raton: Lewis Publishers; 1992. p. 1-18.
6. Ingerssol CG. Sediments Tests. In: Rand GM, editor. Fundamental of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment. 2a ed. New York: Taylor & Francis; 1995. p. 231-51.
7. Barros D, Barbieri E. Análise da ocorrência de metais: Ni, Zn, Cu, Pb e Cd em ostras (*Crassostrea brasiliiana*) e sedimentos coletados no Estuário de Cananeia, SP (Brasil). Mundo Saúde. 2012;36(4):635-42.
8. Rocha PS, Luvizotto GL, Kosmehl T, Bottcher M, Storch V, Braunbeck T, Hollert H. Sediment genotoxicity in the Tietê River (São Paulo, Brazil): *in vitro* comet assay versus *in situ* micronucleus assay studies. Ecotoxicol Environ Saf. 2009;72(7):1842-8. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.04.013>
9. Lamparelli ML, Costa MP, Prósperi VA, Bevilacqua JE, Araújo RPA, Eysink GGL, Pompeia S. Sistema Estuarino de Santos e São Vicente. São Paulo: Relatório Técnico CETESB; 2001. 178 p.
10. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas (NBR 15470). Ecotoxicologia aquática – Toxicidade em sedimento – Método de ensaio com *Hyalella spp.* (Amphipoda). 2007.
11. USEPA. United States Environmental Protection Agency. Methods for Measuring the Toxicity and Bioaccumulation of Sediment-associated Contaminants with Freshwater Invertebrates. 2nd ed. Washington (DC): Environmental Protection Agency; 2000. (EPA-600/R-99/064)
12. Clesceri LS, Greenberg AE, Eaton AD. Standard methods for the examination of water & wastewater. 21st ed. Washington (DC): American Public Health Association; 2005.
13. CETESB. Companhia da Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de qualidade das águas Interiores no estado de São Paulo 2010 / CETESB. São Paulo: CETESB; 2011.
14. Mesquita LCA. Avaliação ecotoxicológica e caracterização química em águas superficiais do rio Cubatão, SP [dissertação]. São Paulo: Universidade de São Paulo. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares; 2011.
15. Moreira ALB, Cesar A, Cortez FS, Pereira CDS, Morais RD. Toxicidade nos rios Cubatão e Quilombo, Cubatão (SP). Rev Ceciliansa. 2008;(30):31-44.
16. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. CONAMA; 2005.
17. Seriani R, Pinn FV, Abessa DMS, Magini C, Romano P, Silveira FL. Using bioassays and benthic community to evaluate the sediment quality at the estuary of Itanhaém river, SP, Brazil. Mundo Saúde. 2008;32(3):294-301.
18. Bertoletti E, Buratini SV, Prospéri VA, Araújo RPA, Werner LI. Selection of Relevant Effect Levels for Using Bioequivalence Hypothesis Testing. J Braz Soc Ecotoxicol. 2007;2(2):139-45. DOI: <http://dx.doi.org/10.5132/jbse.2007.02.006>
19. Garcia VSG. Avaliação da toxicidade em água e sedimento do Rio Cubatão, SP [dissertação]. São Paulo: Universidade de São Paulo. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares; 2012.
20. Kemble NE, Brumbaugh WG, Brunson EL, Dwyer FJ, Ingerssol CG, Monda DP, Woodward DF. Toxicity of metal-contaminated sediments from the upper Clark Fork River, Montana, to aquatic invertebrates and fish in laboratory exposures. Environ Toxicol Chem. 1994;13(12):1985-97. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620131212>
21. Ingerssol CG, Nelson MK. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera). Aquat Toxicol Risk Assessment. 1990;13:93-109. DOI: <http://dx.doi.org/10.1520/stp20101s>
22. Silva PSC, Mazzilli BP, Fávaro DIT. Distribution of radionuclides and elements in Cubatão River sediments. J Radioanalytical Nuclear Chem. 2006;269(3):767-71. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10967-006-0258-7>
23. Prósperi V, Eysink GGJ, Saito LM. Avaliação do grau de contaminação do sedimento ao longo do canal de navegação do porto de Santos. São Paulo: Relatório Técnico CETESB; 1998. 33 p.
24. Siqueira GW, Braga ES, Pereira SFP, Silva E. Distribuição do mercúrio em sedimentos de fundo no Estuário de Santos – SP/Brasil. Rem Rev Esc Minas. 2005;58(4):309-16. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672005000400004>
25. Luiz-Silva W, Matos RHR, Kristoch GC, Machado W. Variabilidade espacial e sazonal da concentração de elementos-traço em sedimentos do sistema estuarino Santos-Cubatão. Quím Nova. 2006;29(2):256-63. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422006000200016>

26. Gomes VP, Amaral C, Gonçalves Jr LC, César A, Abessa DMS. Avaliação da contaminação por mercúrio nos sedimentos do estuário de Santos-SP, Brasil. Rev Ceciliansa. 2009;1(2):29-33.
27. CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 344, de 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. CONAMA; 2004.
28. Cesar A, Pereira CDS, Santos AR, Abessa DMS, Fernández N, Choueri RB, DelValls TA. Ecotoxicological Assessment of sediments from the Santos and São Vicente estuarine system – Brazil. Braz J Oceanography. 2006;54(1):55-63. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592006000100005>
29. Pusceddu FH, Alegre GF, Pereira CDS, Cesar A. Avaliação da Toxicidade do Sedimento do Complexo Estuarino de Santos Empregando Ouriços-do-mar *Lytechinus variegatus* (Echinoidea: Echinodermata). J Braz Soc Ecotoxicol. 2007;2(3):237-42. DOI: <http://dx.doi.org/10.5132/jbse.2007.03.005>
30. Doi SA, Collaço FL, Sturaro LGR, Barbieri E. Efeito do chumbo em nível de oxigênio e amônia no camarão rosa (*Fantepenaeus paulensis*) em relação à salinidade. Mundo Saúde. 2012;36(4):594-601.
31. Abessa DMS, Sousa ECPM, Rachid BRF, Mastroi RR. Sediment toxicity in Santos estuary, SP, Brazil: preliminary results. Ecotoxicol Environ Restoration. 2001;4(1):6-9.