

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DA ATIVIDADE ESTROGÊNICA EM ALGUMAS PRAIAS DA ENSEADA DE JURUJUBA NO ANO DE 2012 E NO ANO DE 2016 E POTENCIAIS RISCOS PARA SAÚDE HUMANA E AMBIENTAL

COMPARATIVE ASSESSMENT OF ESTROGENIC ACTIVITY IN SOME BEACHES OF JURUJUBA SOUND IN THE YEAR 2012 AND IN THE YEAR 2016 AND POTENTIAL RISKS FOR HUMAN AND ENVIRONMENTAL HEALTH

 Marília Teresa Lima Nascimento ^A

 Ana Dalva de Oliveira Santos ^A

 Danieli Lima da Cunha ^A

 Alex da Silva de Freitas ^A

 Estefan Monteiro da Fonseca ^A

 José Antônio Baptista Neto ^A

Rejany Ferreira dos Santos ^B

 Daniele Maia Bila ^C

^A Universidade Federal Fluminense (UFF), Niterói, RJ, Brasil

^B Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz), Rio de Janeiro, RJ, Brasil

^C Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil

Recebido em: 09/06/2022 | 05/03/2024 DOI: 10.12957/tamoios.2024.68090

Correspondência para: Danieli Lima da Cunha (danielilimadacunha@gmail.com)

Resumo

Ambientes costeiros são muito afetados por diversos poluentes. Substâncias com potenciais estrogênicos causam efeitos adversos mesmo em baixas concentrações da ordem de $\mu\text{g L}^{-1}$ e ng L^{-1} . Em humanos, entre os riscos associados estão: cânceres, ovários policísticos, redução na quantidade de espermatozoides, resistência bacteriana, entre outros. Em animais, masculinização, feminização, condições de *intersex* e até extinção da espécie. O objetivo deste estudo é comparar os resultados obtidos na avaliação da atividade estrogênica nos anos de 2012 e 2016 nas praias de São Francisco, Charitas, Jurujuba, Adão e Eva. Na metodologia foram realizados: ensaio *in vitro* *Yeast Estrogen Screen* (YES), com levedura de *Saccharomyces cerevisiae*; toxicidade aguda com a bactéria *Vibrio fischeri* e os parâmetros físico-químicos. Em 2012 a atividade estrogênica em E2-EQ variou de não detectada (ND) a $3,2 \text{ ng L}^{-1}$ e em 2016 de $72,0 - 77,8 \text{ ng L}^{-1}$. A toxicidade aguda não foi observada e os parâmetros físico-químicos, apresentaram-se dentro dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira. O significativo aumento da atividade estrogênica quatro anos após a primeira análise, aponta para graves impactos e potenciais riscos ambientais, tanto para a biota quanto para a saúde dos indivíduos que usufruem destas praias.

Palavras-chave: micropoluentes, toxicidade, risco ambiental.





Abstract

Coastal environments are greatly affected by various pollutants. Substances with estrogenic potential cause adverse effects even at low concentrations of the order of $\mu\text{g L}^{-1}$ and ng L^{-1} . In humans, among the associated risks are: cancers, polycystic ovaries, reduced sperm count, bacterial resistance, among others. In animals, masculinization, feminization, intersex conditions, and even extinction of the species. The objective of this study is to compare the results obtained in the evaluation of estrogenic activity in the years 2012 and 2016 on the beaches of *São Francisco*, *Charitas*, *Jurujuba*, *Adão e Eva*. In the methodology were performed: in vitro Yeast Estrogen Screen (YES) assay, with *Saccharomyces cerevisiae* yeast; acute toxicity with the *Vibrio fischeri* bacterium and the physicochemical parameters. In 2012 estrogenic activity in E2-EQ ranged from not detected (ND) to 3.2 ng L^{-1} and in 2016 from $72.0 - 77.8 \text{ ng L}^{-1}$. Acute toxicity was not observed and the physicochemical parameters, presented within the standards established by Brazilian legislation. The significant increase in estrogenic activity four years after the first analysis, points to serious impacts and potential environmental risks, both for biota and for the health of individuals who enjoy these beaches.

Keywords: micropollutants, toxicity, environmental risk.

INTRODUÇÃO

O processo de industrialização gerou um crescimento desordenado da população nas áreas urbanas (AMADOR, 2012; BAPTISTA NETO et al., 2008). Historicamente, o ambiente aquático sempre foi utilizado pela população como receptor de diversos rejeitos. Resíduos sólidos tendem a se acumular tanto nas praias urbanas quanto nas afastadas (IVAR DO SUL et al., 2011). Como rios, lagos e mares, são continuamente contaminados por despejo de poluentes orgânicos e inorgânicos, faz-se necessária uma atenção especial no desenvolvimento de pesquisas de relevância ambiental para as diferentes matrizes (YOON et al., 2010; SANTOS et al., 2021). A poluição por microcontaminantes pode ocorrer por diferentes e distintas vias que, continuamente são introduzidos no ambiente através da atividade antrópica, a partir do despejo de efluentes domésticos e industriais, agroquímicos, conservantes de alimentos, disposição de resíduos sólidos, produção de lixiviados, produtos farmacêuticos e de higiene, metais traço, retardantes de chama, nanomateriais, drogas ilícitas, entre outros (BILA & DEZOTTI, 2007; LIMA et al., 2017; NEGINTAJI et al., 2018; ISMAIL et al., 2019).

Neste caso, a preocupação com determinadas substâncias com potencial desregulador é relevante, uma vez que podem afetar seriamente o funcionamento normal do sistema endócrino tanto dos organismos aquáticos quanto de humanos (SHI et al., 2014; LIU et al., 2018; YOU & SONG, 2021). Substâncias com atividade estrogênica como por exemplo, agrotóxicos, fenóis, hormônios, fármacos, metais, entre outros são consideradas prejudiciais mesmo em baixas concentrações da ordem de $\mu\text{g L}^{-1}$ e ng L^{-1} (BILA & DEZOTTI, 2007; SINGARE, 2016; NEGINTAJI et al., 2018; HUANG et al., 2019). Logo, a preocupação se agrava porque corpos hídricos são continuamente impactados por atividades antropogênicas (HIRATA, 2001; AMADOR, 2012; ANDRADE et al., 2020; ZABORSKA et al., 2019).

Outra questão é o desafio para detecção e quantificação dessas substâncias (SHI et al., 2014; OMAR et al., 2016; SOUZA et al., 2020). Fator que tem aumentado a demanda por desenvolvimento de pesquisas e metodologias adequadas como, ensaios biológicos *in vitro* e *in vivo* para identificar os efeitos de uma enorme variedade de substâncias naturais e sintéticas no ambiente (LOCATELLI et al., 2016; DEICH et al., 2019; LI et al., 2021). Entre os efeitos adversos relatados para animais estão: diminuição da eclosão de ovos, problemas no sistema reprodutivo, imposex, feminização, masculinização e alterações no sistema imunológico, entre outros (PORSERYD et al., 2017; ABDEL-KHALEK, 2018; IWANOWICZ et al., 2019; LI et al., 2019). Em humanos, os riscos são doenças metabólicas, cardiovasculares, pulmonares,



neuropsiquiátricas, neurodegenerativas, infertilidade e vários tipos de câncer (COLBORN, 2004; ROCHA et al., 2018; MIRET et al., 2019; KÖHRLE & FRÄDRICH, 2021). Neste caso, a liberação e o acúmulo de compostos químicos naturais e sintéticos podem afetar organismos aquáticos, que conseqüentemente atingem os humanos (SONG et al., 2019).

Para fins comparativos foram avaliados os resultados obtidos no ano de 2012 e no ano de 2016 em sete estações na Enseada de Jurujuba para avaliação da presença de atividade estrogênica, quatro anos após a primeira análise. Em 2012 as detecções variaram de ND a 3.2 ng L⁻¹, com concentrações mais elevadas nas praias de São Francisco e Jurujuba (NASCIMENTO et al., 2018). No ano de 2016, foram realizadas coletas de 9 amostras ao longo da Baía da Guanabara e selecionadas estas duas estações (São Francisco e Jurujuba) que apresentaram as maiores detecções no ano de 2012. Estas mesmas estações em 2016 apresentaram detecções extremamente elevadas apenas quatro anos após as primeiras coletas (NASCIMENTO et al., 2022).

Assim sendo, comparar o potencial aumento da atividade estrogênica nessas praias é relevante e mais um dado na avaliação das implicações e potenciais riscos por exposição da presença de micropoluentes em matrizes complexas como ambientes salinos. Sobretudo, porque de acordo com COTRIM et al. (2016) estudos realizados em água doce apresentam maiores quantitativos de publicações, do que em ambiente salino. Logo, a avaliação da atividade estrogênica pelo ensaio YES pode ser considerada de relevância ambiental no que se refere aos possíveis riscos em ecossistemas aquáticos (ROUTLEDGE & SUMPTER, 1996; BILA & DEZOTTI, 2007; LIU et al., 2021; BILAL et al., 2021).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

As praias de São Francisco, Cachoeiras, Jurujuba, Adão e Eva fazem parte da enseada de Jurujuba. A Enseada é considerada um corpo restrito e raso e localiza-se à margem oriental da Baía da Guanabara, entre as latitudes de 22°54' a 22°56'S e longitudes de 043°05' a 043°07'30''W. Sua ligação com a Baía da Guanabara ocorre pela barra, entre a ponta do Morcego e a ilha de Boa Viagem (BAPTISTA NETO et al., 2006). Abrange uma superfície aquosa de aproximadamente 9 km², com uma profundidade que varia entre 5 a 7 metros na sua entrada e de 3 a 4 metros no centro. As praias de Adão e Eva são pequenas, medindo entre 250 e 150 metros respectivamente separadas pelo rochedo de Fora e do Imbuí, próxima a Fortaleza de Santa Cruz, uma área militar restrita. Adão e Eva são praias consideradas mais limpas, uma vez que são consideradas praias oceânicas (PANITZ, 2010).

Um acelerado crescimento populacional provocou o desenvolvimento dos bairros no entorno destas praias, alterando de forma diferenciada a localidade e refletindo diversificações sociais e ambientais (BAPTISTA NETO et al., 2006). A implantação de loteamentos de alto padrão em vários pontos dos bairros de São Francisco e Charitas fomentou a especulação imobiliária e promoveu elevado valor dos imóveis. Isto gerou um remanejamento espacial de várias comunidades de baixa renda, levando essas comunidades a uma ocupação desordenada em direção às encostas (BAPTISTA NETO et al., 2006). Estas construções irregulares contribuem para a ocorrência de importantes processos erosivos e, conseqüentemente, levam a um aumento no índice de poluição para este ambiente aquático, bem como o aporte fluvial, pelos rios Cachoeira e Icaraí (canalizados) e vários pequenos córregos que se transformaram em canais de esgoto e deságuam nas praias (BAPTISTA NETO, 2006).



A problemática é ainda agravada devido à ineficiência no saneamento básico, das coletas irregulares de lixo e à falta de conscientização por parte da população (VON SPERLING, 2009). Neste caso, substâncias como Bisfenol A, fenóis, pesticidas, fármacos considerados desreguladores endócrinos, podem chegar a biota, oriundos de esgotos domésticos e industriais, resíduos sólidos, lixiviados entre outras fontes de contaminação. Portanto, a avaliação da presença de atividade estrogênica na área estudada, pode ser muito importante. Especialmente, pela possibilidade de identificar os impactos que tais substâncias podem causar para a saúde humana e ambiental. Na Figura 1 encontra-se o mapa das estações coletadas nas praias de São Francisco, Charitas, Jurujuba, Adão e Eva.

Figura 1. Mapa da localização da Enseada de Jurujuba e as estações de amostragem nas praias de São Francisco, Charitas, Jurujuba, Adão e Eva.



Fonte: Imagem de satélite – Digital/Globe 2016.

MATERIAIS E MÉTODOS

Amostragem e Reagentes

Nos anos de 2012 (inverno, período seco) e no ano de 2016 (verão, período chuvoso), foi coletado 1 litro de água em garrafas de vidro âmbar, utilizando uma sonda Van Dorn (AFK 34), para a determinação da atividade estrogênica pelo ensaio *in vitro* YES. A fim de evitar a degradação microbiológica dos compostos de interesse, foram adicionados 10 mL de metanol (1% v/v) em cada garrafa âmbar. Também foram realizadas amostragem para a avaliação de alguns parâmetros físico-químicos, onde foram coletadas 1 L de água e da toxicidade aguda, coletados 50 mL de água em tubo falcon de polipropileno. Em seguida as amostras foram transportadas em coolers e mantidas a 4 °C, onde em curto período de tempo foram realizadas as análises no laboratório.



Todos os solventes utilizados para análise foram de grau (HPLC) da Tedia® Brasil. A água ultrapura foi obtida a partir do sistema Milli-Q Biocell (Millipore®) e o clorofenol vermelho- β -D-galactose (CPRG) foi fornecido pela Merk®. A extração em fase sólida (EFS) das amostras foram realizadas com hexano, metanol, etanol, acetona, acetonitrila e ácido clorídrico todos da marca Merk® e o ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) da Fluka®. Para a limpeza das vidrarias foi utilizado o detergente Extran® neutro da Merck®.

Preparação das amostras para o ensaio (YES)

Posterior à coleta, 1 L de cada amostra foi filtrado em membrana de celulose de 0,45 μm (Merck®), utilizando bomba sob vácuo (Maniflod Agilent Technologies®). As amostras foram filtradas e acidificadas até alcançarem pH 3 com HCl (3 mol L⁻¹), armazenadas a 4°C até a EFS. Para este procedimento foi utilizado o cartucho Strata X (500mg por 6mL, Phenomenex®) e um Manifold (Agilent Technologies®). Os cartuchos Strata X foram acondicionados 3 x 2 mL de hexano, 3 x 2 mL de acetona, 3 x 2 mL de metanol e 5 x 2 mL de água ultrapura com pH 3.

As amostras pré-filtradas foram percoladas sob vácuo em cartucho, com fluxo de aproximadamente 10 mL min⁻¹. Em seguida, a etapa limpeza foi efetuada com 10 ml na proporção de 1:9 de metanol e água ultrapura e mantido sob vácuo por 10 minutos após o término da extração. Para a eluição, foram utilizados 4 mL de acetona até gradativamente resultar na evaporação do solvente por meio de um fluxo de nitrogênio até à secura e os extratos foram reconstituídos com 2 mL de etanol. As análises foram realizadas em triplicatas.

O ensaio YES foi realizado de acordo com a metodologia desenvolvida por Routledge & Sumpter (1996). Foi utilizada a levedura de *Saccharomyces cerevisiae* geneticamente modificada, que possui uma sequência de DNA de receptor de estrogênio humano (REh) no seu genoma. Quando em presença de substâncias estrogênicas, provocam uma interação com o REh, que causa a expressão do gene receptor Lac-Z, que por sua vez produz a enzima β -galactosidase. Ao ser excretada no meio, esta enzima metaboliza o substrato cromogênico CPRG, resultando em uma resposta colorimétrica que é mensurada por espectrofotometria.

As diluições dos extratos e do padrão 17 β -estradiol (E2), foram realizados em microplacas de 96 poços, com fundo chato e tampa estéril. As curvas dose-resposta do E2 (2724 a 1,3301 ng L⁻¹) foram preparadas por sucessivas diluições de E2 e etanol, a partir de uma solução estoque a 54,48 $\mu\text{g L}^{-1}$. Em cada teste, o etanol (controle negativo) e o E2 (controle positivo) foram diluídos em séries. Uma alíquota de 10 μL de cada diluição foi transferida para as microplacas em duplicata, evaporadas até à secura. Em seguida, adicionado em cada poço 200 μL do meio de análise (meio de crescimento, levedura e CPRG). As microplacas foram seladas com fita adesiva e agitadas vigorosamente em um agitador de placas (IKA MS3®), mantidas por 72 horas a 30°C na incubadora (Nova Ética 410®). Após período de incubação, a absorvância foi lida a 575 nm (para a cor) e 620 nm (para a turbidez) por meio de um leitor de placas (SPECTRAMAX M3, Molecular Devices®).

As curvas dose-resposta para o padrão E2 foram construídas a partir da concentração versus a absorvância corrigida, que resultam em curvas sigmoidais, ajustadas pelo software Origem 6.0 (Microsoft®). A atividade estrogênica nos extratos das amostras foi determinada em equivalente estradiol (E2-EQ), pela interpolação a partir da curva padrão E2 no ensaio. Estes valores foram divididos pelo fator de concentração na EFS, resultando nas concentrações finais em E2-EQ para as amostras de água. O valor médio de CE₅₀ da curva dose-resposta de 17 β -estradiol no período dos ensaios foi de 38 \pm 10 ng L⁻¹. O limite de detecção (LD) 9 \pm 3 ng L⁻¹ e o limite de quantificação (LQ) 28 \pm 10 ng L⁻¹.



Durante a realização do ensaio YES pode ocorrer a citotoxicidade, devido à presença de compostos tóxicos nas amostras que inibem o crescimento da levedura. Essa inibição do crescimento pode ser visualizada pela ausência de turbidez no fundo dos poços. Segundo Frische et al. (2009) o controle da absorvância em 620 nm é utilizada como ferramenta para quantificar a inibição do crescimento de leveduras devido à toxicidade das amostras, conforme a equação.

$$Toxicity = 1 - \left(\frac{ABS_{620 \text{ sample}}}{ABS_{620 \text{ negativecontrol}}} \right)$$

Avaliação da qualidade da água e toxicidade aguda

A qualidade da água foi avaliada de acordo com os parâmetros físico-químicos estabelecidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Foram determinados os seguintes parâmetros com os seus respectivos métodos, descritos por American Public Health Association (APHA, 2012): potencial hidrogeniônico (pH) (4500 - H⁺ B), turbidez (2130 B), condutividade (2510 B), nitrogênio amoniacal (NH₃) (4500-NH₃ D), cloreto (4500-Cl⁻ B), carbono orgânico dissolvido (COD), (5310 B) e sólidos suspensos totais (SST) (2540 C).

A toxicidade aguda foi realizada com a bactéria marinha bioluminescente *Vibrio fischeri*, segundo a NBR 15411-3 (ABNT, 2005). Para o ensaio, foram expostas às amostras de água no período de 0, 15 e 30 minutos e observado se ocorreu uma redução da quantidade de sua bioluminescência. A concentração inicial das amostras nos ensaios foi de 81.9% realizadas com quatro diluições seriais em uma solução de NaCl 2% como diluente para as amostras e no controle. Para este ensaio foi utilizado o equipamento Microtox SDI 500 analyzer (MicrotoxOmni® 4.1).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Atividade estrogênica

Os valores da atividade estrogênica obtidos na Enseada de Jurujuba em 2012 foram de ND a 3,2 ng L⁻¹ em E2-EQ. As maiores detecções foram nas estações das praias de Jurujuba, São Francisco e Charitas respectivamente (NASCIMENTO et al., 2018). Nas amostragens coletadas em 2016, as detecções foram de 72,0 a 77,8 ngL⁻¹, nas duas estações das praias de São Francisco e Jurujuba. Nas praias oceânicas Adão e Eva não foi detectada atividade estrogênica. As altas taxas de atividade estrogênica detectadas no ano de 2016 podem estar fortemente relacionadas ao grande aporte pluviométrico observado durante a coleta. Em outros estudos, foram igualmente observados a influência da sazonalidade no aumento e na biodisponibilidade de poluentes na Baía da Guanabara (JARDIM et al., 2012; FONSECA et al., 2013; NASCIMENTO et al., 2018). Embora neste estudo, independente da sazonalidade, o objetivo foi identificar a introdução contínua de poluentes neste corpo hídrico, mesmo em baixas concentrações e em diferentes períodos.

Os resultados obtidos em 2012 e posteriormente em 2016, foram bem mais elevados do que os encontrados em águas superficiais do Mar Báltico, com detecções de 0,01 a 0,82 ng L⁻¹ (BECK et al., 2006). Estudos desenvolvidos por Rao et al. (2013) apontaram a ocorrência de atividade estrogênica em amostras de água de três grandes rios que desaguam no mar Bohai em



Tianjin variaram de 5,72 a 59,06 ng L⁻¹. Nas águas superficiais no Sistema do Rio Pearl no Sul da China, os valores foram de 0,23 a 324 ng L⁻¹ em águas superficiais, e em sedimentos de 0-101 ng L⁻¹ (ZHAO et al., 2011). De acordo com os autores, as concentrações em alguns locais eram superiores às menores concentrações de efeito observadas em relatos na literatura. Isto sugere potenciais efeitos adversos para os organismos aquáticos. No estudo de Wu et al. (2014), o estuário em Darwin Harbour, Austrália, as detecções foram de 0,32 e 0,99 ng L⁻¹ (FRENCH et al., 2015).

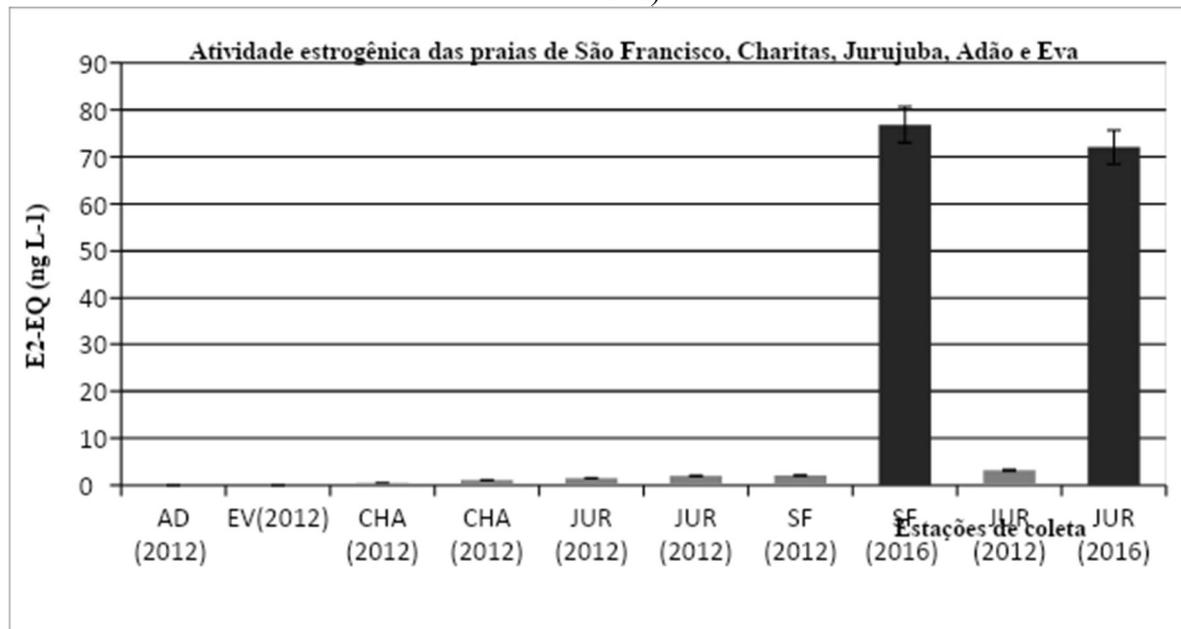
No Brasil, na avaliação do potencial estrogênico da água potável de São Paulo, os valores variam entre 0,13 e 3,1 ng L⁻¹ (JARDIM et al., 2012). Em águas superficiais do rio Guandu, no Rio de Janeiro, os valores foram de 0 a 16 ng L⁻¹ nas amostras filtradas através da membrana de celulose 1.2 µm, e de 0-3.1 ng L⁻¹ em amostras filtradas através de uma membrana de celulose 0,45 µm (DIAS et al., 2015). Em águas superficiais do Rio Maracanã e Canal do Mangue, localizados em áreas de intensa urbanização e que desaguam na Baía da Guanabara foi detectada atividade estrogênica abaixo do limite de detecção (<LD) a 1.6 ng L⁻¹ (NASCIMENTO et al., 2022). Ainda no Rio de Janeiro, nas águas da Baía da Guanabara em estações de coletas na Ilha do Governador, Paquetá, Fundão, São Gonçalo, zona portuária, do RJ, zona portuária de Niterói e enseada de Jurujuba, as detecções obtidas foram de 9 a 77 ng L⁻¹ em E2-EQ (NASCIMENTO et al., 2022).

Importante esclarecer que segundo COTRIM et al. (2016), ao avaliar mais de 240 trabalhos relacionados aos desreguladores endócrinos, o quantitativo de publicações em ambientes salinos é bem menor, do que publicações com análises em rios, por exemplo. Desse modo, a avaliação da atividade estrogênica em águas salinas pode ser considerada relevante como indicativo da presença de substâncias com potencial desregulação endócrina no ambiente salino, como descrito no trabalho de Santos et al. (2022), que detectou Fármacos, fenóis, hormônios nos sedimentos em diferentes estações de coleta na Baía da Guanabara. Desse modo, o ensaio YES foi uma importante ferramenta que viabilizou a constatação da presença de substâncias estrogênicas na matriz avaliada. Bem como demonstrou a necessidade de realizar outros ensaios que identifiquem e quantifiquem os desreguladores endócrinos e os possíveis riscos e efeitos deletérios para os seres vivos (SOLAUN et al., 2021; ZHONG et al., 2021).

A citotoxicidade foi observada apenas nas amostras da praia de São Francisco. Porém, após as diluições seriais na placa de 96 poços, a citotoxicidade foi reduzida até não ser mais detectada (FRISCHE et al., 2009). A Figura 2 apresenta os valores de E2-EQ nas praias de São Francisco, Charitas e Jurujuba, Adão e Eva. Nas praias Adão e Eva a atividade estrogênica ficou abaixo do limite de detecção para o método utilizado.



Figura 2. Valores E2-EQ nas praias de São Francisco, Charitas e Jurujuba, Adão e Eva (2012 e 2016).



Fonte: Autor(2021)

Como ocorre ao longo da Baía da Guanabara, a área onde estão localizadas as praias avaliadas, existem várias fontes de poluição que impactam suas águas. Na Enseada de Jurujuba, as principais descargas são de esgotos domésticos procedentes de rios próximos e pequenos riachos (BAPTISTA NETO et al., 2006). A problemática envolvendo o saneamento inadequado é uma grande preocupação. Sobretudo, no que se refere ao controle e destino dos distintos contaminantes introduzidos no ambiente aquático. Neste caso, os riscos relacionados a substâncias com potenciais estrogênicos em compartimentos em diferentes matrizes ambientais no Brasil é uma séria realidade (SILVEIRA, 2002; STARLING et al., 2019). O Bisfenol A, por exemplo, associado aos plásticos, é um desregulador endócrino (CZARCZYŃSKA-GOŚLIŃSKA et al., 2017). Neste caso é uma premissa um gerenciamento adequado da contaminação aquática, para minimizar e mitigar a poluição nos rios, lagos e oceanos (LIU et al., 2021; BILAL et al. 2021; DUNCAN et al., 2020).

Outros estudos realizados na Enseada de Jurujuba balizam várias fontes de contaminação. Entre elas estão os metais como Cu, Pb, Co, e Ni encontrados na sua parte central. Nesta área o esgoto doméstico contribui expressivamente para a poluição (SOARES-GOMES et al., 2016). Neste caso, a poluição pode causar graves impactos, tanto para atividades como a pesca e recreação, quanto para a qualidade de vida da população que vive em seu entorno. A contaminação dos corpos hídricos está associada a fatores como: o uso e a ocupação do solo de cada região, a eficiência ou não no saneamento básico, a densidade populacional e o tipo de economia dos diferentes estados brasileiros (MONTAGNER et al., 2017). Assim sendo, as detecções de microcontaminantes podem ser maiores ou menores, dependendo do grau de dispersão ou acúmulo de substâncias poluidoras, como ocorre ao longo da Baía da Guanabara (ELK, et al., 2022).



No caso das praias avaliadas, a dinâmica da Enseada de Jurujuba é muito baixa, encontra-se em um setor mais protegido da ação das ondas e é considerada um ambiente estuarino de micro-maré de acordo com (SILVA et al. 2016). Neste caso, os riscos de presença de poluentes, incluindo os que possuem atividade estrogênica, podem ser mais elevados em águas costeiras e mais baixos em mar aberto. Tais fatores podem refletir possíveis efeitos cumulativos procedentes dessas distintas fontes poluidoras. Especialmente, porque corpos hídricos são continuamente utilizados como depósitos finais de resíduos sólidos, esgotos domésticos e industriais, entre outros. Assim sendo, os riscos por exposição são uma grande preocupação, tanto para animais quanto para humanos (FERGUSON et al., 2016).

3.2. Qualidade da água

Na avaliação dos parâmetros físico-químicos para água salina classe I, na campanha realizada em 2012, os valores da Salinidade variaram entre 29 a 34,8; pH de 7,7 a 8,3; Turbidez de ND a 8,8 (UNT); os Sólidos Totais em Suspensão (SST) de 25 a 43; Condutividade: 28,5 a 38,1 (mS cm^{-1}); Nitrogênio Amoniacal entre 0,1 a 1,4 ($\text{N-NH}_3 \text{ mgL}^{-1}$) e o Carbono Orgânico Dissolvido (COD) variou de 1,6 a 14 mg^{-1} . Na campanha de 2016 a Salinidade variou entre 28 e 35 mg L^{-1} ; pH entre 7,0 e 8,0. A Turbidez de 6,2 a 15,2 (UNT); N-NH_3 de 1,3 a 2,5 mg L^{-1} ; Valores de SST de 63 a 97 mg L^{-1} ; condutividade de 60,0 a 99,2 mS cm^{-1} e COD entre 9,4 e 16,7 mg L^{-1} (APHA 2012). Os valores para o COD e $\text{N-NH}_3 \text{ mgL}^{-1}$ excederam os limites estabelecidos pelo CONAMA 357 (BRASIL, 2005).

Cabe esclarecer que nenhum dos parâmetros físico-químicos avaliados está relacionado à presença de substâncias com atividade estrogênica no ambiente. No entanto, avaliar a qualidade da água é essencial, devido a sérias questões associadas à fragilidade e ineficiência do saneamento no Brasil (SOARES-GOMES et al., 2016). Além disso, deve-se considerar também, fatores que contribuem para alterar a qualidade da água como influência das marés, circulação, ventos, padrões de chuva, entre outros (MELO et al., 2015; MOCHEL, 2019).

Toxicidade aguda com *Vibrio fischeri*

As amostras que foram avaliadas com a bactéria *V. Fischeri* não apresentaram toxicidade aguda em ambas campanhas. Cabe esclarecer a importância de realizar outros ensaios com organismos de diferentes níveis tróficos, como algas e peixes, além de ensaios crônicos. Os resultados deste estudo foram semelhantes aos da pesquisa desenvolvida por Sousa et al. (2014), que analisaram 217 amostras de água e sedimentos em áreas críticas da Baixada Santista, em São Paulo. Os testes ecotoxicológicos com a bactéria *A. fischeri*, também não apresentaram toxicidade aguda. Apenas os sedimentos dos canais de Santos, São Vicente, Baía de Santos, praia do Guarujá e Bertioga, apresentaram baixos níveis de toxicidade. Entretanto, no Brasil os ensaios estabelecidos para toxicidade são os agudos, que devem ser realizados com pelo menos dois organismos-teste de diferentes níveis tróficos (SOUZA et al., 2020).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O ensaio YES foi efetivo e uma importante ferramenta para determinação dos potenciais estrogênicos presentes na matriz estudada, tanto no ano de 2012 quanto em 2016. Portanto um indicativo da presença de desreguladores endócrinos por distintos poluentes,



introduzidos nesta matriz aquática. Assim sendo, este trabalho é uma contribuição sobre a qualidade ambiental destas praias, bastante utilizadas, sobretudo pela população mais carente que vive em seu entorno. Os resultados apontam para a necessidade de maior investigação e monitoramento, sobre o comportamento e ação dos compostos com atividade estrogênica, na avaliação das implicações dos riscos para a biota e saúde humana.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, FAPERJ, CNPq e a Secretaria Nacional de Portos.

REFERÊNCIAS

ABDEL-KHALEK, A. A. Chronic exposure to water of Lake Qaroun induced metal-related testicular damage and endocrine disruption in male fish. **Biological Trace Element Research**, v. 185, n. 1, p. 197-204, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12011-017-1220-y>

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 15411: **Ecotoxicologia aquática – determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri*** (Ensaio de bactéria luminescente). São Paulo, 2005.

AMADOR, E. S. **Bacia da Baía de Guanabara: características geoambientais, formação e ecossistemas**. Rio de Janeiro: Interciência. 2012. 432 p.

ANDRADE, M. C. K; FERREIRA, R. L; SOUZA, S. M. L. (2020). Determinação de contaminantes emergentes no Rio Barigui-Curitiba/Paraná. **Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 9, n. 16.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for examination of water and wastewater**. Washington: American Public Health Association, 2012.

BAPTISTA NETO, J. A.; GINGELE, F. X.; LEIPE, T.; BREHME, I. Spatial Distribution Of heavy metals in superficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Geology**, v. 49, p. 1051-1063, 2006. Disponível em: 10.1007/s00254-005-0149-1.

BAPTISTA NETO, J. A.; WALLNER-KERSANACH, M.; PATCHINEELAM, S. M. (Organizadores). **Poluição Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência. 2008.

BECK, I. C.; BRUHN, R.; GANDRASS, J. Analysis of estrogenic activity in coastal surface waters of the Baltic Sea using the yeast estrogen screen. **Chemosphere**, v. 63, n. 11, p. 1870-1878, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.022>

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. **Química Nova**, v. 30, p. 651-666, 2007.

BILAL, M.; BARCELÓ, D.; IQBAL, H. M. Occurrence, environmental fate, ecological issues, and redefining of endocrine disruptive estrogens in water resources. **Science of The Total Environment**, v. 800, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149635>



BRASIL. CONAMA. Resolução nº. 357/2005, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água de diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. CONAMA, 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf

COLBORN, T. Neuro development and endocrine disruption. **Environmental health perspectives**, v. 112, n. 9, p. 944-949, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/ehp.6601>.

COTRIM, G.; FAHNING, C. S.; ROCHA, G. O.; HATJE, V. Endocrine disruptors: strategies for determination and occurrence in marine environments. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**. v. 16, p. 299-326, 2016. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/3883/388347618005.pdf>.

CZARCZYŃSKA-GOŚLIŃSKA, B.; ZGOŁA-GRZEŚKOWIAK, A.; JESZKA-SKOWRON, M.; FRANKOWSKI, R.; GRZEŚKOWIAK, T. Detection of bisphenol A, cumylphenol and parabens in surface waters of Greater Poland Voivodeship. **Journal Of Environmental Management**, v. 204, p. 50-60, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.034>

DEICH, C.; FRAZÃO, H. C.; APPELT, J-S.; LI, W.; POHLMANN, T.; WANIEK, J. J. Occurrence and distribution of estrogenic substances in the northern South China Sea. **Science of The Total Environment**. v. 770, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145239>

DIAS, C. V.; GOMES, F. W.; BILA, D. M.; SANT'ANNA JÚNIOR, G. L. DEZOTTI, M. Analysis of estrogenic activity in environmental waters in Rio de Janeiro state (Brazil) using the yeast estrogen screen. **Ecotoxicology and Environmental Safety** 120: 41 – 47, 2015, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.013>

ELK, A. G. H. P. V.; D'OLIVEIRA, P. M. S.; GIORDANO, G.; ANDRADE, R. C. D. Potencial poluidor da disposição final de resíduos sólidos nas águas da bacia hidrográfica da Baía de Guanabara-RJ. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, n. 27, p. 195-203, 2022. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/RMwf3XrrPZ7HRt4djCt64SF/>

FERGUSON, E. M; ALLISON, M; ALLISON G; SEWEARER S. E; HASSELL, K. L. Fluctuations in natural and synthetic estrogen concentrations in a tidal estuary in south-eastern Australia. **Water Research** v. 47, n.4, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.12.020>

FONSECA, E. M.; BAPTISTA NETO, J. A.; SILVA, C. G.; MCALISTER, J. J.; SMITH, B. J.; FERNANDEZ, M. A. Stormwater impact in Guanabara Bay (Rio de Janeiro): Evidences of seasonal variability in the dynamic of the sediment heavy metals. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 130, p. 161-168, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.04.022>.

FRENCH, V. A.; CODI KING, S.; KUMAR, A.; NORTHCOTT, G.; MCGUINNESS, K.; PARRY, D. Characterisation of microcontaminants in Darwin Harbour, a tropical estuary of northern Australia undergoing rapid development. **The Science of the Total Environment** v. 536, p. 639–647, 2015. Disponível em: [10.1016/J.SCITOTENV.2015.07.114](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.114).

FRISCHE, T; FAUST, M; MEYER, W; BACKHAUS, T. Toxic masking and synergistic modulation of the estrogenic activity of chemical mixtures in a yeast estrogen screen (YES). **Environ. Sci. Pollut**, v. 16, p. 593-603, 2009. Disponível em: [10.1007/s11356-009-0184-7](https://doi.org/10.1007/s11356-009-0184-7)

HIRATA, R. Recursos Hídricos. In: TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M. C. M; FAIRCHILD, T. R; TAIOLI, F. (Org). **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Textos, p. 421-444, 2001.

HUANG, F.; KARU, K.; CAMPOS, L. C. Simultaneous measurement of free and conjugated estrogens in surface water using capillary liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Analyst**, v. 146, n. 8, p.2689-2704, 2019. Disponível em: [10.1039/D0AN02335C](https://doi.org/10.1039/D0AN02335C)



ISMAIL, N. A. H.; WEE, S. Y.; KAMARULZAMAN, N. H.; ARIS, A. Z. Quantification of multi-classes of endocrine-disrupting compounds in estuarine water. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 1019-1028, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.089>

IVAR DO SUL J. A.; SANTOS, I. R.; FRIEDRICH, A. C.; MATTHIENSEN, A.; FILLMANN, G. Plastic pollution at a sea turtle conservation area in NE Brazil: contrasting developed and undeveloped beaches. **Estuaries and Coasts**, v. 34, p. 814-823, 2011. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12237-011-9392-8>

IWANOWICZ, L. R.; PINKNEY, A. E.; GUY, C. P.; MAJOR, A. M.; MUNNEY, K.K; BLAZER, V. S.; ALVAREZ, D. A.; WALSH, H. L.; SPERRY, A.; BRAHAM, R.; SANDERS, L. R.; SMITH, D. R. (2019). Temporal evaluation of estrogenic endocrine disruption markers in smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) reveals seasonal variability in intersex. **Sci. Total Environ.** v. 646, p. 245–256. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.167>

JARDIM, W. F.; MONTAGNER, C. C.; PESCARA, I. C.; UMBUZEIRO, G. C.; BERGAMASCO, A. M. D.; ELDRIDGE, M. L.; SODRÉ, F. F. An integrated approach to evaluate emerging contaminants in drinking water. **Sep. Purif. Technol.**, v. 84, p. 3-8, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.06.020>

KÖHRLE, J; FRÄDRICH, C. Thyroid hormone system disrupting chemicals. **Best Practice & Research Clinical Endocrinology & Metabolism**, v. 35, n. 5, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.beem.2021.101562>

LI, S.; SUN, Q.; WU, Q.; GUI, W.; ZHU, G.; SCHLENK, D. Endocrine disrupting effects of tebuconazole on different life stages of zebrafish (*Danio rerio*). **Environmental Pollution**, v. 249, p. 1049-1059, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.067>

LI, Y.; YANG, L.; ZHEN, H.; CHEN, X.; SHENG, M.; LI, K. CAO, G. 2021, Determination of estrogens and estrogen mimics by solid-phase extraction with liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography B**, v. 1168, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2021.122559>

LIMA, D. R. S.; TONUCCI, M. C.; LIBÂNIO, M.; AQUINO, S. F. D. Fármacos e desreguladores endócrinos em águas brasileiras: ocorrência e técnicas de remoção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 22, p. 1043-105, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017165207>

LIU, G.; KE, M.; FAN, X.; ZHANG, M.; ZHU, Y.; LU, T.; SUN, L.; QIAN, H. Reproductive and endocrine-disrupting toxicity of *Microcystis aeruginosa* in female zebrafish. **Chemosphere**, v. 192, p. 289–96, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.167>

LIU, J.; ZHANG, L.; LU, G.; JIANG, R.; YAN, Z; LI, Y. Occurrence, toxicity and ecological risk of Bisphenol A analogues in aquatic environment—A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111481>

LOCATELLI, M.; SCIASCIA, F.; CIFELLI, R.; MALATESTA, L.; BRUNI, P.; CROCE, F. Analytical methods for the endocrine disruptor compounds determination in environmental water samples. **Journal of Chromatography A**, v. 1434, p. 1-18, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2016.01.034>

MELO, G. V.; NETO, J. A. B.; MALM, O.; FERNANDEZ, M. A.; PATCHINEELAM, S. M. Composition and behavior of heavy metals in suspended sediments in a tropical estuarine system. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 3, p. 1331-1344, 2015. Disponível em: [10.1007/s12665-014-3491-3](https://doi.org/10.1007/s12665-014-3491-3)

MIRET, N. V.; PONTILLO, C. A.; ZÁRATE, L. V.; DE PISAREV, D. K.; COCCA, C.; RANDI, A. S. Impact of endocrine disruptor hexachlorobenzene on the mammary gland and breast cancer: the story thus far. **Environmental research**, v. 173, p. 330-341, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.03.054>

MOCHEL, F. R. **Gerenciamento costeiro e gerenciamento portuário 2** (recurso eletrônico). Atena Editora, 2019.



MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, v. 40, n. 9, p. 1094-1110, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>

NASCIMENTO, M. T. L.; SANTOS, A. D.O; CUNHA, D. L; FELIX, L.C; GOMES, G. M; HAUSER-DAVIS R. A; FONSECA, E. M; BILA, D. M; BAPTISTA NETO, J. A. Endocrine disruptors, estrogenic activity by the YES bioassay, and acute toxicity in Southeastern Brazil metropolitan surface Waters. **Geochimica Brasiliensis**. n. 36, 2022. Disponível em:10.21715/GB2358-2812.202236005

NASCIMENTO, M. T. L. D., SANTOS, A. D. D. O., CUNHA, D. L. D., FELIX, L. D. C., SILVA, G. G. M. D., HAUSER-DAVIS, R. A., FONSECA, E.M; BILA, D.M; BAPTISTA NETO, J. A. (2021). Estrogenic Activity and Endocrine Disruptor Compounds Determined in Guanabara Bay (Brazil) by Yeast Estrogen Screen Assays and Chemical Analyses. DOI: https://doi.org/10.11137/1982-3908_2022_45_45450

NASCIMENTO, M. T. L.; SANTOS, A. D. O.; FELIX, L. C.; GOMES, G.; OLIVEIRA E SÁ, M.; CUNHA, D. L.; VIEIRA, N.; HAUSER-DAVIS, R. A.; BAPTISTA NETO, J. A.; BILA, D. M. Determination of water quality, toxicity and estrogenic activity in a nearshore marine environment in Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 149, p. 197–202, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.045>

NEGINTAJI A; SAFAHIEH A; ZOLGHARNEIN H; MATROODI S. Short-term induction of vitellogenesis in the immature male yellowfinseabream (*Acanthopagrus latus*) exposed to bisphenol A and 17 β -estradiol. **Toxicol Ind Health**, v. 34, n. 2, p. 119–27, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0748233717748099>

OMAR, T. F. T; AHMAD, A.; ARIS, A. Z.; YUSOFF, F. M. Endocrine Disrupting Compounds (EDCs) in environmental matrices: review of analytical strategies for pharmaceuticals, estrogenic hormones, and alkyl phenol compounds. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 85: 241-259, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2016.08.004>

PANITZ, C. M. N. Projeto de oficinas ecológicas em ecossistemas costeiros: uma proposta de educação ambiental costeira. In: PEDRINI, A. G. (Org.) **Educação ambiental marinha e costeira no Brasil**. Rio de Janeiro: EDUERJ, p. 181-199, 2010..

PORSERYD T, KELLNER M, REYHANIANCASPILLO N, VOLKOVA K, ELABBAS L, ULLAH S.; OLSÉN, H.; DINNÉTZ, P; HÄLLSTRÖM, I. P. Combinatory effects of low concentrations of 17 α -etinylestradiol and citalopram on non-reproductive behavior in adult zebrafish (*Danio rerio*). **Aquat Toxicol**, v. 193, p. 9–17, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.10.001>

RAO, K.; LEI, B.; LI, N.; MA, M.; WANG, Z. Determination of estrogens and estrogenic activities in water from three rivers in Tianjin, China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 6, p. 1164-1171, 2013. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60149-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60149-1)

ROCHA, B. A.; ASIMAKOPOULOS, A. G.; HONDA, M.; DA COSTA, N. L.; BARBOSA, R.M.; BARBOSA, F.; KANNAN, K. Advanced data mining approaches in the assessment of urinary concentrations of bisphenols, chlorophenols, parabens and benzophenones in Brazilian children and their association to DNA damage. **Environment International**, v. 116, p. 269-277, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.023>

ROUTLEDGE, E. J.; SUMPTER, J. P. Estrogenic Activity of Surfactants and Some of their Degradation Products Assessed Using a Recombinant Yeast Screen. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 15 n. 3, p. 241-248, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/etc.5620150303>

SANTOS, J. P. E. Dos; CORRÊA, L. M.; FERNANDES, P. A. A.; BOTTREL, S. E. C.; DE PEREIRA, R. O. Avaliação preliminar da remoção de atividade estrogênica de uma mistura de desreguladores endócrinos em água utilizando carvão ativado granular. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, 2021, v. 9, n. 3, 92–107. Disponível em: <https://doi.org/10.9771/gesta.v9i3.45386>



SHI, J.; LIU, X.; CHEN, Q.; ZHANG, H. Spatial and seasonal distributions of estrogens and bisphenol A in the Yangtze River Estuary and the adjacent East China Sea, **Chemosphere**, v. 111, p. 336-343, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.046>

SILVA, M. A. M.; SILVA, A. L. C.; SANTOS, C. L.; SILVESTRE, C. P.; ANTONIO, R. V. M. The Beaches of Guanabara Bay in Rio de Janeiro State. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 17, n. 2, p. 205-225, 2016.

SILVEIRA, R. D. A Gestão de Recursos Hídricos e as Deficiências do Serviço de Saneamento Básico no Brasil. **Fórum de Direito Urbano e Ambiental - FDU** 1, n. 6, 2002.

SINGARE, P. U. Distribution and risk assessment of suspected endocrine disrupting pesticides in creek water of Mumbai, India. **Mar Pollut Bull**, v. 102, p. 72-83, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.055>

SOARES-GOMES, A.; GAMA, B. A. P. da; NETO, J. B.; FREIRE, D. G.; CORDEIRO, R. C.; MACHADO, W.; PEREIRA, R. C. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. **Regional Studies in Marine Science**, v. 8, p. 319-330, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.01.009>

SOLAUN, O.; RODRÍGUEZ, J. G.; MENCHACA, I.; LÓPEZ-GARCÍA, E.; MARTÍNEZ, E.; ZONJA, B.; LARRETA, J. Contaminants of emerging concern in the Basque coast (N Spain): Occurrence and risk assessment for a better monitoring and management decisions. **Science of the Total Environment**, v. 765, p. 142765, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142765>

SONG, Y.; CAO, C.; QIU, R.; HU, J.; LIU, M.; LU, S.; SHI, H.; RALEY-SUSMAN, K. M.; HE, D. Uptake and adverse effects of polyethylene phthalate microplastics fibers terrestrials nails (*Achatina fulica*) after soil exposure. **Environmental Pollution**, n. 250, p. 447-455, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.066>

SOUSA, E. C. P. M. D.; ZARONI, L. P.; GASPARRO, M. R.; PEREIRA, C. D. S. Review of ecotoxicological studies of the marine and estuarine environments of the Baixada Santista (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 62, n. 2, p. 133-147, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/bjocce/a/4CLbRmYLkv3mTgJj8Fy8dmz/?lang=en>

SOUZA, C. C.; AQUINO, S. F.; SILVA, S. D. Q. Toxicological tests applied to the analysis of water contaminated by drugs. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, p. 217-228, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1679-87592014063006202>

STARLING, M. C. V. M.; AMORIM, C. C.; LEÃO, M. M. D. Occurrence, control and fate of contaminants of emerging concern in environmental compartments in Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 372, p. 17-36, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.043>

VON SPERLING, M. Constraints to improving water and sanitation services. **Water and Health-Volume II**, 2009.

YOON, Y.; RYU, J.; OH, J.; CHOI, B.-G.; SNYDER, S. A. Occurrence of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals, and personal care products in the Han River (Seoul, South Korea). **The Science of the total environment**, v. 408, n. 3, p. 636 - 643, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.049>

YOU, H. H.; SONG, G. Review of endocrine disruptors on male and female reproductive systems. **Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol**, v. 244, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109002>

ZABORSKA, A.; SIEDLEWICZ, G.; SZYMCZYCHA, B.; DZIERZBICKA-GŁOWACKA, L.; PAZDRO, K. Legacy and emerging pollutants in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea)—loads and distribution revisited. **Marine pollution bulletin**, v. 139, p. 238-255, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.060>

ZHAO, J. L.; YING, G. G.; CHEN, F.; LIU, Y. S.; WANG, L.; YANG, B.; TAO, R. Estrogenic activity profiles and risks in surface waters and sediments of the Pearl River system in South China assessed by chemical analysis and in vitro bioassay. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 13, n. 4, p. 813-821, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/C2EM90056D>



ZHONG, R., ZOU, H., GAO, J., WANG, T., BU, Q., WANG, Z. L. & WANG, Z. A critical review on the distribution and ecological risk assessment of steroid hormones in the environment in China. *Science of the Total Environment*, v. 786, n. 147452, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147452>

COMO CITAR ESTE TRABALHO

NASCIMENTO, Marilia T. L. ; SANTOS, Ana D. de Oliveira; CUNHA, Danieli L.; FREITAS, Alex da Silva de; FONSECA, Estefan M. da; NETO, José A. B.; SANTOS, Rejany F. dos; BILA, Daniele M.. Avaliação comparativa da atividade estrogênica em algumas praias da enseada de jurujuba no ano de 2012 e no ano de 2016 e potenciais riscos para saúde humana e ambiental. *Revista Tamoios, São Gonçalo*, v. 20, n. 2, p. 216-230, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.12957/tamoios.2024.68090>. Acesso em: DD MM. AAAA.