

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
MESTRADO EM BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL

Ecologia de foraminíferos e sua aplicação para o diagnóstico ambiental do Estuário do Rio
Cachoeira, Ilhéus - Bahia

Débora Silva Raposo

Rio de Janeiro
Fevereiro de 2019

DÉBORA SILVA RAPOSO

ECOLOGIA DE FORAMINÍFEROS E SUA APLICAÇÃO PARA O DIAGNÓSTICO
AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO RIO CACHOEIRA, ILHÉUS - BAHIA

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-graduação em Ciências
Biológicas (Biodiversidade Neotropical)
como parte dos requisitos necessários para a
obtenção do título de Mestre em Ciências
Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Lazaro Luiz Mattos Laut

Rio de Janeiro
Fevereiro de 2019

Catálogo informatizada pelo(a) autor(a)

- | | |
|------|--|
| R219 | <p>Raposo, Débora Silva Ecologia de foraminíferos e sua aplicação para o diagnóstico ambiental do Estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus - Bahia / Débora Silva Raposo. -- Rio de Janeiro, 2019. 98 f.</p> <p>Orientador: Lazaro Luiz Mattos Laut. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2019.</p> <p>1. foraminíferos bentônicos. 2. poluição por elementos-traço. 3. ecologia de estuários tropicais. 4. ecologia de foraminíferos. I. Laut, Lazaro Luiz Mattos, orient. II. Título.</p> |
|------|--|

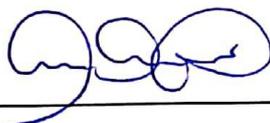
Débora Silva Raposo

**ECOLOGIA DE FORAMINÍFEROS E SUA APLICAÇÃO PARA O
DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO RIO CACHOEIRA, ILHÉUS -
BAHIA**

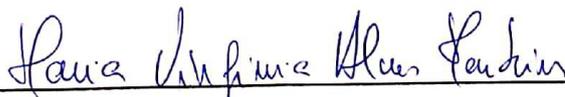
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Aprovada em 25 de fevereiro de 2019.

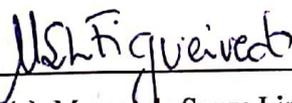
Banca Examinadora



Dr(a). Lazaro Luiz Mattos Laut (Orientador)
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro/UNIRIO)



Dr(a). Maria Virgínia Alves Martins
(Universidade do Estado do Rio de Janeiro/UERJ)



Dr(a). Marcos de Souza Lima Figueiredo
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro/UNIRIO)

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pelo fornecimento da bolsa de mestrado (Código de Financiamento 001). Sem este incentivo não poderia ter participado de importantes congressos para a minha área, onde tive a oportunidade de divulgar meu trabalho e conhecer pesquisadores brilhantes.

À Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO) pelo Programa INOVA/UNIRIO, que viabilizou parte da verba para efetuar o trabalho de campo deste estudo.

Ao meu caro orientador Prof. Dr. Lazaro Laut por acreditar e investir neste projeto, por me conduzir em minha jornada científica com seus conselhos e críticas e pela sua amizade e suporte no laboratório.

À equipe LABMICRO - UNIRIO pela parceria nas saídas de campo e nas atividades laboratoriais e por tornarem o dia-a-dia de trabalho mais leve.

À minha prezada amiga Dr. Iara Clemente pelo seu auxílio na revisão taxonômica dos organismos estudados.

Aos meus queridos pais Kátia e Roberto e ao meu namorado Igor que sempre me apoiaram da melhor maneira possível, e além disso, compreenderam os momentos de afastamento e maior dedicação necessária para os estudos.

“One thing I have learned in a long life: that all our science, measured against reality, is primitive and childlike - and yet is the most precious thing we have.”

Albert Einstein

RESUMO

O Estuário do Rio Cachoeira é o maior estuário do sul da Bahia e recebe rejeitos de 13 municípios, entre eles: efluentes orgânicos urbanos, de pastagens, do cultivo de cacau e das indústrias alimentícia, têxtil, de eletrodomésticos e entre outras. Tais efluentes são potenciais fontes de materiais orgânicos e de elementos-traço, que podem ser carregados até o estuário e depositados no sedimento. A fim de avaliar a qualidade dos ecossistemas marinhos e costeiros, os estudos baseados em foraminíferos bentônicos tem demonstrados um grande potencial como indicadores ecológicos de tanto interações naturais quanto antropogênicas. O objetivo do presente estudo é fazer a primeira avaliação da distribuição da fração biodisponível de elementos-traço no sedimento de fundo do Estuário do Rio Cachoeira, sua relação com o aporte de matéria orgânica, hidrodinâmica e demais variáveis ambientais e o efeito ecológico sobre a comunidade de foraminíferos. Altas concentrações de elementos-traço biodisponíveis foram encontradas no sedimento, com destaque para o As, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn que estavam em concentrações superiores aos limites estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). O estuário demonstrou grande variação espacial no que tange ao ambiente sedimentar e forte mistura de águas. Os foraminíferos bentônicos também apresentaram uma distribuição muito heterogênea ao longo do estuário, não sendo possível determinar setores de acordo com o grau da influência marinha. As espécies calcárias *Ammonia tepida*, *Ammonia parkinsoniana* e *Criboelphidium excavatum* foram dominantes, assim como a espécie aglutinante *Paratrochammina clossi* que é característica de áreas de mangue. A poluição por elementos traços aparentou ser mais significativa para a distribuição dos foraminíferos bentônicos do que a granulometria e matéria orgânica sedimentar. A espécie *C. excavatum* foi a mais tolerante a áreas poluídas por Cu e Pb, enquanto que *A. tepida* pareceu ser sensível a esses elementos.

Palavras-chave: foraminíferos bentônicos; poluição por elementos-traço; ecologia de estuários tropicais; ecologia de foraminíferos.

ABSTRACT

The Cachoeira River Estuary is the largest estuary in the south of Bahia and receives discharges from 13 cities, such as: urban sewage enriched in organic compounds as well as effluents from pasture, agricultural cultivation and food, textile, electrical and other industries. Such effluents are potential sources of organic materials and trace elements, which can be carried to the estuary and deposited in the sediment. In order to evaluate the quality of marine and coastal ecosystems, studies based on benthic foraminifera have shown great potential as ecological indicators of both natural and anthropogenic interactions. The objective of the present study is to present the first evaluation of the distribution of the bioavailable trace element fraction in the bottom sediment of the Cachoeira River Estuary, its relationship with the organic matter, hydrodynamic and other environmental variables, and the ecological effect on the foraminiferal community. High concentrations of bioavailable trace elements were found in the sediment, with emphasis on As, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn that exceeded the limits established by the United States Environmental Protection Agency (USEPA). The estuary showed great spatial variation in the sedimentary environment and strong mixing of water. The benthic foraminifera also presented a very heterogeneous distribution along the estuary, and it was not possible to determine sectors according to the degree of the marine influence. The calcareous and oligotrophic species *Ammonia tepida*, *Ammonia parkinsoniana* and *Criboelphidium excavatum* were dominant, as well as the agglutinated species *Paratrochammina clossi* that is characteristic of mangrove areas. Pollution by trace elements appeared to be more significant for the distribution of benthic foraminifera than granulometry and sedimentary organic matter. The species *C. excavatum* was the most tolerant to areas polluted by Cu and Pb, whereas *A. tepida* appeared to be sensitive to these elements.

Keywords: benthic foraminifera; trace elements pollution; tropical estuaries ecology; foraminiferal ecology.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

| Figura | Seção | Página |
|---|--------|--------|
| Figura 1 Pontos de amostragem no estuário do rio Cachoeira. | Cap. 1 | 21 |
| Figura 2 Mapas de interpolação das variáveis medidas na interface água-sedimento. | Cap. 1 | 28 |
| Figura 3 Diagrama ternário de análise textural seguindo subdivisão de Flemming (2000). | Cap. 1 | 30 |
| Figura 4 Mapas de interpolação das variáveis medidas no sedimento. | Cap. 1 | 33 |
| Figura 5 Mapas de interpolação de elementos-traço biodisponíveis (Al, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, Sr e Zn) em ug.g ⁻¹ . | Cap. 1 | 34 |
| Figura 6 Mapas de interpolação de elementos-traço biodisponíveis (As, Cd, Cr, Cs, Hg e Ni) em ug.g ⁻¹ . | Cap. 1 | 35 |
| Figura 7 (a) PCA das estações amostrais e sua correlação com os parâmetros abióticos aferidos; (b) Representação no mapa dos setores definidos no PCA. | Cap. 1 | 37 |
| Fig. 1 Sample stations in the Cachoeira river estuary. | Cap. 2 | 64 |
| Fig. 2. Biotic indexes: D – density (ind./50ml), S – species richness, H – diversity of Shannon-Wiener and J – equitability. | Cap. 2 | 69 |
| Fig. 3. Relative abundances (%) of the calcareous tests and the dominant species in the Cachoeira river estuary. | Cap. 2 | 70 |
| Fig. 4. DCA analysis for species and environmental variables. | Cap. 2 | 72 |
| Fig. 5. Cluster analysis in Q and R-mode and location of the sectors in the Cachoeira river Estuary. | Cap. 2 | 74 |
| Fig. A1. Concentrations of trace elements against dominant species. | Cap. 2 | 90 |
| Fig. A2. Concentrations of trace elements against constant species. | Cap. 2 | 91 |

LISTA DE TABELAS

| Tabela | Seção | Página |
|--|--------|--------|
| Tabela 1 Localização geográfica das estações amostrais, profundidade (Prof.) e transparência da água (Transp.). | Cap. 1 | 22 |
| Tabela 2 Variáveis ambientais analisadas na interface água-sedimento (pH, Sal - salinidade, Temp - temperatura, OD - oxigênio dissolvido, Chl - clorofila, Turbid - turbidez e TDS) | Cap. 1 | 26 |
| Tabela 3 Variáveis analisadas no sedimento: MO, Carb, COT, ST (%) e razão C/S. | Cap. 1 | 31 |
| Tabela 4 Elementos-traço analisados no sedimento do estuário do rio Cachoeira. Valores em $\mu\text{g.g}^{-1}$. | Cap. 1 | 32 |
| Tabela 5 Comparação das faixas de ocorrência de elementos-traço biodisponíveis ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no presente estudo e em estudos anteriores. | Cap. 1 | 43 |
| Tabela A1 (Apêndice) – Granulometria do estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus (Bahia). | Cap. 1 | 59 |
| Tab. 1. Geographic location of the sampling stations and comments. | Cap. 2 | 66 |
| Tab. 2. Species list with their relative abundance and biotic indexes (H', J', S and D) per station | Cap. 2 | 71 |

SUMÁRIO

| Seção | Página |
|---|--------|
| Ficha catalográfica | 2 |
| Folha de aprovação | 3 |
| Agradecimentos | 4 |
| Resumo | 6 |
| Abstract | 7 |
| Lista de ilustrações | 8 |
| Lista de tabelas | 9 |
| Introdução | 11 |
| Objetivos | |
| Objetivo geral | 14 |
| Objetivos específicos | 14 |
| Capítulo 1 - Análise ambiental do sedimento do estuário do Rio Cachoeira “Indicadores geoquímicos e biodisponibilidade de elementos-traço em sedimentos no estuário do rio Cachoeira, Ilhéus - BA, Brasil” | 15 |
| Capítulo 2 - Ecologia de foraminíferos bentônicos do estuário do Rio Cachoeira “ <i>The response of benthic foraminifera to trace elements in the tropical mesotidal Cachoeira River Estuary (NE Brazilian coast)</i> ” | 60 |
| Conclusões gerais | 92 |
| Referências bibliográficas | 93 |

INTRODUÇÃO

Estuários são ambientes costeiros caracterizados como sendo a parte final de uma bacia hidrográfica, onde há transição entre o rio e o mar e conseqüente diluição da água do mar pela água fluvial. Esta dinâmica de mistura das águas gera gradientes de salinidade, pH, temperatura, nutrientes, assim como de outras propriedades (*e.g.* turbidez e matéria orgânica). Devido às constantes variações ambientais, os estuários abrigam biodiversidade única e adaptada. São ecossistemas altamente produtivos e desempenham papel ecológico importante, sendo essenciais para alimentação, formação de berços e reprodução de muitas espécies.

As comunidades humanas também contam com estuários para alimentação, recreação e geração de empregos, o que gera a concentração de cidades no entorno destes habitats. Das 32 maiores cidades do mundo, 22 estão localizadas em regiões estuarinas (ROSS, 1995). A elevada ocupação humana nos sistemas fluviais e estuarinos tem acarretado em alterações das condições naturais dos rios tropicais e em destruição de muitas florestas de manguezais, intensificando os processos erosivos nas zonas costeiras.

O estado da Bahia apresenta um grande número de estuários associados à manguezais, dentre estes, o estuário do Rio Cachoeira (ERC) (14°45' a 14°50'S e 39°05' a 39°01'O), que está localizado no município de Ilhéus ao sul do estado. O clima em Ilhéus é classificado como quente e úmido, com precipitação superior a 2.000 mm anuais e temperatura média anual de 23,3°C (SCHIAVETTI et al., 2005). O ERC é um típico estuário tropical dominado por manguezal. Apresenta uma área de aproximadamente 16 km² e maré com amplitude média de 2 m (BAHIA, 2001; SOUZA et al., 2009). Ele é formado pelo encontro dos rios Cachoeira, Santana e Fundão, sendo o maior estuário do sul da Bahia (ALMEIDA, 2006). As suas descargas fluvial e pluvial são extremamente irregulares durante o ano. A média anual de descarga fluvial na bacia é de 24,1 m³.s⁻¹ e responde rapidamente à precipitação, variando entre 0,2 e 1.460 m³.s⁻¹. O período de maiores índices pluviométricos ocorre historicamente entre os meses de Novembro e Janeiro.

Assim como demais áreas costeiras ao redor do globo, poucos são os estuários que não são afetados pelas atividades humanas concentradas no seu entorno (MEYBECK, 2003). Em fevereiro de 2000 entrou em operação uma estação de tratamento de efluente (ETE) fornecendo o tratamento primário dos efluentes e despejando este material no setor interno do ERC. Alguns estudos prévios (SOUZA et al., 2005; 2009; SILVA et al., 2015) observaram mudanças na dinâmica de nutrientes após instalação da ETE e classificaram o

estuário em estado mesotrófico/eutrófico. LUCIO (2010) classificou o ambiente como super eutrofizado, condição que se acentua nos meses de estiagem devido à baixa descarga fluvial. Além do material despejado diretamente no estuário, ele também recebe uma grande quantidade de material orgânico proveniente do Rio Cachoeira (SOUZA et al., 2005; 2009; SILVA et al., 2015).

Enquanto o acúmulo de materiais de origem orgânica e nutrientes acelera o processo de eutrofização, o despejo de efluentes inorgânicos (e.g. resíduos de pesticidas e fertilizantes; rejeitos da fabricação eletrônicos, baterias, tintas e corantes) pode acarretar no enriquecimento de elementos-traços no sedimento e levar estes a concentrações tóxicas e sérias ameaças à vida marinha (STANKOVIC et al., 2014; ATSDR, 2017). Os elementos-traço são poluentes extremamente persistentes em ecossistemas aquáticos, pois possuem alta afinidade com sedimentos finos e não podem ser degradados facilmente, tendendo a bioacumular ou biomagnificar na teia trófica (IP et al., 2004; GU et al., 2011). A bacia hidrográfica do Rio Cachoeira (BHRC) apresenta unidades de cultivo de cacau e pastagens para pecuária, que correspondem a 27,4% e 68,8% do entorno da bacia, respectivamente. A região também conta com indústrias de diversos setores, como o alimentício, têxtil, eletrodomésticos, madeireiras e materiais de construção (BAHIA, 2017). Sabendo que essas são potenciais fontes de contaminação por elementos-traço (e.g. Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmiu (Ca), Chumbo (Pb), Manganês (Mn) e Mercúrio (Hg)) e que ainda não há estudos no ERC nesse aspecto, é importante entender a distribuição espacial desses contaminantes, seus mecanismos de acumulação no sedimento e impactos na comunidade bentônica.

Estudos com base nos foraminíferos bentônicos têm demonstrado o excelente potencial destes organismos como indicadores ecológicos de ambientes costeiros e marinhos. Pertencentes ao Reino Chromista, os foraminíferos são organismos heterotróficos unicelulares e distribuem-se desde as águas salobras de zonas estuarinas e até as planícies abissais (HAYWARD, 2018). Possuem uma carapaça (ou testa), que pode ser classificada em "calcária", formada por carbonato de cálcio, ou "aglutinante", formada através da agregação de partículas do meio, como grãos de areia, argila, fragmentos calcários, e espículas de esponja (BOLTOVSKOY, 1965). Sua distribuição é bastante influenciada por variáveis ambientais da água e do sedimento como a temperatura, pH, salinidade e oxigênio dissolvido (MURRAY, 1991) e granulometria, sendo em geral mais abundantes no sedimento siltoso a argiloso (FRONTALINI e COCCIONI, 2008; MARTINS et al., 2015).

Os estudos com base nesses organismos apresentam diversas vantagens quando comparados aos que investigam a macrofauna, principalmente devido à facilidade de coleta graças à alta densidade em sedimentos, e também devido às diferentes possibilidades de análises proporcionadas pela alta diversidade, espécies com características singulares, ciclos de vida curtos e hábitos não-migratórios (ALVE, 1995; MOJTAHID et al., 2006; BOUCHET et al., 2007). Resig (1960) e Watkins (1961) foram os pioneiros no estudo de foraminíferos bentônicos como indicadores ecológicos de ambientes costeiros e marinhos e posteriormente outros trabalhos com esta abordagem foram realizados (BOLTOVSKOY et al., 1991; ALVE, 1995; YANKO et al., 1999; SCOTT et al., 2001). Foram investigados os efeitos da poluição crônica por resíduos domésticos e agrícolas (e. g., ALVE, 1991; YANKO e FLEXER, 1992; YANKO et al., 1994; MURRAY, 2006; LAUT et al., 2011; 2012; 2016; CLEMENTE et al., 2015), efluentes da fábrica de papel (SCHAFER, 1970, 1973; BUCKLEY et al., 1974), elementos-traço em sedimentos (ALVE, 1991; SHARIFI et al., 1991; ALVE e OLSGARD, 1999; DEBENAY et al., 2001; ARMYNOT du CHÂTELET et al., 2004; FRONTALINI et al., 2009), ou eventos catastróficos, como derramamentos de óleo (SEIGLIE, 1968; ARMYNOT du CHÂTELET et al., 2004; MORVAN et al., 2004).

Após convenção internacional em 2012 (SCHÖNFELD et al., 2012), os estudos que utilizam foraminíferos como indicadores ecológicos devem ser mandatoriamente baseados nas assembleias da fauna viva, com o intuito de garantir maior acurácia na pesquisa e a comparação entre as regiões. A fauna morta representa a acumulação das testas por processos tafonômicos, assim, os valores de abundância geralmente são superiores ao da assembleia viva. Além disso, as testas vazias não são influenciadas pelas variáveis ecológicas que permanecem afetando os organismos vivos e, portanto, a fauna morta não atua como bom indicador da qualidade ambiental do meio.

Embora o ERC e seu extenso manguezal associado possuam importância social e ecológica ímpar, ainda não existem estudos que abordem a utilização da assembleia viva de foraminíferos bentônicos para avaliar ou monitorar a qualidade ambiental do sedimento e das águas do Estuário do Rio Cachoeira e do sul da Bahia como um todo. Portanto, este é um estudo pioneiro, e que servirá de base para futuros estudos de caracterização ambiental e paleoambiental desse ecossistema estuarino.

OBJETIVO GERAL

Este estudo visa caracterizar a assembleia viva de foraminíferos do sedimento do estuário do rio Cachoeira e compreender a interação destes organismos com poluentes orgânicos e inorgânicos, como acúmulo de matéria orgânica e elementos-traço, além das variáveis naturais controladoras de sua distribuição (salinidade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura e granulometria), utilizando-os como bioindicadores ecológicos da qualidade ambiental.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar o Estuário do Rio Cachoeira de acordo com as variáveis ambientais as quais ele está submetido (variáveis sedimentológicas, geoquímicas e variáveis físico-químicas da água);
2. Caracterizar a presença (e abundância) dos foraminíferos vivos no Estuário do Rio Cachoeira, assim como suas interações com as variáveis ambientais (água e sedimento) a fim de identificar os principais controladores da distribuição dos organismos;

Capítulo 1 - Análise ambiental do sedimento do estuário do Rio Cachoeira

Artigo em fase de submissão ao Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ

Indicadores geoquímicos e biodisponibilidade de elementos-traço em sedimentos do estuário do rio Cachoeira, Ilhéus - BA, Brasil

Geochemical proxies and bioavailability of trace elements in sediments of the Cachoeira river estuary, Ilhéus - BA, Brazil

Débora Raposo¹; Fábio Veríssimo Correia¹; Maria Virgínia Alves Martins²; Sérgio Cadena de Vasconcelos³; Egberto Pereira²; Erminda da Conceição Guerreiro Couto⁴; Marcos de Souza Lima Figueiredo¹; Maria Lucia Lorini¹; João Marcelo Ballalai⁵ & Lazaro Laut¹

¹ Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO), Departamento de Ciências Naturais, Av. Pasteur 458, s. 500, Urca, CEP 22290-240, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil

² Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Departamento de Estratigrafia e Paleontologia. Av. São Francisco Xavier, 524, sala 2020A, Maracanã, CEP 20550-013, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil

³ Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio), Departamento de Geografia e Meio Ambiente. Estrada da Gávea, 50, s. 106, Gávea, CEP 22451-263, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil

⁴ Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Departamento de Ciências Biológicas. Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16, CEP 45.650-000, Ilhéus, Bahia, Brasil

⁵ Universidade Federal Fluminense (UFF), Programa de Pós-graduação em Geociências (Geoquímica). Outeiro São Boa Ventura s/n, Centro, CEP 24.020-141, Niterói, Rio de Janeiro, Brasil

deboraposo@gmail.com; fabio.correia@unirio.br; virginia.martins@ua.pt;
sergio.cadena82@gmail.com; egberto@uerj.br; minda@uesc.br;
mslfigueiredo@gmail.com; mluc.lorini@gmail.com; joaoballalai@id.uff.br;
lazarolaut@gmail.com.

Resumo

O Estuário do Rio Cachoeira é o maior estuário do sul da Bahia e recebe material carregado pelo rio Cachoeira após percorrer 13 municípios, onde é exposto a emissões de efluentes orgânicos urbanos, de pastagens, do cultivo de cacau e das indústrias alimentícia, têxtil, de eletrodomésticos e diversas outras. Tais efluentes são potenciais fontes de materiais orgânicos e de elementos-traço, que podem ser carregados até o estuário e depositados no sedimento. Assim, o objetivo do presente estudo é trazer a primeira avaliação da distribuição da fração biodisponível de elementos-traço no sedimento de fundo do Estuário do Rio Cachoeira e a sua relação com o aporte de matéria orgânica, hidrodinâmica e demais variáveis ambientais. A coleta foi realizada em novembro de 2016 em 30 estações pré-estabelecidas. Com o sedimento de fundo coletado foram realizadas análises de granulometria, matéria orgânica, carbonato, carbono orgânico total, enxofre total e elementos-traço biodisponíveis. Com sonda multiparâmetros, foram medidas as variáveis da água: pH, salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, clorofila, turbidez e sólidos dissolvidos. Altas concentrações de elementos-traço biodisponíveis foram encontradas no sedimento, com destaque para o As, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn que estavam em concentrações superiores aos limites estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). O setor mais impactado do estuário está localizado principalmente no estuário interno, que apresentou maior concentração dos elementos-traço e também maior percentual de carbono orgânico total, matéria orgânica e sedimento silto-lamoso. Acredita-se que a biodisponibilidade dos elementos esteja sendo favorecida pela oxigenação do sedimento, evidenciada pela razão C/S elevada nessa região. Foi possível identificar outros três setores no estuário. O setor II, estritamente de influência fluvial, com sedimento arenoso e menores concentrações de elementos-traço. E os setores III e IV, localizados no estuário inferior, de nítida influência marinha e se diferenciando no que tange ao acúmulo de materiais orgânicos, mais expressivo no setor III, que recebe esses materiais dos manguezais no entorno e das conexões com os rios Itacanoeira e Santana.

Palavras-chave: estuário tropical; efluentes urbanos; efluentes industriais; contaminação do sedimento

Abstract

Tropical estuaries are coastal ecosystems with high biological productivity and are very important for the environment and the society. As the largest estuary in the south of Bahia, the Cachoeira River Estuary receives material from the Cachoeira River which, while runs through 13 cities, is exposed to emissions of urban organic effluents, pasture, cocoa cultivation and the food, textile, appliances and wood industries. Such effluents are potential sources of organic materials and trace elements that can be carried to the estuary and sink to the sediment. Therefore, the objective of the present study is to evaluate for the first time in this estuary the distribution of the bioavailable fraction of the trace elements in the bottom sediment and its relationship with the organic matter, hydrodynamic and other environmental variables. The collection was performed in November 2016 in 30 pre-established stations. With the sediment collected it was performed analyzes of granulometry, organic matter, carbonate, total organic carbon, total sulfur and bioavailable trace elements. With a multiparameter probe, water variables were measured: pH, salinity, temperature, dissolved oxygen, chlorophyll, turbidity and dissolved solids. High concentrations of bioavailable trace elements were found in the sediment, highlighting the As, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn that were in concentrations above the limits established by the US Environmental Protection Agency (USEPA). The most impacted sector of the estuary is located mainly in the inner estuary, which had a higher concentration of trace elements and a higher percentage of total organic carbon, organic matter and silty-muddy sediment. The bioavailability of the elements may be favored by the good oxygenation of the sediment, demonstrated by the high C/S ratio in this region. Three other sectors were identified in the estuary. Sector II, strictly of fluvial influence, with sandy sediment and low concentrations of trace elements. And sectors III and IV, located in the lower estuary, which presented distinct marine influence and differed in what concerns the accumulation of organic materials, more expressive in sector III, which receives these materials from the surrounding mangroves and the connections with the Itacanoeira and Santana rivers.

Keywords: tropical estuary; urban sewage; industrial waste; sediment contamination

1 Introdução

Estuários tropicais são ecossistemas costeiros com alta produtividade biológica e que apresentam expressiva importância ambiental e social, servindo de abrigo para uma rica biodiversidade de organismos adaptados às constantes oscilações ambientais e fornecendo recursos para as urbanizações que os cercam. Esses ecossistemas sofrem com a remoção ou substituição da vegetação original para criação de cidades e portos. Além disso, são utilizados para navegação, pesca, aquicultura e recreação, e recebem efluentes domésticos e industriais, muitas vezes *in natura* (Flemer & Champ, 2006; Maríns *et al.*, 2007)

Quando a capacidade de dispersão e purificação do estuário é excedida, contaminantes orgânicos e inorgânicos carregados nesses efluentes (e.g. matéria orgânica (MO), nutrientes e elementos-traço) podem comprometer a qualidade da água e do sedimento desse ecossistema (Levenson, 1987; Rabalais *et al.*, 2002; Tappin, 2002). O acúmulo de MO e nutrientes aceleram o processo de eutrofização enquanto o enriquecimento de elementos-traços pode levar estes a concentrações tóxicas e acarretar em sérias ameaças à vida marinha (Stankovic *et al.*, 2014). Os elementos-traço são poluentes extremamente persistentes em ecossistemas aquáticos, pois possuem alta afinidade com sedimentos finos e não podem ser degradados facilmente, tendendo a bioacumular ou biomagnificar na teia trófica (Ip *et al.*, 2004; Gu *et al.*, 2011). Assim, é importante entender a distribuição espacial desses contaminantes e seus mecanismos de acumulação no sedimento.

Estudos visando a caracterização ambiental de estuários do litoral nordeste brasileiro verificaram que muitos recebem efluentes com alta carga de matéria orgânica e inorgânica através de estações de tratamento ineficientes e de fontes poluidoras não pontuais (Feitosa *et al.*, 1999; Koenig *et al.*, 2002; Maríns *et al.*, 2007). Este também é o caso do estuário do rio Cachoeira (ERC). Sendo o maior estuário do sul da Bahia, o ERC recebe material carregado pelo rio Cachoeira após percorrer 13 municípios, incluindo dois grandes centros urbanos (cidade de Itabuna e Ilhéus) (Bahia, 2001).

Os estudos de Souza *et al.* (2009) e Silva *et al.* (2015) no ERC verificaram elevada concentração de nutrientes dissolvidos e clorofila-*a* associados ao início das operações da estação de tratamento de efluentes (ETE) inaugurada em 2000 na porção superior do ERC. A ETE fornece apenas tratamento primário e despeja efluente ainda rico em nutrientes (Guimarães, 2006). Pinho (2001), por sua vez, relatou evidências de eutrofização na porção mais interna do estuário e Fidelman (2005) alertou sobre a deposição de esgotos

não tratados e despejos sólidos tanto no manguezal adjacente quanto ao longo do ERC. Ainda, através da pesquisa de Oliveira *et al.* (2013) também foi possível verificar a contribuição do manguezal como fonte de MO para o ERC através da decomposição de folhagens de *Rhizophora mangle* (mangue-vermelho) e *Laguncularia racemosa* (mangue-branco).

Apesar dos estudos citados abordarem a caracterização ambiental do ERC, ainda não foram realizadas avaliações de possíveis elementos-traço retidos no sedimento. A região da bacia hidrográfica do Rio Cachoeira, principalmente a cidade de Itabuna, contam com um número expressivo de indústrias de diversos setores, como o alimentício, o têxtil, o de eletrodomésticos, móveis de madeira e materiais de construção (Bahia, 2017). Além disso, 76% da vegetação adjacente ao rio Cachoeira já foi desmatada ou substituída por unidades de cultivo de cacau e pastagens para pecuária. Essas são atividades com potencial emissão de elementos-traço no ambiente como Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Manganês (Mn) e Mercúrio (Hg), principalmente as que envolvem uso de pesticidas e fertilizantes e as indústrias que gerem rejeitos da fabricação de eletrônicos, baterias ou tintas e corantes (ATSDR, 2018). Dentre eles, Hg, Pb, Cd e As, em suas formas orgânicas ou iônicas, são altamente tóxicos ao ser humano, inclusive em baixas concentrações (Soares, 2004).

Assim, este estudo traz a primeira avaliação da distribuição da fração biodisponível desses elementos no sedimento de fundo do ERC e a sua relação com a hidrodinâmica, aporte de matéria orgânica e demais variáveis ambientais. Com o presente trabalho esperamos contribuir para a caracterização ambiental deste corpo aquático e para a identificação das regiões de maior acúmulo dos elementos-traço.

2 Metodologia

2.1 Área de estudo

O estuário do rio Cachoeira (14°45' a 14°50'S e 39°05' a 39°01'O), localizado no município de Ilhéus – Bahia (Figura 1), caracteriza o limite da bacia hidrográfica do rio Cachoeira com o Oceano Atlântico. Sua extensão corresponde a aproximadamente 16 km² de área e é formado pelo encontro do rio Cachoeira, Santana e Fundão (Bahia, 2001; Almeida, 2006).

O clima na região é classificado como quente e úmido, com temperatura média anual de 23,3°C e precipitação superior a 2.000 mm anuais bem distribuída durante todo o ano com estações pouco definidas. A descarga pluvial média é de 24,1 m³.s⁻¹ por ano, com

recordes históricos de 0,2 e 1.460 m³.s⁻¹ por ano (Bahia, 2001; Schiavetti *et al.*, 2005). A região é caracterizada por regime de maré do tipo mesomaré com característica semidiurna (Franco *et al.*, 2006).

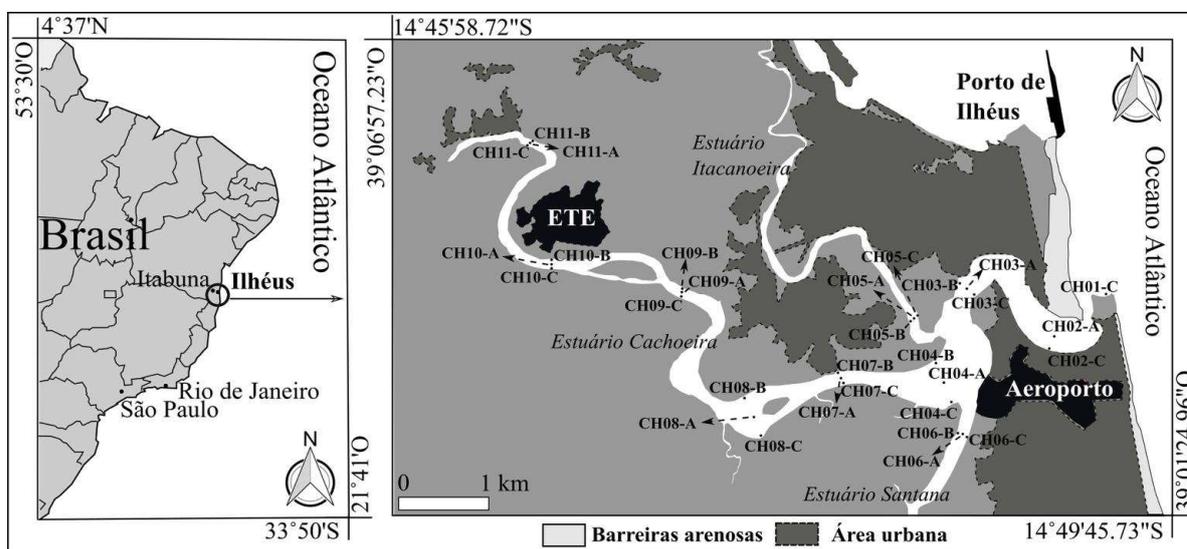


Figura 1 Pontos de amostragem no estuário do rio Cachoeira e localização da estação de tratamento de esgoto (ETE), do rio Santana e rio Fundão.

A zona estuarina abriga manguezais que cobrem uma área de aproximadamente 13 km² com vegetação em estágios arbustivos e semi-arbustivos, e uma faixa de restinga com vegetação arbórea e rasteira que se desenvolvem sobre depósitos arenosos quaternários (Oliveira, 1997; Guimarães, 2006; Franco *et al.*, 2006). Estes manguezais vêm sofrendo sérios danos como o surgimento de aterros imobiliários, despejos de efluentes domésticos e industriais, e retirada de areia do leito do rio para atender a demanda da construção civil (Fidelman, 2005).

A remoção da vegetação de manguezal, associada ao aporte de contaminantes e material orgânico provenientes do rio e do continente, tornam o ERC vulnerável a mudanças no seu metabolismo. De fato, o estuário já foi identificado como um ambiente supereutrofizado, principalmente nos meses de estiagem devido à baixa descarga fluvial (Lucio, 2010).

2.2 Trabalho de campo

A coleta foi realizada em novembro de 2016 em 30 estações amostrais pré-estabelecidas (Figura 1). As estações foram distribuídas ao longo de 11 transectos englobando a calha (identificadas com terminação “A”), as margens direita (“B”) e

esquerda (“C”) do estuário. Devido a dificuldades de navegação, foi coletada amostra em apenas uma estação no transecto CH01 (CH01-C) e duas estações no transecto CH02 (CH02-A e CH02-C). A coleta contou com barco e embarcação de baixo calado (nas estações com menores profundidades) e com busca-fundo do tipo *box corer*.

Segundo a previsão de tábua de marés fornecidas pela estação maregráfica do Porto do Ilhéus - Malhado, a maré de sizígia obteve altura máxima de 2,1 m e mínima de 0,1 m no período (DHN, 2016).

O sedimento foi coletado em quantidades suficientes para seguir a metodologia padrão de análises de granulometria, MO e carbonato, carbono orgânico total (COT) e enxofre total (ET) e elementos-traço biodisponíveis. Para as análises de elementos-traço foi coletado apenas o primeiro centímetro do sedimento.

Utilizando sonda multiparâmetros (YSI, 6600-V2) foram medidas as variáveis físicas e químicas na interface entre a coluna d’água e o sedimento: pH, salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), clorofila (Chl), turbidez e sólidos dissolvidos (TDS). Medidas de transparência da água com o disco de Secchi também foram registradas. A localização geográfica das estações, profundidade e transparência da coluna d’água estão reportadas na Tabela 1.

Tabela 1 Localização geográfica das estações amostrais, profundidade (Prof.) e transparência da água (Transp.).

| Estação | Latitude (S) | Longitude (O) | Prof. (m) | Transp. (m) | Características do local |
|---------|--------------|---------------|-----------|-------------|--|
| CH01-C | 14°48'15.1" | 039°01'30.5" | 1,1 | 0,8 | Delta de maré vazante – influência da deriva litorânea |
| CH02-A | 14°48'32.8" | 039°01'56.3" | 1,3 | 1,1 | Delta de maré enchente |
| CH02-C | 14°48'39.3" | 039°01'59.9" | 3,2 | 1,2 | Alta densidade demográfica |
| CH03-A | 14°48'13.8" | 039°02'25.6" | 6,1 | 1,1 | Proximidade à foz, alta densidade demográfica e reduzida vegetação de manguezal às margens |
| CH03-B | 14°48'10.7" | 039°02'30.0" | 5,3 | 0,9 | |
| CH03-C | 14°48'16.0" | 039°02'22.3" | 2,3 | 1,2 | |
| CH04-A | 14°48'53.9" | 039°02'41.9" | 3,0 | 1,4 | Próximo ao encontro do estuário com Rio Fundão e Santana. |
| CH04-B | 14°48'45.5" | 039°02'44.6" | 2,8 | 1,6 | |
| CH04-C | 14°49'02.7" | 039°02'39.3" | 2,0 | 1,3 | |
| CH05-A | 14°48'28.4" | 039°02'50.7" | 2,6 | 1,1 | |
| CH05-B | 14°48'28.6" | 039°02'52.7" | 2,9 | 1,0 | |

| | | | | | |
|--------|-------------|--------------|-----|-----|--|
| CH05-C | 14°48'28.3" | 039°02'48.9" | 2,9 | 1,1 | Conexão com rio Fundão. Alta densidade demográfica à montante. |
| CH06-A | 14°49'14.0" | 039°02'35.9" | 4,8 | 1,2 | Conexão com rio Santana. Vegetação de manguezal às margens. |
| CH06-B | 14°49'13.6" | 039°02'38.7" | 3,8 | 1,3 | |
| CH06-C | 14°49'15.6" | 039°02'34.3" | 4,3 | 0,8 | Conexão com rio Santana. Alta densidade demográfica |
| CH07-A | 14°48'51.4" | 039°03'17.4" | 4,0 | 0,9 | Alta densidade demográfica |
| CH07-B | 14°48'48.7" | 039°03'18.7" | 3,1 | 0,8 | |
| CH07-C | 14°48'53.9" | 039°03'16.7" | 3,7 | 1,0 | Densa vegetação de manguezal à margem. |
| CH08-A | 14°49'08.2" | 039°03'56.6" | 2,2 | 0,9 | Densa vegetação de manguezal às margens |
| CH08-B | 14°48'58.6" | 039°04'00.0" | 2,3 | 0,8 | |
| CH08-C | 14°49'15.3" | 039°03'54.5" | 1,9 | 1,0 | |
| CH09-A | 14°48'14.7" | 039°04'29.4" | 5,0 | 0,9 | ETE à montante. Densa vegetação de manguezal às margens. |
| CH09-B | 14°48'12.7" | 039°04'28.7" | 2,6 | 0,8 | |
| CH09-C | 14°48'16.7" | 039°04'30.1" | 3,1 | 0,8 | |
| CH10-A | 14°48'00.9" | 039°05'32.4" | 3,8 | 1,3 | Região de lançamento de efluentes da ETE. |
| CH10-B | 14°47'58.9" | 039°05'31.9" | 1,7 | 0,6 | |
| CH10-C | 14°48'03.2" | 039°05'33.0" | 2,5 | 0,5 | |
| CH11-A | 14°47'01.6" | 039°05'42.2" | 3,4 | 1,6 | Alta densidade demográfica à montante. |
| CH11-B | 14°46'59.9" | 039°05'41.4" | 2,1 | 1,2 | |
| CH11-C | 14°47'03.5" | 039°05'43.7" | 1,8 | 1,5 | |

2.3 Granulometria, matéria orgânica e carbonato

As análises granulométricas foram conduzidas utilizando 30 g ± 1,5 g de sedimento seco. A matéria orgânica foi removida utilizando peróxido de hidrogênio (H₂O₂ 10%) e aquecendo a reação em banho-maria. Após secagem em estufa a 60 °C, o sedimento remanescente foi pesado para calcular a porcentagem de MO. Em seguida, realizou-se ataque com ácido clorídrico para remoção da fração de compostos carbonáticos. O sedimento secou novamente em estufa a 60 °C e pesou-se para calcular a porcentagem de carbonato. A fração insolúvel remanescente foi analisada em granulômetro a laser.

No *software Statistica v. 7.0* foi realizado diagrama ternário de análise textural, onde pontos representando cada estação foram plotados de acordo com a porcentagem de areia, silte e argila.

2.4 Carbono orgânico total e enxofre total

Para as análises de COT e ST foi realizada pulverização do sedimento com auxílio de gral e pistilo, seleção da fração < 80µm e pesagem de 0,250 g ± 0,005 g. Seguiu-se com ataque ácido utilizando HCl 37% e posterior lavagem (processo repetido seis vezes). Após secagem em banho de luz por 24 horas e pesagem do sedimento remanescente, foi realizada a análise do percentual de COT e ST com o analisador LECO SC 632, de acordo com as metodologias padronizadas pela Sociedade Americana para Materiais e Testes - Método ASTM D4239 (ASTM, 2008) e Agência de proteção ambiental dos EUA - Método NCEA-C-1282 (USEPA, 2002).

2.5 Elementos-traço biodisponíveis

As análises a seguir foram realizadas na Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ). Os elementos químicos analisados foram Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Césio (Cs), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Magnésio (Mg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Estrôncio (Sr) e Zinco (Zn).

Para a análise foi realizada a digestão das amostras em ácido nítrico bidestilado durante 4 h e em aquecimento a 100°C, em proporção de 50 mg de sedimento para 0,5 ml de ácido. Após o resfriamento, adicionou-se água ultrapura (resistividade > 18 MΩ cm) até completar o volume de 5 ml e seguiu-se com a análise em ICP-MS, modelo ELAN DRC II (Perkin Elmer-Sciex, Norwalk, CT, USA). Brancos das amostras foram realizados para manter o controle de qualidade da análise.

As concentrações da curva de calibração variaram de 1 a 80 µg g⁻¹. As soluções utilizadas foram preparadas por meio de padrão Perkin Elmer 29 (Al, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd e Pb) e padrões individuais de As e Hg, em concentrações 100 e 1000 µg g⁻¹. Os isótopos dos elementos analisados (Al, Cr, Mn, Fe, Ni, As, Cd, Hg, Pb) foram: ²⁷Al, ⁵³Cr, ⁵⁵Mn, ⁵⁷Fe, ⁶⁰Ni, ⁷⁵As, ¹¹⁴Cd, ²⁰²Hg, ²⁰⁸Pb.

As análises seguiram a metodologia certificada pelo Conselho Nacional de Pesquisa no Canadá (NRC) - DORM-4, do inglês *Dogfish Muscle Reference Material* (DORM-4, 2018).

2.6 Análises estatísticas

Para compreender as relações de interdependência existentes entre as variáveis ambientais analisadas do sedimento e da água foi usada análise de componentes principais (PCA), com distância Euclidiana, utilizando o programa PCOrd v. 5.0. Antes de realizar as análises, os dados foram normalizados por $\log(X+1)$. Foi considerado o nível de significância $p < 0,05$.

A fim de criar uma superfície para melhor representar a realidade empírica (Azpurua & Ramos, 2010), mapas de interpolação foram executados com o software ArcMap 10.5®. Após testar diferentes métodos de interpolação, ficou definido que o Spline melhor representou as variáveis da água e o IDW, por sua vez, os dados das variáveis do sedimento. Foi utilizado o número de pontos de amostragem de entrada igual a 12, tamanho de célula igual a 3 e expoente de poder de distância igual a 2. As coordenadas métricas estavam de acordo com o datum WGS84, UTM 24S.

3 Resultados

3.1 Variáveis físicas e químicas na interface água-sedimento

Através da Tabela 2 e Figura 2 é possível observar os valores e a distribuição das variáveis analisadas na interface água-sedimento do ERC.

A salinidade oscilou entre 36,7 e 37,6 na foz (CH01-C, CH02-A e CH02-C) enquanto o pH ficou entre 8,63 e 8,71. Estes valores elevados de salinidade e pH estenderam-se até a estação CH08-B, que apresentou salinidade de 33,7 e pH 8,23. A partir deste ponto a salinidade e pH decresceram até chegarem a, respectivamente, 1,40 e 7,41 na estação CH11-C. A temperatura variou pouco, de 27,3 a 29,8°C, com média de 28,4°C. As estações mais próximas ao oceano apresentaram as temperaturas mais baixas, enquanto que as regiões mais internas apresentaram maiores os valores.

Com relação ao OD, o ERC apresentou máxima de 6,60 mg.l⁻¹ na estação CH02-C e mínima de 0,00 mg.l⁻¹ na estação CH05-B, na região próxima ao estuário do rio Itacanoeira. Todas as amostras coletadas nessa região apresentaram índices de OD bastante reduzidos.

Os valores de Chl foram bem variados. Com mínima de 0,90 ug.l⁻¹ na estação CH01-C e máxima de 45,1 ug.l⁻¹ na estação CH07-C e média de 14,5 ug.l⁻¹, foi possível observar claramente que os valores de clorofila são maiores a partir do transecto CH07 em direção ao interior do estuário.

A turbidez (em NTU+) no ERC variou de 0,90 (CH11-B) até 61,7 (CH07-C) e os sólidos dissolvidos (TDS) tiveram mínima de 1,77 g.l⁻¹ (CH11-C) e máxima de 36,9 g.l⁻¹ (CH02-C).

Tabela 2 Variáveis ambientais analisadas na interface água-sedimento (pH, Sal - salinidade, Temp - temperatura, OD - oxigênio dissolvido, Chl - clorofila, Turbid - turbidez e TDS)

| Estação (unidade) | pH | Sal | Temp (°C) | OD (mg.l⁻¹) | Chl (ug.l⁻¹) | Turbid (NTU+) | TDS (g.l⁻¹) |
|------------------------------|-----------|------------|----------------------|-----------------------------------|------------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|
| CH01-C | 8,68 | 36,7 | 27,8 | 6,53 | 0,90 | 6,40 | 36,0 |
| CH02-A | 8,63 | 37,5 | 27,6 | 6,57 | 1,70 | 6,50 | 36,7 |
| CH02-C | 8,71 | 37,6 | 27,6 | 6,60 | 2,10 | 7,10 | 36,9 |
| CH03-A | 7,99 | 25,9 | 27,9 | 3,64 | 10,9 | 28,4 | 26,4 |
| CH03-B | 7,90 | 19,8 | 28,1 | 3,98 | 10,7 | 11,0 | 20,7 |
| CH03-C | 7,83 | 19,8 | 27,9 | 3,67 | 8,20 | 7,80 | 20,7 |
| CH04-A | 8,58 | 37,6 | 27,4 | 6,57 | 2,96 | 9,10 | 36,6 |
| CH04-B | 8,51 | 37,2 | 27,4 | 6,55 | 3,10 | 9,21 | 36,7 |
| CH04-C | 8,63 | 37,1 | 27,8 | 6,63 | 3,03 | 9,08 | 36,4 |
| CH05-A | 7,39 | 20,0 | 28,1 | 1,59 | 9,57 | 21,6 | 20,9 |
| CH05-B | 7,50 | 19,9 | 28,6 | 0,00 | 10,1 | 16,7 | 20,7 |
| CH05-C | 7,44 | 19,7 | 28,4 | 2,98 | 9,30 | 24,4 | 20,6 |
| CH06-A | 8,71 | 36,8 | 27,5 | 6,52 | 6,00 | 56,6 | 36,1 |
| CH06-B | 8,54 | 36,5 | 27,5 | 6,47 | 6,02 | 55,6 | 35,8 |
| CH06-C | 8,59 | 37,0 | 27,3 | 6,53 | 5,95 | 56,2 | 36,1 |
| CH07-A | 8,38 | 28,5 | 28,7 | 5,34 | 18,0 | 21,6 | 28,2 |
| CH07-B | 8,10 | 16,2 | 29,3 | 3,45 | 31,6 | 41,7 | 17,3 |
| CH07-C | 8,49 | 31,7 | 28,5 | 1,55 | 45,1 | 61,7 | 31,7 |
| CH08-A | 7,93 | 14,1 | 29,4 | 5,67 | 22,7 | 28,0 | 15,2 |
| CH08-B | 8,23 | 33,7 | 28,4 | 5,71 | 28,2 | 30,9 | 32,5 |
| CH08-C | 8,11 | 16,0 | 29,3 | 5,63 | 17,1 | 25,0 | 17,1 |
| CH09-A | 7,92 | 17,4 | 29,2 | 5,15 | 15,1 | 20,3 | 18,4 |
| CH09-B | 7,62 | 11,4 | 29,1 | 5,40 | 16,3 | 19,8 | 12,6 |
| CH09-C | 7,58 | 14,9 | 29,3 | 4,90 | 23,5 | 15,9 | 16,0 |

| | | | | | | | |
|----------------------|------------------|-------------|-------------|------------------|-------------|--------------|--------------|
| CH10-A | 7,51 | 9,30 | 28,7 | 5,08 | 33,3 | 13,8 | 10,4 |
| CH10-B | 7,52 | 3,99 | 29,8 | 5,26 | 32,1 | 13,3 | 4,7 |
| CH10-C | 7,47 | 7,52 | 28,9 | 5,02 | 29,8 | 13,2 | 8,5 |
| CH11-A | 7,20 | 6,37 | 28,6 | 3,59 | 10,9 | 2,30 | 7,3 |
| CH11-B | 7,52 | 2,75 | 28,4 | 2,85 | 11,2 | 0,90 | 3,4 |
| CH11-C | 7,41 | 1,40 | 29,0 | 4,33 | 10,6 | 3,70 | 1,8 |
| Máx. | 8,71 | 37,6 | 29,8 | 6,63 | 45,1 | 61,7 | 36,9 |
| Mín. | 7,20 | 1,40 | 27,3 | 0,00 | 0,90 | 0,90 | 1,77 |
| Média | 8,02 | 22,5 | 28,4 | 4,79 | 14,5 | 21,3 | 22,8 |
| Desv. Pad. | 0,44 | 10,8 | 0,60 | 1,41 | 9,22 | 13,1 | 10,0 |
| Res. 357/2005 | 6,5 a 8,5 | - | - | > 5,00 | - | v.a.* | v.a.* |

*v.a. = virtualmente ausentes

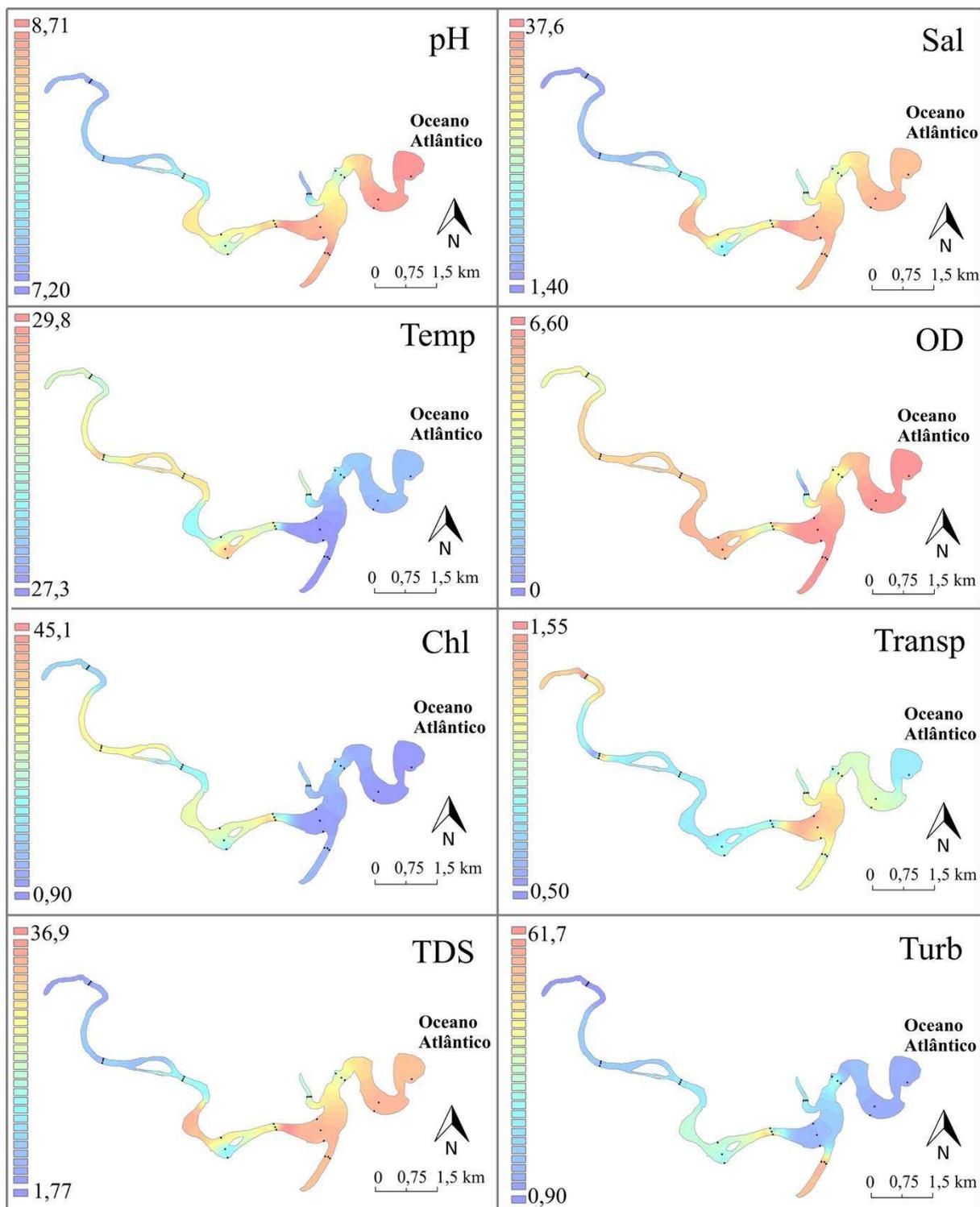


Figura 2 Mapas de interpolação das variáveis medidas na interface água-sedimento. pH, Sal - salinidade, Temp - temperatura (°C), OD - oxigênio dissolvido (mg.l⁻¹), Chl - clorofila (ug.l⁻¹), Transp - transparência (m), TDS - sólidos totais dissolvidos (g.l⁻¹) e Turb - turbidez (NTU+).

3.2 Granulometria, MO e carbonato

O ERC apresentou granulometria bem variada, desde estações compostas predominantemente por areia fina e média até estações compostas somente por silte (principalmente silte grosso e médio) e argila (Tabela A1 - Apêndice). Esta variação não ocorreu de forma ordenada e contínua. Como pode ser visualizado no diagrama ternário de análise textural de acordo com a subdivisão de Flemming (2000) (Figura 3), boa parte do estuário apresentou sedimento com classificação S (areia) e A-I (areia levemente siltosa). As estações que se distinguiram foram CH04-B e CH04-C, classificadas como B-I (areia muito siltosa); CH07-A e CH07-B classificadas como C-II (lama muito silto-arenosa); CH03-B classificada como D-II (lama muito siltosa e levemente arenosa); CH06-B, CH07-C, CH09-B e CH09-C classificadas como E-II (silte levemente argiloso) e CH10-C, classificada como E-III (silte argiloso). As estações CH04-A e CH11-A encontraram-se no limite da classificação como areia levemente siltosa para areia muito siltosa (CH04-A) e para areia siltosa (CH11-A).

Com relação à MO, o ERC apresentou valores entre 0,61% na estação CH03-A a até 53,1% na estação CH10-C, com média de 13,9%. O percentual de carbonato, por sua vez, oscilou entre 0,34% (CH08-A) a 38,0% (CH11-A) e teve média de 5,81%. Os valores de MO e carbonato encontrados para todas as estações encontram-se na Tabela 3.

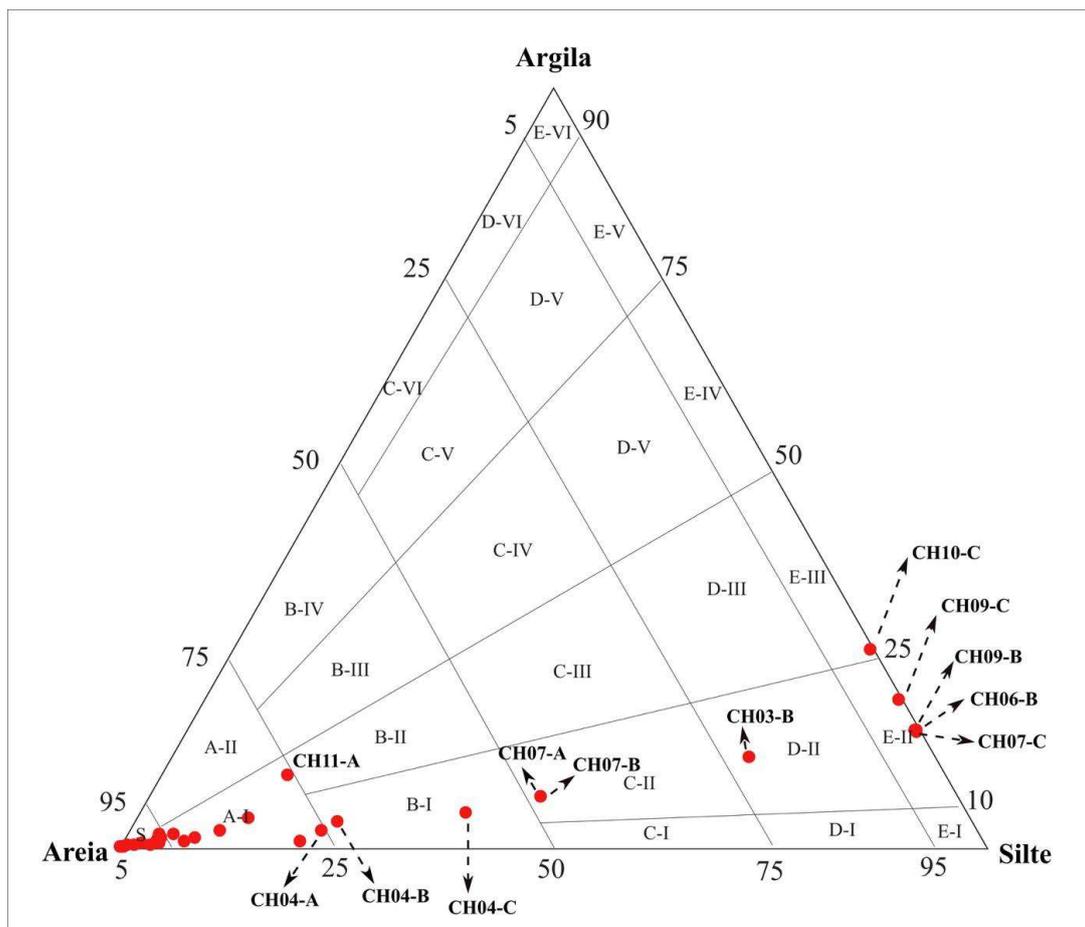


Figura 3 Diagrama ternário de análise textural seguindo subdivisão de Flemming (2000), onde: “S”= areia, “A-I”= areia levemente siltosa, “A-II”= areia levemente argilosa, “B-I”= areia muito siltosa, “B-II”= areia siltosa, “B-III”= areia argilosa, “B-IV”= areia argilosa, “C-I”= lama extremamente silto-arenosa, “C-II”= lama muito silto-arenosa, “C-III”= lama silto-arenosa, “C-IV”= lama argilo-arenosa, “C-V”= lama muito argilo-arenosa, “C-VI”= lama extremamente argilo-arenosa, “D-I”= lama extremamente siltosa e levemente arenosa, “D-II”= lama muito siltosa e levemente arenosa, “D-III”= lama siltosa e levemente arenosa, “D-IV”= lama argilosa e levemente arenosa, “D-V”= lama muito argilosa e levemente arenosa, “D-VI”= lama extremamente argilosa e levemente arenosa, “E-I”= silte, “E-II”= silte levemente argiloso, “E-III”= silte argiloso, “E-IV”= argila siltosa, “E-V”= argila levemente siltosa, “E-VI” = argila.

3.3 COT, ST e C/S

O valor médio de COT no estuário foi de 1,52%, com mínima de 0,01% na estação CH03-C e máxima de 4,67% na estação CH09-B. A média de ST foi de 0,42%, sendo a mínima de 0,01% (CH03-C) e a máxima de 1,21% (CH06-B). A razão C/S oscilou entre 0,17 na estação CH06-A e 32,0 na estação CH08-A, com média de 4,44 em todo estuário.

Através da Figura 4 é possível observar a distribuição de COT e ST pelo estuário. Os valores de COT, ST e C/S encontrados para todas as estações encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3 Variáveis analisadas no sedimento: MO, Carb, COT, ST (%) e razão C/S.

| Estação | MO | Carb | COT | ST | C/S |
|-------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| CH01-C | 7,75 | 7,61 | 0,67 | 0,13 | 5,15 |
| CH02-A | 1,92 | 0,75 | 0,02 | 0,07 | 0,29 |
| CH02-C | 1,83 | 3,09 | 0,18 | 0,08 | 2,25 |
| CH03-A | 0,61 | 0,81 | 0,03 | 0,05 | 0,60 |
| CH03-B | 12,1 | 8,21 | 1,48 | 0,51 | 2,90 |
| CH03-C | 1,11 | 1,07 | 0,01 | 0,05 | 0,20 |
| CH04-A | 14,5 | 1,94 | 1,79 | 0,46 | 3,89 |
| CH04-B | 22,6 | 6,56 | 1,67 | 0,68 | 2,46 |
| CH04-C | 24,1 | 3,51 | 2,96 | 0,92 | 3,22 |
| CH05-A | 28,3 | 10,7 | 0,90 | 0,27 | 3,33 |
| CH05-B | 9,52 | 2,25 | 0,60 | 0,24 | 2,50 |
| CH05-C | 8,57 | 4,70 | 0,52 | 0,20 | 2,60 |
| CH06-A | 3,79 | 2,50 | 0,15 | 0,87 | 0,17 |
| CH06-B | 40,6 | 4,48 | 3,92 | 1,21 | 3,24 |
| CH06-C | 1,41 | 0,44 | 0,41 | 0,10 | 4,10 |
| CH07-A | 2,96 | 0,55 | 0,22 | 0,10 | 2,20 |
| CH07-B | 16,1 | 10,8 | 1,80 | 0,83 | 2,17 |
| CH07-C | 23,7 | 4,49 | 2,96 | 1,01 | 2,93 |
| CH08-A | 2,00 | 0,34 | 2,88 | 0,09 | 32,0 |
| CH08-B | 1,63 | 0,89 | 0,37 | 0,10 | 3,70 |
| CH08-C | 2,20 | 0,85 | 0,64 | 0,16 | 4,00 |
| CH09-A | 16,1 | 2,97 | 2,51 | 0,57 | 4,40 |
| CH09-B | 37,4 | 10,9 | 4,67 | 0,99 | 4,72 |
| CH09-C | 41,3 | 5,91 | 4,58 | 1,00 | 4,58 |
| CH10-A | 2,52 | 0,63 | 1,09 | 0,11 | 9,91 |
| CH10-B | 4,21 | 1,15 | 0,68 | 0,09 | 7,56 |
| CH10-C | 53,1 | 18,8 | 3,28 | 0,75 | 4,37 |
| CH11-A | 22,0 | 38,0 | 3,43 | 0,62 | 5,53 |
| CH11-B | 9,92 | 18,6 | 1,00 | 0,18 | 5,56 |
| CH11-C | 2,79 | 0,70 | 0,14 | 0,05 | 2,80 |
| Máx. | 53,1 | 38,0 | 4,67 | 1,21 | 32,0 |
| Mín. | 0,61 | 0,34 | 0,01 | 0,05 | 0,17 |
| Média | 13,9 | 5,81 | 1,52 | 0,42 | 4,44 |
| Desv. Pad. | 11,5 | 5,20 | 1,22 | 0,33 | 2,63 |

3.4 Elementos-traço biodisponíveis

Os valores encontrados para os elementos-traço analisados estão relacionados na Tabela 4 e a sua distribuição espacial na Figura 5 (Al, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, Sr e Zn) e Figura 6 (As, Cd, Cr, Cs, Hg e Ni). Como é possível observar, os elementos estavam em maiores concentrações majoritariamente nas estações CH08-B e CH08-C, onde os valores chegaram a 29,0 ug.g⁻¹ (As), 36,2 ug.g⁻¹ (Cr), 114 ug.g⁻¹ (Cu), 497 ug.g⁻¹ (Mn), 28,7 ug.g⁻¹ (Ni), 877 ug.g⁻¹ (Pb) e 335 ug.g⁻¹ (Zn).

O Cd e Hg foram encontrados em concentrações muito reduzidas e que pouco oscilaram pelo ERC, sendo a mínima de 0,00 e a máxima de 0,57 ug.g⁻¹ para o Cd e de 0,00 e 0,32 ug.g⁻¹ para o Hg. Césio e Sr tiveram sua distribuição diferente pelo estuário. Os maiores valores de Cs (2,57 ug.g⁻¹) e Sr (475 ug.g⁻¹) foram encontrados na foz (CH01-C). Esta região também apresentou altos valores de As (27,7 ug.g⁻¹), Cr (30,6 ug.g⁻¹) e Mn (488 ug.g⁻¹).

Tabela 4 Elementos-traço analisados no sedimento do estuário do rio Cachoeira. Valores em ug.g⁻¹.

| Estação | Al | As | Cd | Cr | Cs | Cu | Fe | Hg | Mg | Mn | Ni | Pb | Sr | Zn |
|---------|-------|------|------|------|------|------|-------|------|-------|------|------|------|------|------|
| CH01-C | 12545 | 27,7 | 0,05 | 30,6 | 2,57 | 12,6 | 22073 | 0,17 | 8735 | 488 | 17,6 | 24,2 | 475 | 60,1 |
| CH02-A | 12655 | 19,9 | 0,06 | 33,5 | 2,56 | 29,1 | 21542 | 0,16 | 6027 | 223 | 15,7 | 40,9 | 276 | 79,6 |
| CH02-C | 837 | 5,81 | 0,02 | 2,58 | 0,21 | 1,30 | 2186 | 0,04 | 852 | 25,2 | 1,25 | 6,90 | 16,8 | 8,64 |
| CH03-A | 381 | 1,02 | 0,01 | 1,30 | 0,02 | 0,18 | 1022 | 0,01 | 352 | 31,0 | 0,48 | 0,62 | 2,66 | 3,95 |
| CH03-B | 15434 | 14,3 | 0,08 | 37,2 | 1,25 | 22,9 | 25444 | 0,22 | 7160 | 338 | 18,8 | 49,0 | 227 | 92,3 |
| CH03-C | 1078 | 1,85 | 0,00 | 3,18 | 0,03 | 0,36 | 2319 | 0,01 | 637 | 21,7 | 1,06 | 0,71 | 5,03 | 6,78 |
| CH04-A | 11879 | 17,2 | 0,08 | 33,8 | 2,14 | 17,4 | 21757 | 0,12 | 6473 | 216 | 16,0 | 31,5 | 250 | 341 |
| CH04-B | 13092 | 17,0 | 0,04 | 35,6 | 1,98 | 18,6 | 22831 | 0,12 | 7261 | 229 | 15,9 | 26,3 | 230 | 170 |
| CH04-C | 11797 | 18,8 | 0,06 | 31,7 | 1,88 | 16,4 | 25705 | 0,11 | 6288 | 220 | 14,2 | 43,0 | 113 | 390 |
| CH05-A | 12874 | 15,5 | 0,12 | 32,7 | 1,89 | 22,2 | 24087 | 0,10 | 6232 | 239 | 16,8 | 44,6 | 229 | 84,2 |
| CH05-B | 11153 | 16,0 | 0,38 | 35,9 | 1,77 | 26,6 | 24448 | 0,15 | 6852 | 189 | 15,2 | 94,8 | 81,6 | 223 |
| CH05-C | 12632 | 24,4 | 0,14 | 34,4 | 2,01 | 22,6 | 27739 | 0,11 | 7656 | 313 | 16,2 | 34,5 | 181 | 106 |
| CH06-A | 578 | 1,60 | 0,01 | 1,86 | 0,05 | 0,70 | 2074 | 0,00 | 955 | 26,2 | 3,56 | 0,78 | 75,8 | 4,95 |
| CH06-B | 13299 | 19,3 | 0,08 | 39,8 | 2,06 | 25,6 | 25950 | 0,15 | 6450 | 200 | 15,3 | 42,3 | 89,2 | 206 |
| CH06-C | 14521 | 21,0 | 0,06 | 43,0 | 1,60 | 26,8 | 27636 | 0,17 | 7047 | 229 | 16,5 | 42,9 | 152 | 101 |
| CH07-A | 11767 | 15,9 | 0,08 | 33,3 | 1,73 | 19,9 | 24942 | 0,13 | 8084 | 222 | 14,9 | 91,6 | 164 | 83,2 |
| CH07-B | 12764 | 16,9 | 0,12 | 41,3 | 1,73 | 24,2 | 25311 | 0,16 | 7242 | 339 | 19,7 | 40,4 | 388 | 101 |
| CH07-C | 13478 | 17,6 | 0,13 | 39,2 | 1,98 | 23,2 | 26222 | 0,16 | 6231 | 332 | 16,2 | 66,1 | 115 | 92,8 |
| CH08-A | 11515 | 15,1 | 0,19 | 34,3 | 1,81 | 27,1 | 27069 | 0,13 | 8284 | 258 | 15,4 | 207 | 90,5 | 228 |
| CH08-B | 10336 | 23,2 | 0,22 | 32,8 | 1,12 | 94,7 | 30026 | 0,21 | 18672 | 497 | 28,7 | 856 | 144 | 336 |
| CH08-C | 11453 | 29,0 | 0,15 | 36,2 | 1,56 | 114 | 34319 | 0,20 | 8832 | 206 | 16,6 | 877 | 133 | 140 |
| CH09-A | 10166 | 6,89 | 0,18 | 29,3 | 1,17 | 21,2 | 17244 | 0,13 | 11479 | 144 | 11,4 | 60,4 | 81,7 | 81,9 |
| CH09-B | 13801 | 9,80 | 0,14 | 37,2 | 1,29 | 29,5 | 26746 | 0,13 | 7942 | 255 | 15,3 | 93,5 | 77,8 | 107 |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| CH09-C | 12011 | 10,1 | 0,22 | 40,1 | 1,20 | 28,9 | 24252 | 0,15 | 9851 | 254 | 16,4 | 78,2 | 123 | 146 |
| CH10-A | 10499 | 7,08 | 0,36 | 32,8 | 0,96 | 31,4 | 23136 | 0,23 | 12804 | 211 | 16,2 | 67,4 | 90,6 | 148 |
| CH10-B | 7233 | 2,09 | 0,08 | 22,9 | 0,37 | 25,3 | 16923 | 0,17 | 3207 | 175 | 10,0 | 169 | 34,2 | 102 |
| CH10-C | 11513 | 6,40 | 0,14 | 29,7 | 0,77 | 46,6 | 31718 | 0,15 | 8267 | 298 | 18,7 | 75,2 | 281 | 286 |
| CH11-A | 12544 | 2,96 | 0,57 | 38,6 | 0,42 | 47,7 | 31255 | 0,32 | 5506 | 483 | 37,6 | 39,6 | 187 | 161 |
| CH11-B | 10974 | 2,84 | 0,22 | 22,7 | 0,23 | 70,6 | 33408 | 0,21 | 4212 | 254 | 22,3 | 74,5 | 211 | 129 |
| CH11-C | 7282 | 1,16 | 0,24 | 22,4 | 0,19 | 41,0 | 14838 | 0,17 | 6693 | 161 | 15,2 | 304 | 53,3 | 170 |
| Máx. | 15434 | 29,0 | 0,57 | 43,0 | 2,57 | 114 | 34319 | 0,32 | 18672 | 497 | 37,6 | 877 | 475 | 390 |
| Mín. | 381 | 1,02 | 0,00 | 1,30 | 0,02 | 0,18 | 1022 | 0,00 | 352 | 21,7 | 0,48 | 0,62 | 2,66 | 3,95 |
| Média | 10403 | 12,9 | 0,14 | 29,7 | 1,28 | 29,6 | 22141 | 0,14 | 6876 | 236 | 15,3 | 119 | 153 | 140 |
| Desv. Pad. | 3022 | 7,25 | 0,09 | 8,74 | 0,67 | 15,9 | 6629 | 0,05 | 2412 | 85,4 | 4,39 | 121 | 84,5 | 75,3 |

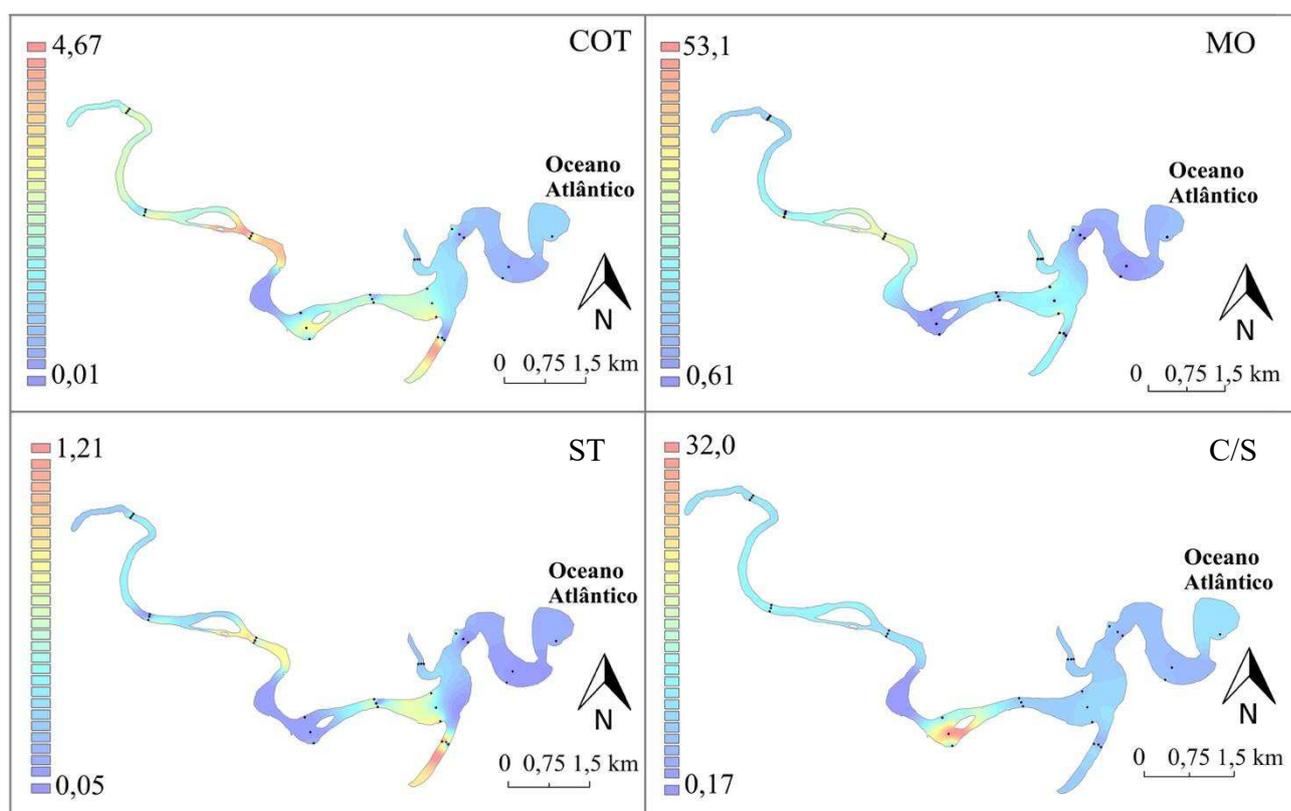


Figura 4 Mapas de interpolação das variáveis medidas no sedimento. MO – matéria orgânica (%), COT – carbono orgânico total (%), ST – enxofre total (%), C/S – razão carbono/enxofre.

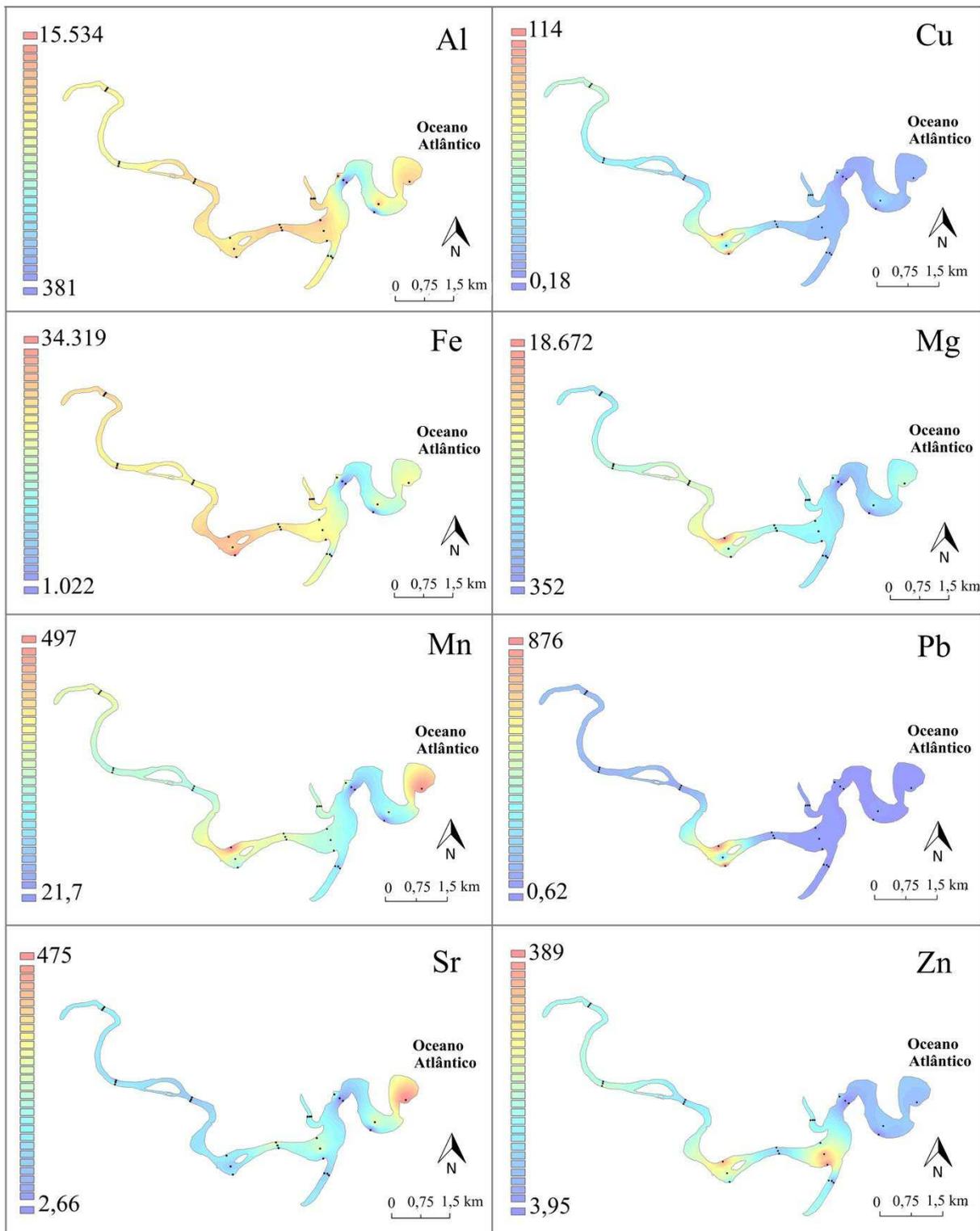


Figura 5 Mapas de interpolação de elementos-traço biodisponíveis (Al, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, Sr e Zn) em ug.g⁻¹.

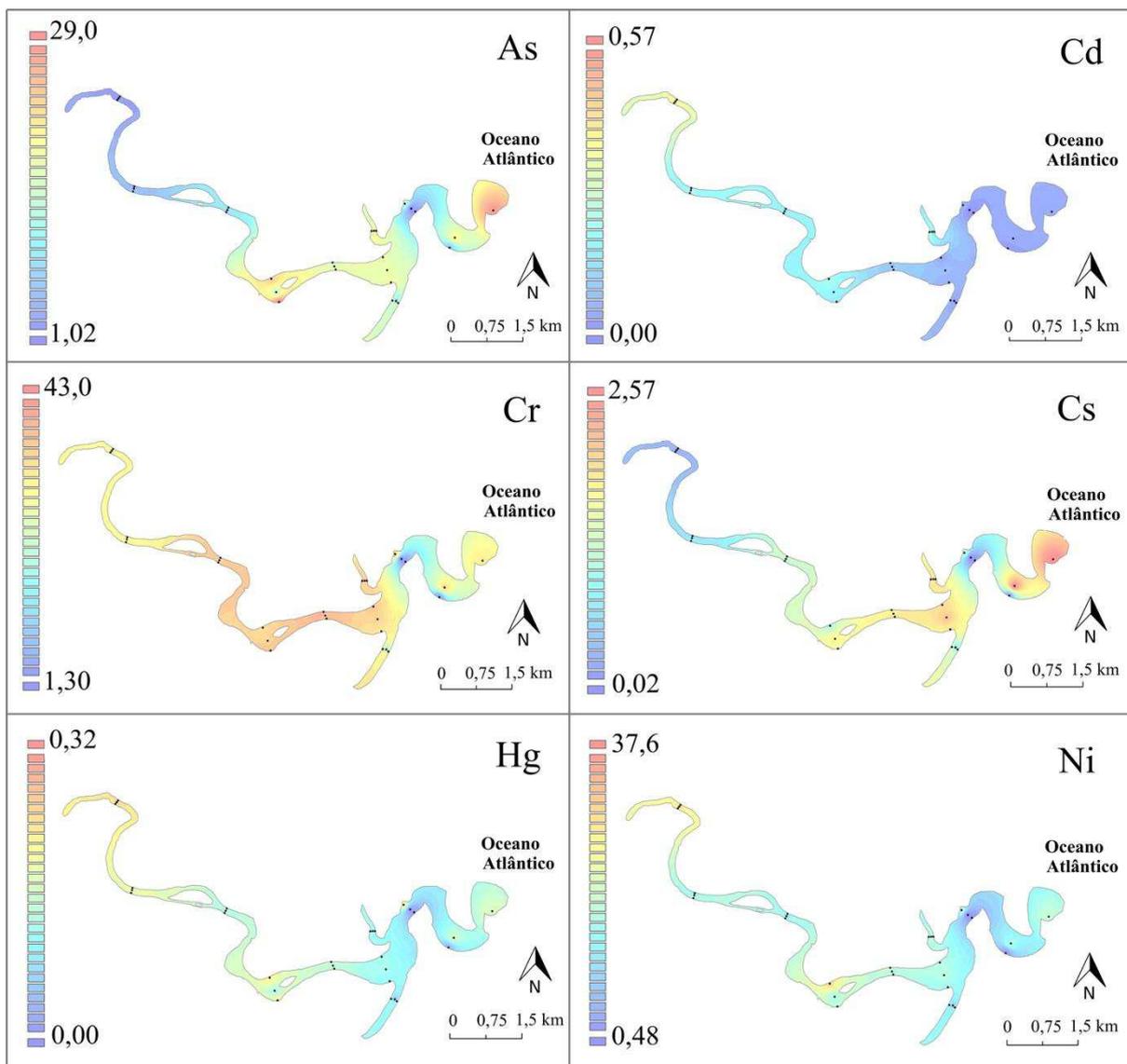


Figura 6 Mapas de interpolação de elementos-traço biodisponíveis (As, Cd, Cr, Cs, Hg e Ni) em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

3.5 Análises estatísticas

O resultado da análise de PCA baseada nas estações amostrais e os parâmetros abióticos medidos pode ser observado na Figura 7. O Axis 1 apresentou grande relevância, de 88%, enquanto que para o Axis 2 o valor foi de -3%. Sendo assim o Axis 1 foi considerado o mais adequado para explicar a correlação entre as variáveis ambientais e as estações de coleta. Foram definidos quatro setores ao longo do estuário.

No setor I, as estações estão relacionadas a maior COT, MO, Carb, Chl, razão C/S, Temp, ST e elementos-traço (com exceção de As e Cs). Este setor é composto por estações lamosas (com exceção da estação CH07-A) e também por estações com sedimento

predominantemente arenoso. Neste setor, percebe-se que os elementos-traço são relacionados positivamente com COT e MO e ainda, os elementos Pb, Cu e Hg são fortemente associados com Carb e razão C/S.

O setor II foi composto pelas estações CH10-B e CH11-C, que apresentaram correlação positiva com sedimento arenoso e forte relação negativa com as variáveis pH, Sal e TDS.

O setor III, em oposição ao II, abrangeu as estações CH01-C, CH02-A, CH04-(A,B,C), CH06-C e CH07-A que apresentaram correlação positiva com as variáveis medidas na água (pH, Sal, TDS, OD, Turb) e com os elementos As e Cs. Este setor também se relacionou positivamente com o sedimento arenoso.

O setor IV, por fim, encontra-se no sentido oposto ao setor I, sendo composto pelas estações CH02-C, CH03-A, CH03-C e CH06-A que estão relacionadas positivamente ao sedimento arenoso e negativamente aos elementos-traço, COT, MO, Carb, Razão C/S, Chl.

Os setores definidos se encontram destacados na Figura 7a e sua localização no mapa na Figura 7b.

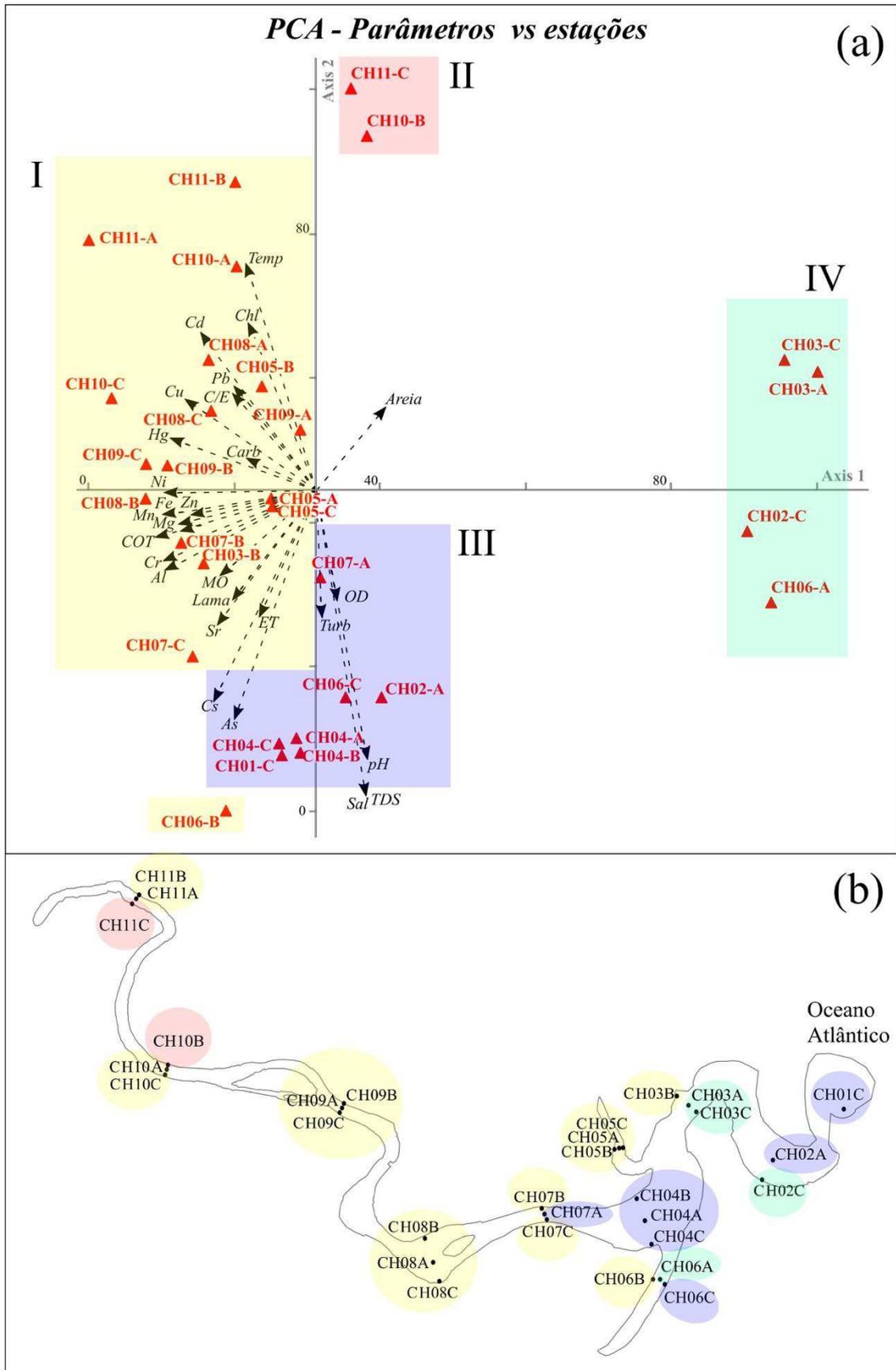


Figura 7 (a) PCA das estações amostrais e sua correlação com os parâmetros abióticos aferidos (pH, Sal – salinidade, Temp – temperatura (°C), OD – oxigênio dissolvido (mg.l

¹), Chl – clorofila ($\mu\text{g.l}^{-1}$), Transp – transparência (m), TDS – sólidos totais dissolvidos (g.l^{-1}), Turb – turbidez (NTU+), MO – matéria orgânica (%), COT – carbono orgânico total (%), ST – enxofre total (%), C/S – razão carbono/enxofre, elementos-traço. (b) Representação no mapa dos setores definidos no PCA.

4 Discussão

4.1 Variáveis físicas e químicas na interface água-sedimento

Semelhantes variações de salinidade, pH, temperatura também foram registradas em estudos anteriores no ERC de Souza *et al.* (2009) e Silva *et al.* (2015). Os padrões de distribuição espacial dessas variáveis são bastante coincidentes (Figura 2). A região dos transectos CH07 e CH08 (mais precisamente as estações CH07-B, CH08-A e CH08-C) demarcam o início da região de maior influência fluvial, observado pela mudança das condições ambientais, com redução dos valores de salinidade e pH e aumento da temperatura e Chl (Souza *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2015).

Os valores de pH encontram-se dentro da faixa ideal definida para águas salobras pela Resolução CONAMA nº 357/2005, entre 6,5 e 8,5. Ao comparar com outros estuários do Nordeste do Brasil como, o estuário do rio Maracaípe (Coimbra *et al.*, 2015), o estuário do rio Timbó (Noronha *et al.*, 2011) e o estuário do Parque dos Manguezais (Silva, 2010), observa-se que os valores de pH observados no ERC são considerados normais para águas estuarinas.

Ainda de acordo com a Res. CONAMA nº 357/2005, o limite mínimo de oxigênio dissolvido é de 5 mg.l^{-1} para corpos de água salobra de Classe 1 e de 6 mg.l^{-1} para corpos de água salina, também de Classe 1. O ERC apresentou condições de hipóxia em todo seu entorno, estando predominantemente abaixo de 6 mg.l^{-1} . Estas condições também foram encontradas em estudos anteriores na região. Fidelman (2005) associou à alta emissão de esgoto da cidade de Itabuna lançado sem tratamento no rio Cachoeira ao supercrescimento de macrófitas aquáticas no ERC, cobrindo a superfície d'água e, quando decompostas, ocasionando déficit de OD ou anoxia.

Após analisar o ERC pelo período de um ano, Silva *et al.* (2015) compartimentaram-no em dois setores: (1) o estuário superior, classificado como eutrófico/hipertrófico devido à alta concentração de nutrientes inorgânicos e Chl-*a* e coluna d'água estratificada (OD superficial superior ao OD de fundo); e (2) o estuário inferior, com menor concentração de nutrientes e Chl-*a* e coluna d'água bem misturada (OD superficial e OD de fundo reduzidos, oscilando de 4 a 9 mg.l^{-1} durante os meses de

outubro e dezembro), sendo esse setor classificado como mesotrófico. O presente estudo encontrou condições bem semelhantes, onde pode ser inferida essa mesma compartimentação. Entretanto, algumas estações que não constam no estudo de Silva *et al.* (2015) apresentaram tendências diferentes.

Ao analisar os valores de temperatura mais elevados e os valores reduzidos de pH, salinidade, OD e TDS, observamos que as estações do transecto CH05 comportam-se mais como parte do estuário interno, mesmo estando mais próximas à foz. A condição de anoxia observada na estação CH05-B no presente estudo está provavelmente associada à sua proximidade com o estuário Itacanoeira, que é rodeado pela cidade de Ilhéus, sendo um receptor direto de todo tipo de carga poluente por efluente urbano e por escoamento superficial. Por sua vez, as estações no transecto CH03 também apresentaram menores valor de pH, salinidade, OD e TDS tendência, e acredita-se que seja devido à proximidade dos dutos de esgoto provenientes do centro de Ilhéus (Souza *et al.*, 2009). Porém, diferentemente de CH05, a boa mistura de água que ocorre em CH03 (Silva *et al.*, 2015) abranda as alterações ambientais provocadas por tais emissões, tornando-as menos expressivas.

4.2 Granulometria, MO, COT, ST e C/S

Os dados de granulometria evidenciam as áreas de menor energia, com acúmulo de sedimentos de menor textura, e as áreas de maior energia, por influência marinha ou fluvial, sendo possível distinguir entre os dois últimos casos através das variáveis medidas na água. Embora mais de 2/3 das estações amostrais no ERC apresentem sedimento arenoso (majoritariamente areia fina) (Tabela A1), ainda é possível observar que as estações lamosas (em suas variações arenosas, siltosas e argilosas) (Figura 3) se concentram no setor mais interno, indo de acordo com a delimitação prévia realizada por Silva *et al.* (2015), que o dividiu em estuário inferior e superior. No presente trabalho, a região de transição entre estas duas zonas está localizada aproximadamente entre os transectos CH07 e CH08, onde ainda é possível observar a influência marinha pela presença de sedimento mais arenoso, e pH e salinidade elevados.

Ao subdividir as estações de acordo com a classificação granulométrica de Flemming (2000) foi possível identificar o comportamento energético dinâmico do estuário. A estação CH03-B se encontra numa região que recebe dutos de esgoto provenientes do centro de Ilhéus (Souza *et al.*, 2009), que não só alteram as condições da água, mas também no sedimento, tornando-o muito lamoso se comparados as demais

estações encontradas nos transectos CH01, CH02 e CH03, classificados como areia e areia levemente siltosa. Embora as estações CH04-B e CH04-C estejam ainda na região de influência da água marinha (estuário inferior), acredita-se que recebam o aporte de sedimentos mais finos do continente carregados pelos rios Santana e Itacanoeira. Assim, maiores porcentagens de silte grosso e médio ficam retidas e “deslocam” essas estações para a classificação como areia muito siltosa. As estações CH07-A e CH07-B, por sua vez, acumulam menor percentual de areia, com leve aumento do percentual de silte grosso, médio e fina assim como de argila, demonstrando uma das regiões de perda de energia no estuário. Condições de menor hidrodinâmica são notórias em CH07-C, classificada em silte levemente argiloso, onde o sedimento apresentou apenas 0,1% de areia (muito fina) e 84,1% silte (em todas as frações). A repentina mudança para sedimento arenoso em todo transecto CH08 e na estação CH09-A, além das mudanças das variáveis da água sugerem região de intensa mistura com a água fluvial, que por sua vez também carrega sedimentos mais grossos. Entretanto, em CH08-B (margem direita) a areia é representada por areia fina, enquanto em CH08-A e CH08-C, por areia média, sugerindo que nesta região a entrada de água fluvial ocorre principalmente pela calha e pela margem esquerda. Em contrapartida, no transecto CH09 a região de maior energia se limita apenas a calha, sendo o sedimento das margens composto por todas as frações de silte e por argila, vindo a ser classificados como silte levemente argiloso de acordo com Flemming (2000). A predominância de areia média e fina em CH10 e CH11 indicam a maior influência fluvial na região, com exceção da estação CH10-C, onde acredita-se que o sedimento mais fino seja proveniente do despejo pontual da ETE que se encontra neste local.

Os valores de MO foram bastante variados pelo ERC. Estações no mesmo transecto apresentaram valores muito distintos, podendo este fato estar associado à energia da região (vista através da granulometria) e/ou pelo despejo pontual de resíduos orgânicos e aporte fluvial (Fidelman, 2005; Souza *et al.*, 2005, 2009; Silva *et al.*, 2015). Devido à presença de vegetação de manguezal em quase todo seu entorno, era esperado uma porcentagem elevada de MO associado ao sedimento do estuário (Oliveira *et al.*, 2013). Entretanto, os valores bem expressivos, acima de 40%, apontam para regiões de recebimento direto de grande volume de esgoto sem tratamento adequado, seja por fontes difusas (CH06-B) como pela ETE que fornece apenas tratamento primário (CH09-C e CH10-C).

Em Souza *et al.* (2005) também foram encontradas elevadas concentrações de MO na área do estuário abaixo da ETE, ocorrendo o predomínio de dinoflagelados seguido por diatomáceas. Estes grupos fitoplanctônicos estão associados a uma alta carga de nutrientes.

O estudo de Souza *et al.* (2009) observou concentrações de nitrogênio e fósforo total mais elevadas que aquelas obtidas em estuários temperados eutrofizados na Dinamarca (Conley *et al.*, 2000) e em tributários da Baía de Chesapeake (Dauer *et al.*, 2000). Grande parte da contribuição fluvial a esta carga orgânica que chega ao ERC refere-se a entrada de esgotos na cidade de Itabuna e aos processos de decomposição de macrófitas aquáticas (*Eicchhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) transportadas em elevadas quantidades após o período chuvoso (Fidelman, 2005).

Os valores de MO encontrados para o ERC também foram superiores aos de outros sistemas estuarinos ao longo da costa do Brasil, como o estuário do Potengi/RN (0,5 – 3,6%), a enseada Mataripe/BA (1,1 – 1,7%), o rio Paraíba do Sul/RJ (0,2 – 7,5%), o estuário do rio associado a mangue do Surui/RJ (0,3 – 14,3%) e o estuário do rio associado ao mangue de Itacorubi/SC (3,6 – 4,5%) (Laut *et al.*, 2016 a).

Os valores de COT encontrados no ERC foram similares ou superiores ao de outras regiões estuarinas ao redor do globo, como: no estuário do Arade em Portugal (0,62 – 1,81%) em Laut *et al.* (2014); no delta do Paraíba do Sul/RJ (0,04 – 4,7%) em Silva *et al.* (2011) e (0,71 - 1,69%) em Almeida & Souza (2008); na Baía de Guanabara/RJ (0,02 - 6,02%) em Eichler *et al.* (2003); no remanso Walton na Inglaterra (0,07% - 1,97%) em Aston & Hewitt (1977) e no Golfo de Izmir no Mar Egeu (0,40% - 3,12%) em Bergin *et al.* (2006) A maior parte destas regiões são altamente industrializadas, com recebimento de conteúdos orgânicos provenientes de portos comerciais, esgoto doméstico e escoamento superficial de campos agrícolas. Mesmo assim, os valores de COT no ERC foram superiores ao dos demais estudos apresentados, evidenciando a alta taxa de acúmulo de conteúdos orgânicos no estuário. De acordo com Mendonça-Filho *et al.* (2003), valores de COT superiores a 2,5% estão relacionados a ambientes disóxicos/anóxicos. De fato, os maiores valores de COT no presente estudo estão associados a regiões de sedimento estritamente lamoso, com 0% areia, e com grande proximidade a cargas poluidoras: a estação CH06-B, no rio Santana; e as estações CH09-B e CH09-C, próximas à ETE.

Outros estudos em ecossistemas transicionais tropicais altamente eutrofizados apresentaram valores de TOC iguais ou superiores aos obtidos no ERC, como: a lagoa de Itaipu/RJ (0,22 - 6,00%) em Laut *et al.* (2016 b) e o sistema lagunar de Saquarema/RJ (0,09 - 21,5%) em Dias *et al.* (2017).

Os valores de ST foram menos expressivos no ERC, sendo similares ou inferiores aos encontrados em: manguezais no estuário do rio Paraíba do Sul/RJ que obteve máxima de 1,2% de ST em estudo de Aragon *et al.* (1996); sistema lagunar de Saquarema (0,02 -

4,95%) em estudo de Dias *et al.* (2017) e lagoa de Itaipu (0,03 - 1,73%) em Laut *et al.* (2016 b). Estes valores reduzidos indicam boa oxigenação do sedimento apesar do acúmulo de material orgânico, favorecendo os organismos aeróbicos e tornando a atividade anaeróbica menos significativa.

A razão C/S pode inferir sobre a oxigenação do ambiente sedimentar, onde: $C/S > 5$ indica água de fundo oxigenada e sedimento majoritariamente óxido; C/S entre 5 – 1,5 indica depósitos sedimentares que passam por períodos de anoxia e $C/S < 1,5$ indica água de fundo e sedimento anóxidos (Duleba *et al.*, 2018). Nesta avaliação, seis estações seriam classificadas como óxidas (CH01-C, CH08-A, CH10-A, CH10-B, CH11-A e CH11-B) e quatro como anóxidas (CH02-A, CH03-A, CH03-C e CH06-A), e as demais passando por períodos de anoxia.

4.3 Elementos-traço biodisponíveis

As concentrações dos elementos analisados em suas frações biodisponíveis no presente trabalho foram comparadas com a de demais estudos ao redor do globo e com os limites sugeridos pela agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (USEPA), como pode ser visto na Tabela 5.

Diversas atividades que ocorrem ao redor da bacia hidrográfica do rio Cachoeira, como o pólo industrial na cidade de Itabuna, os campos agrícolas e o lançamento de esgotos urbanos, já foram previamente sinalizadas como fontes de elementos-traço, *e.g.* as envolvidas com uso de tintas, corantes, adubos e fertilizantes e as que trabalham com resíduos de madeira (Manzini *et al.*, 2010).

Al, Fe, Mg e Zn

Os metais Al, Fe, Mg e Zn são encontrados naturalmente em maiores concentrações do que os demais elementos analisados, sendo essenciais para algumas funções biológicas de muitos organismos. Entretanto, em concentrações muito elevadas até os metais essenciais podem se tornar tóxicos (Templeton *et al.*, 2000). Os valores de Zn biodisponível excederam o ER-L e por pouco não excederam também o ER-M (Tabela 5) Em estudos anteriores realizados em sedimentos estuarinos, as altas concentrações de Fe e Zn foram associadas aos períodos chuvosos, ao maior teor de MO e à influência marinha evidenciada pela salinidade e pH mais elevados (Coimbra *et al.*, 2015; Silva, 2010). Além disso, Coimbra *et al.* (2005) também sugeriu uma relação entre os elevados valores de Zn a

maior quantidade embarcações de turismo no estuário do rio Maracáipe no período de férias escolares.

Os altos valores de Zn no ERC podem estar associados as principais fontes antropogênicas do elemento, que incluem fertilizantes (e.g. sulfato de zinco), pesticidas (e.g. sais de Zn) e resíduos orgânicos urbanos (Linnik & Zubenko, 2000; Chiba *et al.*, 2011). Ainda, a queima da área agrícola produz cinzas com altas concentrações de Zn, que podem chegar ao corpo d'água com o vento e escoamento superficial (Ziulli *et al.*, 1995).

Tabela 5 Comparação das faixas de ocorrência de elementos-traço biodisponíveis (ug.g⁻¹) no presente estudo e em estudos anteriores. ER-L e ER-M do inglês *Effect-Range Low* e *Effect-Range Median*, reportados no guia da US EPA, publicado em Long *et al.* (1995). LD – Limite de detecção.

| Área de estudo | Brasil | | | | | | Itália | Portugal | Tunísia | USEPA (ER-L ER-M) |
|----------------|---------------------------------|-----------------------------|------------------------------|----------------------------|-------------------------|----------------------------|------------------------------|-----------------------------|------------------------------|----------------------------|
| | Estuário do rio Cacho-eira (BA) | Canal do São Sebastião (PE) | Rio Bento Gomes (MT) | Parque dos Manguezais (PE) | Laguna de Itaipu (RJ) | Laguna de Piratininga (RJ) | Porto de Nápoles | Costa do Mar Adriático | Laguna de Aveiro | Laguna de Bizerte |
| Literatura | <i>Presente estudo</i> | Duleba <i>et al.</i> (2018) | Coringa <i>et al.</i> (2016) | Silva <i>et al.</i> (2010) | Lacerda (1992) (médias) | | Ferraro <i>et al.</i> (2006) | Frontalini & Cocconi (2008) | Martins <i>et al.</i> (2015) | Zaoub <i>et al.</i> (2015) |
| Al | 381 - 15.434 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| As | 1,02 - 29,0 | 1,7 - 8,6 | - | - | - | - | 9,19 - 165,69 | 1,00 - 14,0 | 1,96 - 46,8 | - |
| Cd | 0,00 - 0,57 | 0,0 - 0,1 | - | - | - | - | 0,06 - 3,07 | 0,10 - 0,89 | 0,19 - 1,82 | 0,1 - 0,6 |
| Cr | 1,30 - 43,0 | 5,8 - 43,6 | 2,40 - 21,85 | 24 - 263 | - | - | 5,99 - 838,5 | 10,0 - 55,5 | - | 44 - 281 |
| | | | | | | | | | | 81 370 |

| | | | | | | | | | | | |
|----|----------------------|--------------------|-------------------------------|-----------------------|-----|------|--------------------------|------------------------|---------------------|-----------------|-------------------|
| Cs | 0,02 - 2,57 | - | - | - | - | - | - | - | 0,048 - 0,219 | - | |
| Cu | 0,18 - 114 | 2,6 - 36,0 | 0,48 - 22,11 | - | 7,2 | 5,5 | 15,38 - 626,0 5 | 4,00 - 27,0 4 | 2,44 - 24,61 | 5 - 30 | 34 270 |
| Fe | 1.022 - 34.319 | - | 830 - 15.53 0 | 11.496 - 47.880 | - | - | - | - | - | - | |
| Hg | 0,00 - 0,32 | 0,0 - 0,2 | - | - | - | - | 0,00 - 7,23 | 0,01 - 0,07 | 0,006 - 0,459 | - | 0,15 0,71 |
| Mg | 352 - 18.672 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Mn | 21,7 - 497 | - | 135,8 3 - 652,5 0 | 75 - 341 | 33 | 33 | - | 553, 31 - 821 | - | - | |
| Ni | 0,48 - 37,6 | 2,5 - 17,7 | <LD - 26,09 | - | 5,5 | 2,7 | 8,20 - 154,3 1 | 11,0 - 50,6 6 | 2,20 - 7,25 | 23 - 40 | 20,9 51,6 |
| Pb | 0,62 - 877 | 3,5 - 23,5 | - | - | 14 | 16 | 22,91 - 739,2 2 | 5,00 - 52,6 1 | 6,95 - 88,3 | 39 - 99 | 46,7 218 |
| Sr | 2,66 - 475 | 47,4 - 879,3 | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Zn | 3,95 - 390 | 11,7 - 67,3 | 4,51 - 46,05 | 63 - 701 | 40 | 25,8 | 0,00 - 1.994, 3 | 19,0 - 66,4 5 | 31,5 - 860,2 | 214 - 460 | 150 410 |

Cu e Pb

As concentrações de Cu e Pb no ERC ultrapassaram o ER-L, sendo suas concentrações mais elevadas no estuário superior, onde a influência fluvial é mais expressiva e os valores de Pb excederam o ER-M de maneira exorbitante. Em geral, os valores encontrados no ERC foram iguais ou superiores aos dos demais estudos que avaliaram a biodisponibilidade desses metais em ecossistemas costeiros (Tabela 5). As concentrações mais expressivas de ambos os metais foram em CH08-B e CH08-C. Estes metais podem fazer parte de componentes ativos de diversos defensivos agrícolas (e.g. arsenatos de Cu e Pb e compostos metalo-orgânicos) que já foram associados ao aumento

dos níveis destes elementos no solo (Tiller, 1989). Pelo processo de percolação ou de escoamento superficial, os metais retidos no solo dos diversos campos agrícolas (e.g. cultivo de cacau e ao redor da bacia hidrográfica do rio Cachoeira) poderiam ser depositados na superfície do sedimento.

Durante o trabalho de campo, observou-se que ao longo da margem direita do ERC, existe uma rodovia onde há grande circulação de veículos e que se estende por grande parte do rio Cachoeira, podendo estes indiretamente contribuir para o incremento de Pb nos sedimentos superficiais (Troeh & Thompson, 2007).

O Cu já foi associado previamente ao aporte de esgoto e resíduos sólidos, ao escoamento superficial e a agropecuária (Martins *et al.*, 2015; Zaaboub *et al.*, 2015), condições similares às observadas no ERC. Coimbra *et al.* (2015) associaram as concentrações de Cu ao percentual de MO no sedimento e a provável adsorção do metal a estes sedimentos enquanto relacionaram os valores de Pb ao maior escoamento superficial em períodos chuvosos. Ip *et al.* (2004), após avaliar testemunhos do estuário do rio Pearl (Sul da China), identificaram aumento na taxa de sedimentação provocado pelo maior escoamento superficial após o crescimento urbano desordenado na década de 70, com substituição de áreas de uso agrícola por áreas industriais e urbanas. Os autores relacionaram as maiores concentrações de Cu, Fe, Ni, Pb e Zn ao elevado aporte de sedimentos continentais.

Coimbra *et al.*, (2015) relacionaram os elevados valores de Pb ao pH entre 7 - 8, a transparência entre 0,7 e 1,3 m e a salinidade entre 13,7 e 19,0. Condições bem similares foram encontradas no transecto CH08, com exceção da estação CH08-B que apresentou salinidade de 33,7.

Mn e Ni

No rio Bento Gomes/MT, Coringa *et al.* (2016) encontrou elevadas concentrações de Mn, que apresentou correlação significativa com o pH e com o teor de Fe no sedimento. O presente estudo também observou concentrações elevadas de Mn e Ni associadas a regiões de maiores concentrações de Fe, podendo a disponibilidade destes e outros metais do ERC estarem associadas à precipitação de óxidos hidratados de Fe, que influenciam as trocas na interface água-sedimento (Coringa *et al.*, 2016). Além disso, no ERC o Mn apresentou suas maiores concentrações (acima de 400 ug.g⁻¹) nas estações predominantemente arenosas (CH01-C, CH08-B e CH11-A).

Brayner & Matvienko (2003) observaram maior solubilidade de Mn e Fe em sua forma bivalente, podendo ser liberados do sedimento para coluna d'água. Segundo Elwakeel *et al.* (2014) a remoção de Mn e Fe da água, em suas formas bivalentes, ocorre com maior efetividade na faixa de pH entre 6,3 a 8,3, condição que está de acordo com as observadas no ERC.

Os valores de Ni biodisponíveis no ERC excederam os ER-L em apenas duas estações. Coimbra *et al.* (2015) associou os altos valores de Ni aos maiores teores de MO e a lixiviação do metal em períodos de cheia no Pantanal e fontes antrópicas diversas, como a presença de oficinas - potenciais geradoras de resíduos ricos em Ni, embarcações com solda rica em Ni.

Sr

Duleba *et al.* (2018) obteve maiores concentrações de Sr nas regiões marinhas do canal de São Sebastião, enriquecidas em conteúdos orgânicos (3,3% de COT) e com sedimento predominantemente arenoso, associando os efluentes domésticos às principais fontes de carbono orgânico na região. No presente estudo, as maiores concentrações de Sr foram na foz, onde observa-se sedimento predominantemente arenoso e valores de MO de 7,75%, entretanto, diferentemente de Duleba *et al.* (2018), o COT foi inferior a 1% na região. Os valores de Sr no ERC parecem estar associados à influência marinha e da matéria orgânica.

As e Cd

Os valores de As e Cd foram inferiores aos encontrados no Porto de Nápoles (Ferraro *et al.*, 2006) e na Laguna de Aveiro (Martins *et al.*, 2015), sendo que as concentrações de As no ERC excederam o ER-L, enquanto Cd manteve-se abaixo deste guia (Tabela 5). Ferraro *et al.* (2006) identificou correlação positiva entre os valores de Cd, COT e sedimento silto-argilosos, alertando para o controle do tamanho do grão e dos compostos orgânicos na distribuição deste elemento. Martins *et al.* (2015), por sua vez, encontrou maiores concentrações de As e Cd adsorvidos a hidróxidos de Mn do sedimento. Silva (2002), verificou que o Cd foi adsorvido mais facilmente aos sedimentos em ambientes com pH acima de 7,0. Para o presente estudo, a concentração mais elevada de Cd (CH11-A) está associada a um sedimento com 75,7% de areia média e fina, 14,5% silte, 9,8% de argila, com alto percentual de MO (22%) e faixa de pH entre 7 - 8. Assim,

entende-se que há necessidade de mais estudos analisando os fatores que acarretam na biodisponibilidade de Cd na superfície de sedimentos de ecossistemas costeiros.

De Vivo *et al.* (1989), De Vivo & Rolandi (2001) e Federico *et al.* (2002) descreveram que valores moderados a elevados de As são comuns em sedimentos marinhos devido à influência de circulação hidrotermal, associada à dissolução de sulfetos de As. Este padrão também foi observado no ERC, sendo as maiores concentrações obtidas na região do estuário inferior.

Cr, Cs, Hg

Os estudos prévios listados na Tabela 5 encontraram, em sua maioria, valores de Cr superiores ao obtidos no ERC, que por sua vez não excedeu o guia ER-L. As concentrações mais elevadas de Cr já foram associadas com períodos de chuva e maior teor de MO, o que sugere formação de complexos e assim maior adsorção aos sedimentos (Coimbra *et al.*, 2015; Silva, 2010). Noronha *et al.* (2011) analisou os sedimentos superficiais do rio Timbó/PE, onde identificou reduzidos valores de OD e concentrações dos metais Cr, Fe, Mn e Zn superiores aos valores de referência, indicando níveis com efeitos adversos à biota. Entretanto, o mesmo estudo verificou que estes metais estão pouco disponíveis à biota, devido aos valores de pH (condições redutoras) e à carga orgânica do sedimento, que tendem a imobilizar os metais por mecanismos de adsorção e precipitação.

Assim como para o Cd, os valores de Cs e Hg no ERC foram bem reduzidos quando comparados aos demais metais e metaloides avaliados. Embora os valores de Cs não tenham sido expressivos, foram mais elevados do que os verificados na Laguna de Aveiro por Martins *et al.* (2015). No estudo em questão, os valores de Cs encontraram-se adsorvidos à matéria orgânica do sedimento.

Boa parte das estações medidas no ERC apresentaram valores de Hg superiores ao ER-L. Ferraro *et al.* (2016) também encontrou valores expressivos de Hg (10 vezes maiores que o limite ER-M) em seu estudo na região portuária da baía de Nápoles/Itália. Estudos prévios relacionaram as maiores concentrações de Hg às frações silto-argilosas e à MO no sedimento (Moore & Ramammorthy, 1984; Melamed *et al.*, 1997; Barrocas & Wasserman 1998; Almeida & Souza, 2008; Coimbra *et al.*, 2015). Entretanto, assim como observado no presente estudo, a relação entre mercúrio e a fração silto-argilosa não é sempre válida. Segundo Miller *et al.* (1998), o Hg nos sedimentos de fundo grosseiros do canal fluvial está relacionado a fragmentos de amalgama Au-Ag-Hg na fração arenosa,

produzida pelo processo de amalgamação do garimpo no rio Carson/Nevada, EUA. No presente trabalho, existe uma associação entre o Hg e a razão C/S, que em estudo prévio já foi relacionada a um sedimento mais oxigenado (Duleba *et al.*, 2018), o que explicaria a maior biodisponibilização do elemento no ERC.

4.4 Análises estatísticas

Os quatro setores definidos na análise do PCA podem ser distinguidos principalmente pela influência marinha ou fluvial e pelo acúmulo de matéria orgânica e elementos-traço.

O setor I é amplo geograficamente e está localizado na região tanto no estuário inferior e superior (conforme previamente delimitado por Souza *et al.*, 2015). Este setor é representado pelas estações de sedimento mais fino, porém também são observadas estações com sedimento predominantemente arenoso. A granulometria, portanto, não foi o parâmetro de maior relevância na definição deste setor e sim os valores mais elevados de COT, MO, Carb e dos elementos-traço Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Ni, Pb, Sr e Zn. A correlação de elementos-traço com COT, MO e Carb também já foi registrada em estudos prévios, onde foi verificada maior biodisponibilidade dos metais associados à matéria orgânica e a estruturas carbonáticas de origem biogênicas do que quando estão ligados fortemente a outros componentes do sedimento, como os óxidos ferrosos (Lacerda *et al.*, 1992) e sulfetos ferrosos (Lacerda *et al.*, 1988). O transecto CH08, entretanto, mesmo apresentando sedimento majoritariamente arenoso e baixo percentual de MO e Carb, exibiu elevadas concentrações dos elementos Cu, Fe, Mg, Mn e Pb. Acredita-se que a boa oxigenação do sedimento nesta região, apontada pela alta razão C/S, esteja aumentando a biodisponibilidade dos elementos. A concentração dos compostos orgânicos e dos elementos-traço (com exceção de As e Cs) evidenciam o setor do estuário que sofre maior impacto causado pelos numerosos despejos urbanos e industriais que atingem o rio Cachoeira e alcançam o ERC.

O setor II é definido pela zona de predominância da influência fluvial do estuário, evidenciado pelo pH reduzido, Sal próxima a zero, maior Temp e Chl, e sedimento composto majoritariamente por areia fina. As concentrações de elementos-traço não são tão expressivas quanto no setor I, provavelmente devido a maior energia da região. O setor III, que se encontrou em oposição ao II, também é caracterizado por sedimento arenoso, entretanto com aparente influência marinha. De fato, ao localizar espacialmente ambos setores na Figura 7b, fica nítida a influência da foz no setor III e do rio Cachoeira no setor

II. A baixa relevância do Axis 2 na análise de PCA indica que as variáveis medidas na coluna d'água (Sal, pH, OD, Turb e TDS) não são as mais adequadas para representar ambiente sedimentar no ERC. Assim, estudos futuros que possam aferir estas variáveis no sedimento seriam importantes para garantir melhor compreensão do ecossistema no que tange a dinâmica sedimentar.

O setor IV, por fim, foi definido como a área de grande hidrodinâmica visualizada pela forte correlação positiva com areia e influência marinha direta, devido a localização na foz. A diferença entre o setor IV e o III está principalmente no acúmulo de materiais orgânicos e elementos-traço, que não é expressivo no setor IV. O setor III, por sua vez, mesmo próximo a foz, se encontra circundado por vegetação de manguezal e geograficamente próximo das conexões com os rios Itacanoeira e Santana, acarretando em maior aporte de compostos orgânicos nesta região.

5 Conclusão

Os resultados deste estudo revelaram altas concentrações de elementos-traço biodisponíveis no sedimento do estuário do Rio Cachoeira, com destaque para o As, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn que foram encontrados em concentrações superiores aos limites estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Acredita-se que a biodisponibilidade dos elementos esteja sendo favorecida pela maior oxigenação do sedimento, evidenciada pela razão Carbono/Enxofre elevada na região em que as suas concentrações foram mais elevadas.

O estuário apresentou grande heterogeneidade espacial das variáveis ambientais, que por sua vez aparentam ser tanto de ordem natural quanto antrópica. A influência marinha, observada através da maior salinidade e pH, se estende até o estuário interno, a aproximadamente 4 km de distância da foz, onde o aumento da temperatura e da clorofila indicam a mistura com a água fluvial. A influência antrópica, por sua vez, é demonstrada no aumento expressivo do percentual de matéria orgânica nas estações próximas a estação de tratamento de esgoto e nas proximidades aos rios Itacanoeira e Santana, que percorrem os aglomerados urbanos na cidade de Ilhéus e carregam grande carga de resíduos orgânicos, acrescendo à matéria orgânica natural proveniente dos manguezais no entorno.

De acordo com a influência marinha, fluvial e o acúmulo de compostos orgânicos e elementos-traço, foi possível dividir o estuário em quatro setores. O setor I, amplo geograficamente, que se estende pelo estuário inferior e superior, apresenta granulometria diversificada, variáveis da água características de mistura fluvial e marinha e,

principalmente, maiores concentrações de elementos-traço e compostos orgânicos. Entende-se esta como a zona mais impactada e de maior estresse ambiental do estuário do Rio Cachoeira. Também foi identificado o setor II, estritamente de influência fluvial, com sedimento arenoso e concentrações pouco expressivas de elementos-traço. Os setores III e IV, localizados no estuário inferior apresentaram nítida influência marinha e se diferenciaram no que tange ao acúmulo de materiais orgânicos, que não é relevante no setor IV, mas é expressivo no setor III, que recebe esses materiais dos manguezais no entorno e das conexões com os rios Itacanoeira e Santana.

Assim, o sedimento desse estuário, que já foi considerado super-eutrofizado em estudos anteriores, aparenta estar recebendo uma porcentagem significativa de elementos-traço e materiais orgânicos provenientes de despejos urbanos e industriais das cidades Itabuna e Ilhéus, que através do rio Cachoeira são carregados até o estuário. Para melhor compreensão do impacto na biota e o processo de bioacumulação desses elementos na cadeia trófica, é incentivada a realização de futuros estudos que busquem entender a biodiversidade de organismos bentônicos assim como a concentração de elementos-traço que são absorvidas por eles.

6 Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, que financiou as bolsas de mestrado de Débora Raposo e João Marcelo Ballalai. Os custos das atividades de coleta foram parcialmente financiados pelo projeto intitulado “Foraminíferos e Tecamebas dos estuários do litoral oriental do Brasil (Programa INOVA/UNIRIO)”, coordenado pelo Prof. Dr. Lazaro Laut e realizado em parceria com a Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC).

7 Referências

- Almeida, A.O.; Coelho, P.A.; Santos, J.T.A. & Ferraz, N.R. 2006. Crustáceos decápodos estuarinos de Ilhéus, Bahia, Brasil. *Biota Neotropica*. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br>>. Acesso em: 23 jun. 2018.
- Almeida, M.G. & Souza, C.M.M. 2008. Distribuição espacial de mercúrio total e elementar e suas interações com carbono orgânico, área superficial e distribuição granulométrica em sedimentos superficiais da bacia inferior do rio Paraíba do Sul, RJ, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 22 (3): 140 - 158.

- Aragon, G.T.; Ovalle, A.R.C.; Miguens, F.C.; Rezende, C.E. & Carmouse, J.P. 1996. Pyrite Formation in mangrove sediments, Brazil. *In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF GEOCHEMISTRY OF THE EARTH'S SURFACE*, 4, Ilkley, 1996. Resumos expandidos, Ilkley, Univ. of Leeds, p. 29 - 33.
- (ASTM) American Society for Testing and Materials. 2008. *Standard Test Methods for Sulfur in the Analysis Sample of Coal and Coke Using High-Temperature Tube Furnace Combustion Methods* - ASTM D4239. Disponível em: <<https://www.astm.org/>>. Acessado em: 25 nov. 2018
- Aston, S.R. & Hewitt, C.N. 1977. Phosphorus and carbon distributions in a polluted coastal environment. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 5: 243 - 254.
- (ATSDR) Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2018. Disponível em: <<https://www.atsdr.cdc.gov/>>. Acesso em: 07 ago. 2018.
- Azpurua M.A. & Ramos K.D. 2010. A comparison of spatial interpolation methods for estimation of average electromagnetic field magnitude. *Progress In Electromagnetics Research*, 14: 135 - 145.
- Bahia. 2001. Programa de recuperação das bacias dos rios Cachoeira e Almada. Diagnóstico regional. Caracterização hidrológica. Ilhéus, SRH/UESC, v.1, Tomo IV.
- Bahia. 2017. Plano Estratégico para Revitalização da Bacia do Rio Cachoeira. RP1 - Diagnóstico Ambiental. v.1 (Relatório), t16014. Disponível em: <http://cachoeira.participacaopublica.com/ficheiros/RP1_DiagnosticoAmbiental.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2018.
- Barrocas, R.G. & Wasserman, J.C. 1998. Mercury behavior in sediments from a sub-tropical coastal environment in SE Brazil. *In: WASSERMAN, J.C.; SILVA-FILHO, E.V.; ABRÃO, J.J. (eds.), Geochemistry of Tropical Environments*. Springer-Verlag, p. 211-233.
- Bergin, F.; Kucuksezgin, F.; Uluturhan, E.; Barut, I.F.; Meric, E.; Avsar, N. & Nazik, A. 2006. The response of benthic foraminifera and ostracoda to heavy metal pollution in Gulf of Izmir (Easter Aegean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 368 - 386.
- Brayner, F.M.M. & Matvienko, B. 2003. Manganese and iron as oxygen carriers to anoxic estuarine sediment. *Journal de Physique*, 107 (1): 22 - 232.
- Chiba, W.A.C.; Passerini, M.D. & Tundisi, J.G. 2011. Metal contamination in benthic macroinvertebrates in a sub-basin in the southeast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71 (2): 391 - 399.

- Coimbra, C.D.; Carvalho, G.; Philippini, H.; Silva, M.F.M. & Neiva, E. 2015. Determinação da concentração de metais traço em sedimentos do estuário do Rio Maracaípe - PE/Brasil. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 19 (2).
- Conley, D. D.; Raas, H; MØHlenberg, F.; Rasmussen, B. E & Windolf, J. 2000. Characteristics of Danish estuaries. *Estuaries*, 23 (6): 820 - 837.
- Coringa, J.E.S.; Pezza, L.; Coringa, E.A.O. & Weber, O.L.S. 2016. Distribuição geoquímica e biodisponibilidade de metais traço em sedimentos no Rio Bento Gomes, Poconé - MT, Brasil. *Acta Amazonica*, 46 (2): 161 - 174. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201502215>
- Dauer, D.M.; Ranasinghe, J.A. & Weisberg, S.B. 2000. Relationship between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. *Estuaries*, 23 (1): 80 - 96.
- De Vivo, B.; Belkin, H.E.; Barbieri, M.; Chelini, W.; Lattanzi, P.; Lima, A. & Tolomeo, L. 1989. The Campi Flegrei (Italy) geothermal system: a fluid inclusion study of Mofete and San Vito fields. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 36: 303 - 326.
- De Vivo, B. & Rolandi, G. 2001. Mount Vesuvius and volcanism of the Campanian plain. *Mineralogy and Petrology*, 73: 233.
- (DHN) Diretoria de Hidrografia e Navegação. 2016. Tábuas de marés. Marinha do Brasil. Disponível em: <<http://www.dhn.mar.mil.br/>>. Acesso em: 07 out. 2016.
- Dias, P.P.B.B.; Martins, M.V.A.; Clemente, I.M.M.M.; Carelli, T.G.; Silva, F.S.; Fontana, L.F.; Lorini, M.L.; Panigai, G.; Pinheiro, R.H.; Mendonça-Filho, J.G. & Laut, L.L.M. 2017. Assessment of the Trophic State of Saquarema Lagoonal System, Rio de Janeiro (Brazil). *Journal of Sedimentary Environments*, 2 (1): 49 - 64.
- (DORM-4) Dogfish Muscle Reference Material. 2018. Fish protein certified reference material for trace metals. National Research Council Canada (NRC Canada). Disponível em: <https://www.nrc-cnrc.gc.ca/eng/solutions/advisory/crm/certificates/dorm_4.html>. Acesso em: 13 out. 2018.
- Duleba, W.; Teodoro A.C.; Debenay, J-P.; Alves Martins M.V.; Gubitoso, S.; Pregnolato, L.A.; Lerena, L.M.; Prada, S.M. & Bevilacqua, J.E. 2018. Environmental impact of the largest petroleum terminal in SE Brazil: A multiproxy analysis based on sediment geochemistry and living benthic foraminifera. *PLoS ONE* 13 (2): e0191446. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191446>

- Eichler, P.P.B.; Eichler, B.B.; Miranda, L.B.; Pereira, E.R.M.; Kfourri, P.B.P, Pimenta, F.M.; Bérigamo, A.L. & Vilela, C.G. 2003. Benthic Foraminiferal Response to Variations in Temperature, Salinity, Dissolved Oxygen and Organic Carbon, in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ*, 26. PDF: <<https://revistas.ufrj.br/index.php/aigeo/article/view/6246/4843>>
- Elwakeel, K.Z.; El-Sayed, G.O. & El-Nassr, S.M.A. 2014. Removal of ferrous and manganous from water by activated carbon obtained from sugarcane bagasse. *Desalination and Water Treatment*, 55 (2): 471 - 483. DOI: 10.1080/19443994.2014.919606
- Federico, C.; Aiuppa, A.; Allard, P.; Bellomo, S.; Michel, A.; Parello, F. & Valenza, M. 2002. Magmatic gaswater interactions at Vesuvius volcano: major, minor and trace element composition of the volcanic aquifer. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66: 963 - 981.
- Feitosa, F.A.N.; Nascimento, F.C. & Costa, K.M.P. 1999. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros hidrológicos na Bacia do Pina (Recife - PE). *Tropical Oceanography*, 27: 1 - 13. DOI: <https://doi.org/10.5914/tropocean.v27i2.2813>
- Ferraro, L.; Sprovieri, M.; Alberico, I.; Lirer, F.; Prevedello, L. & Marsella, E. 2006. Benthic foraminifera and heavy metals distribution: A case study from the Naples Harbour (Tyrrhenian Sea, Southern Italy). *Environmental Pollution*, 142: 274 - 287. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.10.026
- Fidelman, P.I.J. 2005. Contribuição para a mitigação dos impactos da macrófita aquática *Eichhorniacras sipes* sobre a zona costeira da região Sul da Bahia. *Gerenc. Cost. Int.*, 4: 1 - 5.
- Flemer, D.A. & Champ, M.A. 2006. What is the future fate of estuaries given nutrient overenrichment, freshwater diversion and low flows? *Mar. Pollut. Bull.*, 52: 247 - 258.
- Flemming, B. W. 2000. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. *Continental Shelf Research*, 20: 1125 - 1137. DOI: 10.1016/S0278-4343(00)00015-7
- Franco, G.B.; Lavenère-Wanderley, A.A.O. & Moreau, M.S. 2006. Estudo comparativo da batimetria (1941-1976) da Baía do Pontal, em Ilhéus – Bahia. *Caminhos de Geografia*, 7 (18): 37 - 46.

- Guimarães, A.G. 2006. *Tempo de residência da água e estado trófico da porção interna do Estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus-BA*. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais, Universidade Estadual de Santa Cruz, Dissertação de Mestrado, 118p.
- Gouvêa, J.B.S. 1976. *Recursos florestais*. Rio de Janeiro, Cartográfica Cruzeiro do Sul. 246 p.
- Gu, B.; Bian, Y.; Miller, C.L.; Dong, W.; Jiang, X. & Liang, L. 2011. Mercury reduction and complexation by natural organic matter in anoxic environments. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 108 (4): 1479 - 1483. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1008747108>
- Ip, C.C.M.; Li, X.D.; Zhang, G.; Farmer, J.G.; Wai, O.W.H. & Li, Y.S. 2004. Over one hundred years of trace metal fluxes in the sediments of the Pearl River Estuary, South China. *Environmental Pollution*, 132: 157-172. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.03.028
- Koening, M. L.; Eskinazi-Leça, E.; Sigrid Neumann-Leitão, S. & Macêdo S. J. 2002. Impactos da Construção do Porto de Suape Sobre a Comunidade Fitoplânctônica no Estuário do Rio do Ipojuca (Pernambuco-Brasil). *Acta Botanica Brasílica*, 16 (4): 407 - 420.
- Lacerda, L.D.; Martinelli, L.A.; Rezende, C.E.; Moz- Etto, A.A.; Ovalle, A.R.C.; Victoria, R.L.; Silva, C.A.R. & Nogueira, F. B. 1988. The fate of trace metals in suspended matter in a mangrove creek during a tidal cycle. *Sci. Tot. Environ.*, 75: 249 - 259.
- Levenson, H. 1987. Estuaries and coastal waters need help. *Environ. Sci. Technol.*, 21: 1052-1054.
- Linnik, P.M. & Zubenko, I.B. 2000. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 5 (1): 11 - 21.
- Long, E.R.; Macdonald, D.D.; Smith, S.L. & Calder, F.D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19: 81 - 97.
- Laut, L.L.M.; Cabral, I.A.; Rodrigues, M.A.C.; Silva, F.S.; Martins, V.A.; Boski, T.; Gomes, A.I.; Dias, J.M.A.; Fontana, L.F.; Laut, V.M. & Mendonça-Filho, J.G. 2014. Compartimentos Ambientais do Estuário do Rio Arade, Sul de Portugal, com Base na Distribuição e Ecologia de Foraminíferos. *Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ*, 37 (2): 60 - 74. DOI: http://dx.doi.org/10.11137/2014_2_60_74

- Laut, L.L.M.; Martins, V.; da Silva, F.S.; Crapez, M.A.C.; Fontana, L.F.; Carvalhal-Gomes, S.B.V. & Souza, R.C.C.L. 2016 a. Foraminifera, thecamoebians, and bacterial activity in polluted intertropical and subtropical Brazilian estuarine systems. *Journal of Coastal Research*, 32 (1): 56 - 69. DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-14-00042.1
- Laut, L.L.M.; Martins, M.V.A.; Fontana, L.F.; Silva, F.S.; Mendonça-Filho, J.G.; Clemente, I.M.M.M.; Frontalini, F.; Raposo, D.; Belart, P. & Ballalai, J. 2016 b. Ecological status evaluation of Itaipu Lagoon (Niterói) based on biochemical composition of organic matter. *Journal of Sedimentary Environments*, 1 (3): 304 - 323. DOI: 10.12957/jse.2016.25903
- Lucio, M.Z.T.P.Q.L. 2010. *Biogeoquímica do Rio Cachoeira (Bahia, Brasil)*. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais, Universidade Estadual de Santa Cruz, Dissertação de Mestrado, 44p. PDF: http://nbcgib.uesc.br/ppgsat/files/PPGSAT/Dissertacoes/Maria_Zita_Tabosa_Pinheiro_de_Q_L_Lucio.pdf
- Manzini, F.F; Sá, K.B. & Plicas, L.M.A. 2010. Metais pesados: fonte e ação toxicológica. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, 6 (12): 800 - 815.
- Marins, R.V.; Filho, F.J.P. & Rocha, C.A.S. 2007. Geoquímica de Fósforo como Indicadora da Qualidade Ambiental e dos Processos Estuarinos do Rio Jaguaribe - Costa Nordeste Oriental Brasileira. *Química Nova*, 30 (5): 1208 - 1214.
- Martins, M.V.A.; Silva, F.; Laut, L.L.M.; Frontalini, F.; Clemente, I.M.M.M.; Miranda, P.; Figueira, R.; Sousa, S.H.M. & Dias, J.M.A. 2015. Response of Benthic Foraminifera to Organic Matter Quantity and Quality and Bioavailable Concentrations of Metals in Aveiro Lagoon (Portugal). *PLoS ONE*, 10 (2): e0118077. DOI: 10.1371/journal.pone.0118077
- Mendonça-Filho, J.G.; Menezes, T.R.; Oliveira, E. & Iemma, M.B. 2003. Caracterização da contaminação por petróleo e seus derivados na Baía de Guanabara: aplicação de técnicas organogeoquímicas e organopetrográficas. *Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ*, 26 (1): 69 - 78.
- Melamed, R.; Villas, Bôas, R.C.; Gonçalves, G.O. & Paiva, E.C. 1997. Mechanisms of physical-chemical interaction of mercury with river sediments from a gold mining region in Brazil: relative mobility of mercury species. *Journal of Geochemical Exploration*, 58: 119 - 124.

- Miller, J.; Lechler, P. & Desilets, M. 1998. The role of geomorphic processes in the transport and fate of mercury in the Carson River basin, west-central Nevada. *Environmental Geology*, 33: 249 - 262. DOI: <https://doi.org/10.1007/s002540050244>
- Moore, I.W. & Ramamoorthy, S. 1984. *Heavy Metals in Natural Waters*. Berlin, Springer Verlag, 261 p.
- Noronha, T.J.M.; da Silva, H.K.P. & Duarte, M.M.M.B. 2011. Avaliação das Concentrações de Metais Pesados em Sedimentos do Estuário do Rio Timbó, Pernambuco-Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 44(2): 70 - 82. DOI: <http://dx.doi.org/10.32360/acmar.v44i2.164>
- Oliveira, M.C.R.A. 1997. *As relações Ambientais da Bacia do Rio Cachoeira (Sul da Bahia)*. Ilhéus, Editus. 112p.
- Oliveira, A.B.; Rizzo, A.E. & Couto, E.C.G. 2013. Assessing Decomposition Rates of Rhizophora mangle and Laguncularia racemosa Leaves in a Tropical Mangrove. *Estuaries and Coasts*, 36 (6): 1354 - 1362. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s12237-013-9627-y>
- Pinho, A.G. 2001. *Estudo da qualidade das águas do Rio Cachoeira - Região Sul da Bahia*. Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente, Universidade Estadual de Santa Cruz, Dissertação de Mestrado, 133p.
- Rabalais, N.N. 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*, 31: 102 - 112.
- Silva, M.R.C. 2002. *Estudo de sedimentos da bacia hidrográfica do rio Moji-Guaçu, com ênfase na determinação de metais*. Mestrado em Ciências (Química Analítica), Universidade de São Paulo, Dissertação de Mestrado, 113p.
- Silva, H.K.P. 2010. *Avaliação das concentrações de metais traço e suas interações nos sedimentos e biota do parque dos manguezais, região metropolitana do recife (RMR), Pernambuco, Brasil*. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Tese de Doutorado. 150f.
- Silva, F.S.; Laut, L.L.M; Santos, E.S.; Laut, V.M.; Crapez, M.A.C. & Mendonça Filho, J.G. 2011. Biopolímeros, Carbono e Enxofre Totais Associados à Atividade Bacteriana dos Sedimentos Superficiais do Delta do Paraíba do Sul, RJ-Brasil. *Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ*, 34 (1): 33 - 45
- Silva, M.A.M; Souza, M.F.L & Abreu, P.C. 2015. Spatial and temporal variation of dissolved inorganic nutrients, and chlorophyll-a in a tropical estuary in northeastern Brazil: dynamics of nutrient removal. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63 (1): 1 - 15. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592015064506301>

- Soares, M.R. 2004. *Coefficiente de Distribuição (Kd) de Metais Pesados em Solos do Estado de São Paulo*. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Tese de Doutorado. 214 p.
- Souza, A.T.M.; Silva, N.R.S.; Wetler, R.M.C.; Santana, T.B.; Tedesco, E.C.; Abreu, P.C.O.V.; Ribeiro, S.M.M.S. & Souza, M.F.L. 2005. Fitoplâncton observado em uma radial ao longo do estuário do rio Cachoeira, Ilhéus - BA. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA*, 2, Vitória, 2005. Resumos expandidos, Vitória, p. 2109 - 2111.
- Souza, M.F.L.; Eça, G.F.; Silva, M.A.M.; Amorim, F.A.C. & Lôbo, I.P. 2009. Distribuição de nutrientes dissolvidos e clorofila-*a* no Estuário do Rio Cachoeira, Nordeste do Brasil. *Atlântica*, 31: 107 - 121. DOI: 10.5088/atl.2009.31.1.107
- Schiavetti, A.; Schilling, A.C. & Oliveira, H.T. 2005. Caracterização sócio-ambiental da bacia hidrográfica do Rio Cachoeira, sul da Bahia, Brasil. *In: SCHIAVETTI, A. & CAMARGO, A. F. M. (eds.). Conceito de bacias hidrográficas: teorias e aplicações*. Editus Editora, p. 141 - 161.
- Stankovic, S.; Kalaba, P. & Stankovic, A.R. 2014. Biota as toxic metal indicators. *Environ. Chem. Lett.*, 12: 63 - 84.
- Tappin, A.D. 2002. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: current estimates and uncertainties. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 55: 885 - 901.
- Templeton, DM.; Ariese, F.; Cornelis, R.; Danielsson, LG.; Muntau, H.; Van Leeuwen, HP. & Lobiński, R. 2000. Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches. *Pure and Applied Chemistry*, 72: 1453 - 1470. DOI: doi:10.1351/pac200072081453
- Tiller, K.G. 1989. Heavy metal in soils and their environmental significance. *In: TILLER, K.G. (ed.). Advances in soil science*. Springer, v.9, p.113 - 114.
- Troeh, F.R. & Thompson, L. M. 2007. *Soils and soil fertility*. Oxford, Blackwell Publishing Ltda., 718 p.
- (USEPA) United States Environmental Protection Agency. 2002. Methods for the Determination of Total Organic Carbon (TOC) in Soils and Sediments. Ecological Risk Assessment Support Center. Las Vegas: Office of Research and Development NCEA-C- 1282. Disponível em: < <https://bit.ly/2BdnACL> >. Acesso em: 19 ago. 2018.

- Zaaboub, N.; Martins, M.V.A.; Dhib, A.; Béjaoui, B.; Galgani, F.; El Bour, M. & Aleya, L. 2015. Accumulation of trace metals in sediments in a Mediterranean Lagoon: Usefulness of metal sediment fractionation and elutriate toxicity assessment. *Environmental Pollution*, 207: 226-237. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.033>
- Ziulli, R.I.; Barreto, A.S. & Jardim, W.F. 1995. Estudo preliminar da composição da água de chuva na região de Campinas - SP. In: *18ª Reunião anual da Sociedade Brasileira de Química e 7º Encontro Brasileiro de Fotoquímica e Fotobiologia*, Caxambu, 1995. SBQ.

Tabela A1 (Apêndice) – Granulometria do estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus (Bahia).

| ESTAÇÃO | ARGILA | SILTE | AREIA | CASCALHO MUITO GROSSO | CASCALHO GROSSO | CASCALHO MÉDIO | CASCALHO FINO | CASCALHO MUITO FINO | AREIA MUITO GROSSA | AREIA GROSSA | AREIA MÉDIA | AREIA FINA | AREIA MUITO FINA | SILTE MUITO GROSSO | SILTE GROSSO | SILTE MÉDIO | SILTE FINO | SILTE MUITO FINO | ARGILA |
|---------|--------|-------|-------|-----------------------------|--------------------|-------------------|------------------|---------------------------|--------------------------|-----------------|----------------|---------------|------------------------|--------------------------|-----------------|----------------|---------------|------------------------|--------|
| CH01-C | 1,0% | 20,3% | 78,7% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 7,4% | 69,7% | 1,6% | 12,6% | 4,5% | 1,8% | 0,8% | 0,5% | 1,0% |
| CH02-A | 0,2% | 0,3% | 99,6% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 12,3% | 87,3% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,3% | 0,2% |
| CH02-C | 0,7% | 2,2% | 97,1% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 14,2% | 82,9% | 0,0% | 0,0% | 0,7% | 0,8% | 0,4% | 0,2% | 0,7% |
| CH03-A | 0,2% | 0,2% | 99,6% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 15,6% | 84,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,1% | 0,2% |
| CH03-B | 12,1% | 66,8% | 21,1% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 19,5% | 0,0% | 1,6% | 17,3% | 16,9% | 13,8% | 10,4% | 8,5% | 12,1% |
| CH03-C | 2,0% | 3,5% | 94,5% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 21,0% | 73,6% | 0,0% | 0,0% | 0,7% | 1,3% | 0,8% | 0,7% | 2,0% |
| CH04-A | 2,5% | 22,0% | 75,5% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 9,2% | 66,4% | 0,0% | 8,1% | 5,9% | 3,7% | 2,7% | 1,6% | 2,5% |
| CH04-B | 3,5% | 23,4% | 73,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 9,2% | 63,9% | 0,0% | 6,8% | 5,4% | 5,5% | 3,5% | 2,3% | 3,5% |
| CH04-C | 4,8% | 37,7% | 57,5% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 6,4% | 50,4% | 0,8% | 13,4% | 10,3% | 7,2% | 4,1% | 2,7% | 4,8% |
| CH05-A | 2,5% | 10,3% | 87,2% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 10,8% | 76,4% | 0,0% | 1,9% | 3,8% | 2,3% | 1,6% | 0,7% | 2,5% |
| CH05-B | 1,5% | 3,9% | 94,6% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 14,9% | 79,7% | 0,0% | 0,0% | 0,1% | 2,3% | 1,0% | 0,5% | 1,5% |
| CH05-C | 1,9% | 5,2% | 92,9% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 15,1% | 77,8% | 0,0% | 0,0% | 1,5% | 1,8% | 1,3% | 0,6% | 1,9% |
| CH06-A | 0,6% | 3,3% | 96,1% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 12,7% | 83,4% | 0,0% | 1,8% | 1,2% | 0,2% | 0,0% | 0,1% | 0,6% |
| CH06-B | 15,5% | 84,5% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 10,2% | 25,3% | 22,9% | 15,8% | 10,2% | 15,5% |
| CH06-C | 0,2% | 0,0% | 99,8% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 12,9% | 86,9% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,2% |
| CH07-A | 6,9% | 45,3% | 47,8% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 7,6% | 40,2% | 0,0% | 9,5% | 13,5% | 9,9% | 7,2% | 5,2% | 6,9% |
| CH07-B | 6,9% | 45,3% | 47,8% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 7,6% | 40,2% | 0,0% | 9,5% | 13,5% | 9,9% | 7,2% | 5,2% | 6,9% |
| CH07-C | 15,8% | 84,1% | 0,1% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,1% | 15,8% | 23,7% | 18,8% | 14,1% | 11,8% | 15,8% |
| CH08-A | 0,9% | 6,9% | 92,2% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 91,6% | 0,2% | 0,4% | 1,9% | 2,7% | 1,5% | 0,6% | 0,3% | 0,9% |
| CH08-B | 0,9% | 6,9% | 92,2% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 91,6% | 0,2% | 0,4% | 1,9% | 2,7% | 1,5% | 0,6% | 0,3% | 0,9% |
| CH08-C | 0,4% | 0,7% | 98,9% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 15,5% | 83,5% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,6% | 0,0% | 0,4% |
| CH09-A | 4,0% | 12,8% | 83,2% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 12,3% | 70,9% | 0,0% | 0,0% | 2,7% | 3,7% | 3,7% | 2,7% | 4,0% |
| CH09-B | 15,7% | 84,3% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 8,4% | 23,4% | 21,9% | 17,5% | 13,0% | 15,7% |
| CH09-C | 19,8% | 80,2% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,7% | 20,1% | 22,5% | 21,5% | 15,5% | 19,8% |
| CH10-A | 1,5% | 8,0% | 90,5% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 18,6% | 71,9% | 0,0% | 0,0% | 2,8% | 2,9% | 1,4% | 0,9% | 1,5% |
| CH10-B | 0,7% | 4,2% | 95,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 14,1% | 80,9% | 0,0% | 0,0% | 1,6% | 1,2% | 0,9% | 0,6% | 0,7% |
| CH10-C | 26,4% | 73,6% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 8,7% | 25,6% | 22,4% | 16,9% | 26,4% | |
| CH11-A | 9,8% | 14,5% | 75,7% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 10,6% | 65,1% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 2,5% | 5,0% | 6,9% | 9,8% |
| CH11-B | 1,2% | 3,8% | 95,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 15,3% | 79,7% | 0,0% | 0,0% | 0,8% | 1,2% | 1,0% | 0,8% | 1,2% |
| CH11-C | 0,4% | 1,4% | 98,2% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 15,0% | 83,3% | 0,0% | 0,0% | 0,7% | 0,4% | 0,1% | 0,2% | 0,4% |

RAPOSO et al., 2019 (Indicadores geoquímicos e biodisponibilidade de elementos-traço em sedimentos do estuário do rio Cachoeira, Ilhéus - BA, Brasil)

Capítulo 2 - Ecologia de foraminíferos bentônicos do estuário do Rio Cachoeira “*The response of benthic foraminifera to trace elements in the tropical mesotidal Cachoeira River Estuary (NE Brazilian coast)*”

Artigo a ser submetido à revista Estuaries and Coasts.

The response of benthic foraminifera to trace elements in the tropical mesotidal Cachoeira River Estuary (NE Brazilian coast)

Débora RAPOSO¹; Iara CLEMENTE²; Maria Virgínia Alves MARTINS²; Fabrizio FRONTALINI³; Marcos S. L. FIGUEIREDO¹; Maria Lucia LORINI¹; Erminda da Conceição Guerreiro COUTO⁴; Lazaro LAUT¹

¹ Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO), Departamento de Ciências Naturais, Av. Pasteur 458, s. 500, Urca. Rio de Janeiro, Brasil. CEP 22290-240, deboraposo@gmail.com, mluc.lorini@gmail.com, mslfigueiredo@gmail.com, lazarolaut@gmail.com.

² Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Departamento de Estratigrafia e Paleontologia. Av. São Francisco Xavier, 524, sala 2020A, Maracanã. Rio de Janeiro, Brasil. CEP 20550-013, iarammmc@hotmail.com, virginia.martins@ua.pt

³ Dipartimento di Scienze Pure e Applicate (DiSPeA), Università degli Studi di Urbino “Carlo Bo”, Campus Scientifico “E. Mattei”, Località Crocicchia, Urbino 61029, Italy, fabrizio.frontalini@uniurb.it

⁴ Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Departamento de Ciências Biológicas. Rodovia Ilhéus-Itabuna, km 16. Ilhéus, Bahia, Brasil. CEP 45.650-000, minda@uesc.br

Abstract

In order to evaluate coastal and marine ecosystems, studies based on benthic foraminifera have demonstrated their excellent potential as ecological indicators of both natural and human interference. However, most of the studies regarding foraminiferal biomonitoring were conducted in temperate regions and there is a lack of information about living foraminiferal responses to trace elements in tropical estuaries. The main objective of this study is to investigate the foraminiferal response to the environmental settings of the Cachoeira River Estuary, a system that receives effluents enriched in organic and inorganic materials from several sources. The results from this study showed great spatial variation of the sediment and water environments and the living benthic foraminiferal react with high heterogenic distribution. The calcareous and *Ammonia tepida*, *Ammonia parkinsoniana* and *Criboelphidium excavatum* were dominant, as well as the agglutinated species *Paratrochammina clossi*, regarded as typical of mangrove areas. The trace elements

pollution and water influence were more significant to the foraminiferal distribution than the granulometry, OM and TOC. *Criboelphidium excavatum* was the most tolerant species to polluted areas with Cu and Pb, while *A. tepida* seem to be sensitive to pollution by these elements.

Keywords: living benthic foraminifera, foraminiferal ecology, heavy metal pollution, tropical estuary

1 Introduction

Tropical estuarine ecosystems and its surrounding areas have been dealing with several anthropogenic stressors due to population growth, such as the establishment of harbors, industries, fishery, agriculture, and disposal of domestic sewage (often *in natura*) (Flemer & Champ, 2006; Maríns et al., 2007). When the estuary capacity of dispersion and purification is exceeded, organic and inorganic contaminants provided from these activities compromise the quality of the water and sediment and threaten the marine life (e.g. precipitating the eutrophication process; increasing trace-elements to toxic concentrations) (Levenson, 1987; Rabalais et al., 2002; Tappin, 2002; Stankovic et al., 2014).

In order to evaluate coastal and marine ecosystems, studies based on benthic foraminifera have demonstrated their excellent potential as ecological indicators of both natural and human interference. In field studies, the organisms' sensitivity to pollutants is revealed by the modification of their assemblages in accordance to the environments conditions (Armynot Du Châtelet et al., 2004; Murray, 2006; Armynot Du Châtelet and Debenay, 2010; Frontalini et al., 2009; Laut et al., 2011; 2012; 2016a,b,c; Clemente et al., 2015; Raposo et al., 2018; Belart et al., 2018), whereas in laboratory experimental studies it is possible to investigate effects of a single parameter in the species (Gustafsson et al., 2000; Ernst et al., 2006; Frontalini and Coccioni, 2012; Frontalini et al., 2018).

Most of the estuaries from the NE Brazilian coast receives effluents enriched in organic and inorganic materials from diffuse sources over the margins and inefficient treatment plants (Feitosa et al., 1999; Koenig et al., 2002; Maríns et al., 2007). The Cachoeira river estuary (CRE) receives material carried by the river after traveling through 13 counties, including two major urban centers (Bahia, 2001). Previous studies have encountered high concentrations of dissolved nutrients and chlorophyll-a (Souza et al. 2009; Silva et al. 2015) and evidence of eutrophication in its innermost portion (Pinho, 2001).

These results were related to the onset of operations of the sewage treatment plant (STP), inaugurated in 2000 in the inner sector of the CRE. This STP provides only the primary treatment of the effluent, which is therefore discharged still highly enriched in nutrients (Guimarães, 2006). Besides, untreated sewage and solid waste are directly deposited in the CRE and the adjacent mangrove (Fidelman, 2005).

Along the hydrographic basin of the Cachoeira River (HBCR) the majority of the riparian forest was replaced by cocoa cultivation and pastures destined to livestock. The region also allocates industries in the sectors of food, textile, timber, household appliance and construction materials (Bahia, 2017). Elements as Aluminum (Al), Arsenic (As), Cadmium (Cd), Lead (Pb), Manganese (Mn) and Mercury (Hg) are regarded as by-products of such operations, mostly those that use pesticides and fertilizers or that generate waste from the manufacture of electronics, batteries and dyes (ATSDR, 2018).

Despite the number of studies in the CRE, none of them investigated effects caused in the biota by the trace-elements retained in sediment. Trace-elements are highly persistent pollutants in aquatic ecosystems, since they have great affinity with fine sediment and are difficult to degrade, tending to accumulate or magnify in the trophic chain (Ip et al., 2004; Gu et al., 2011). Thereby, is important to understand the spatial distribution of such contaminants, their accumulation mechanisms in the sediment (e.g. influence of hydrodynamics, organic matter and other environmental variables), as well as the bioavailability to the benthic organisms and possible impacts. Most of the studies regarding foraminiferal biomonitoring were conducted in temperate regions and there is a lack of information about living foraminiferal responses to trace-elements in tropical regions, hence the relevance of the present study.

The main objectives of this study are to investigate the living assemblage of benthic foraminifera in the Cachoeira River Estuary and to determine the response of their distribution to natural and anthropogenic stressors (salinity, pH, dissolved oxygen, temperature, organic matter compounds, total organic matter, total sulphur and trace-elements).

2 Methods

2.1 Study area

The CRE (14°45' to 14°50'S and 39°05' to 39°01'W), located in the city of Ilhéus in the state of Bahia (NE Brazil), has approximately 16 km² of extension and is characterized by semidiurnal mesotidal regime, with tidal range of 2 m (Bahia, 2001; Franco et al., 2006; Souza et al., 2009;). It is formed by the meeting of the Cachoeira, Itacanoeira (or Fundão)

and Santana rivers (Fig. 1), being the largest estuary from the South of the state (Almeida, 2006).

The climate in the region is tropical, warm and humid, with annual temperature of 23.3°C and precipitation exceeding 2,000 mm per year (Schiavetti et al., 2005). Its fluvial and pluvial discharge are not regular during the year. The average fluvial discharge in the basin is 24.1 m³s⁻¹ per year and quickly responds to precipitation, ranging from 0.2 to 1,460 m³s⁻¹. The higher rainfall occurs mainly between the November to January.

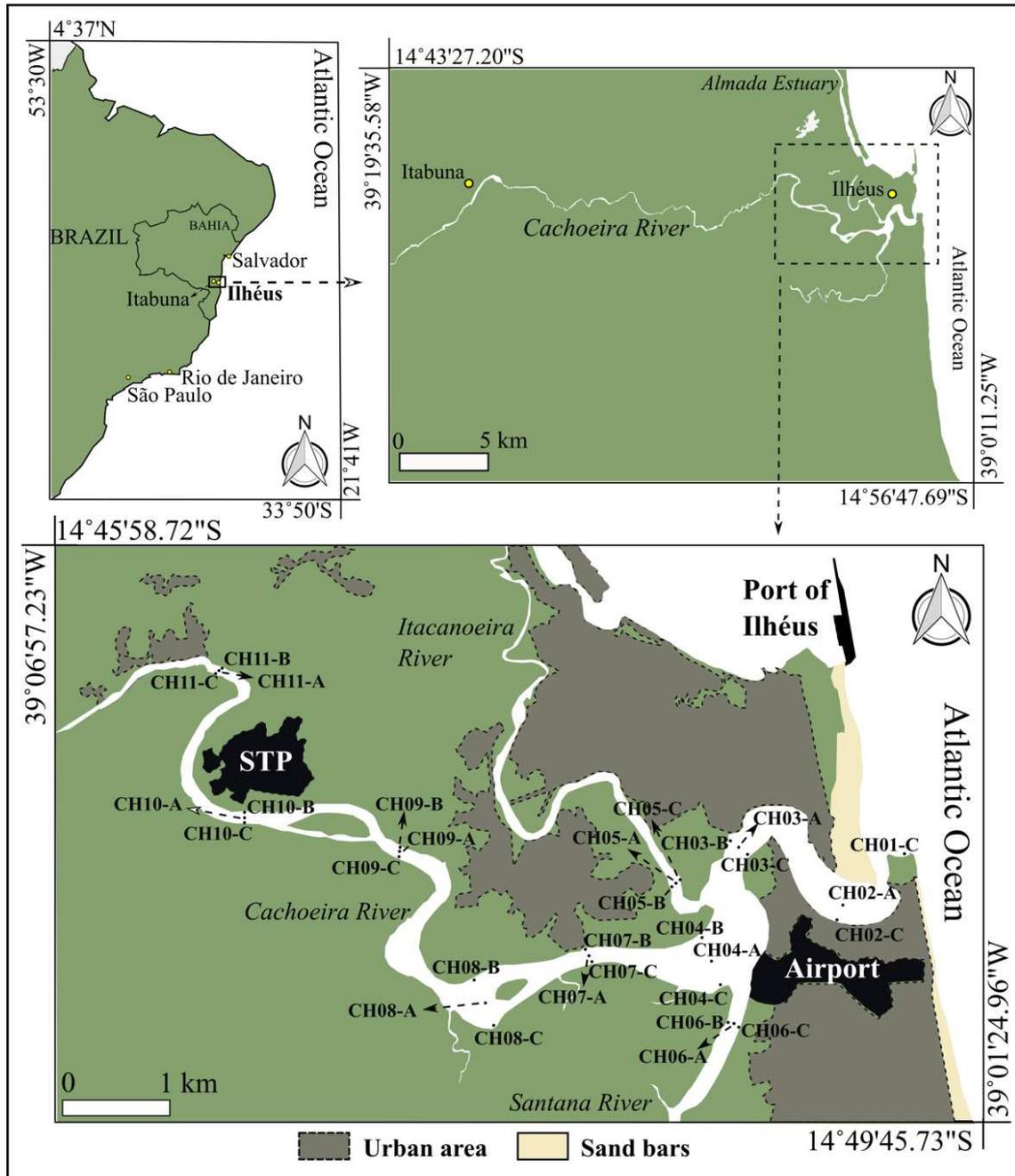


Fig. 1. Sample stations in the Cachoeira river estuary, the localization of the sewage treatment plant (STP), airport and port of Ilhéus, and the Itacanoeira and Santana rivers.

The CRE is a typical estuary dominated by mangroves, which comprehends an area of approximately 13 km² of vegetation in shrub and semi-shrub stage and a *restinga* strip with trees and undergrowth vegetation over sandy deposits from quaternary. The decomposition of *Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa* leaves acts as a natural source of MO in this estuary (Franco et al., 2006; Oliveira, 1997; Guimarães, 2006; Oliveira et al., 2013).

The mangroves have been suffered serious damages from landfills, domestic and industrial effluent discharges, and removal of sand from the river to the construction demand (Fidelman, 2005).

The mangrove vegetation removal, in addition to the contaminants and organic matter contributions from the river and the continent, turns the CRE vulnerable to metabolisms changes. Indeed, the estuary was already identified as a super eutrophic environment. This condition is worse in the months of drought, due to lower fluvial discharge (Lucio, 2010).

2. 2 Sediment Sampling

In Nov 2016, we collected samples from 30 stations previously defined to comprise a variety of environments and the extension of the marine and river influence (Fig. 1). The stations were distributed in 11 transects. The stations in the middle of the channel were identified with the letter “A”, the stations in the right margin, with the letter “B” and the ones in the left margin, with the letter “C”. Due to navigation difficulties, only one station was accessed in the transect 1 (CH01-C) and two in the transect 2 (CH02-A and CH02-C).

The sediment samples for the geochemical analyses (e.g. granulometry, OM, carbonate, TOC, TS, bioavailable trace-elements) and the measure of water variables are described in Raposo et al. (2019). For the foraminiferal analyses, three replicates of 50 ml from each station were collected from the first centimeter of the sediment. The sediment for trace-elements analyses were also selected from the first centimeter to comprise the environment of the living assemblage. The sampling was performed with a small box-corer on a boat and a low-draft vessel to access the lower depths stations. The geographic locations of the stations are reported in the Tab. 1.

According to the tide predictions by the tide station from Port of Ilhéus - Malhado, the higher syzygy tide was of 2.1 m while the lower was of 0.1 m, during the collection period (DHN, 2016).

Tab. 1. Geographic location of the sampling stations and comments.

| Station | Lat (S) | Long (W) | Characteristics |
|---------|-------------|--------------|--|
| CH01-C | 14°48'15.1" | 039°01'30.5" | Ebb tide delta - coastal drift influence |
| CH02-A | 14°48'32.8" | 039°01'56.3" | Flood tide delta |
| CH02-C | 14°48'39.3" | 039°01'59.9" | High population density |
| CH03-A | 14°48'13.8" | 039°02'25.6" | Proximity to the mouth, high population density and reduced mangrove vegetation at the banks |
| CH03-B | 14°48'10.7" | 039°02'30.0" | |
| CH03-C | 14°48'16.0" | 039°02'22.3" | |
| CH04-A | 14°48'53.9" | 039°02'41.9" | Next to the meeting of the CRE with Itacanoeira and Santana rivers. |
| CH04-B | 14°48'45.5" | 039°02'44.6" | |
| CH04-C | 14°49'02.7" | 039°02'39.3" | |
| CH05-A | 14°48'28.4" | 039°02'50.7" | Connection with Itacanoeira river. High population density upstream. |
| CH05-B | 14°48'28.6" | 039°02'52.7" | |
| CH05-C | 14°48'28.3" | 039°02'48.9" | |
| CH06-A | 14°49'14.0" | 039°02'35.9" | Connection with Santana river. Mangrove vegetation at the banks |
| CH06-B | 14°49'13.6" | 039°02'38.7" | |
| CH06-C | 14°49'15.6" | 039°02'34.3" | Connection with Santana river. High population density. |
| CH07-A | 14°48'51.4" | 039°03'17.4" | High population density |
| CH07-B | 14°48'48.7" | 039°03'18.7" | |
| CH07-C | 14°48'53.9" | 039°03'16.7" | Dense mangrove vegetation on the banks. |
| CH08-A | 14°49'08.2" | 039°03'56.6" | |
| CH08-B | 14°48'58.6" | 039°04'00.0" | |
| CH08-C | 14°49'15.3" | 039°03'54.5" | |
| CH09-A | 14°48'14.7" | 039°04'29.4" | Sewage treatment plant (STP) upstream. Dense mangrove vegetation on the banks. |
| CH09-B | 14°48'12.7" | 039°04'28.7" | |
| CH09-C | 14°48'16.7" | 039°04'30.1" | |
| CH10-A | 14°48'00.9" | 039°05'32.4" | Region of effluent discharge from the STP. |
| CH10-B | 14°47'58.9" | 039°05'31.9" | |
| CH10-C | 14°48'03.2" | 039°05'33.0" | |
| CH11-A | 14°47'01.6" | 039°05'42.2" | High population density upstream. |
| CH11-B | 14°46'59.9" | 039°05'41.4" | |
| CH11-C | 14°47'03.5" | 039°05'43.7" | |

2.3 Foraminiferal analyses

The sediment samples for the benthic foraminiferal analyses were processed following the methodology first described in Boltovskoy (1965) and updated by Schönfeld et al. (2012).

After washing the sediment through sieves of 500 and 62 μm , the fraction between 62-500 μm was selected. The samples were dried at 60 °C for 48 h and treated with trichloroethylene (C_2HCl_3) to induce the flotation of the foraminifera.

The specimens picking was performed out under stereoscope microscope with increase of 80x. In samples with few individuals, at least 100 specimens were collected per replicate (Fatela and Taborda, 2002). The absolute abundances of foraminifera per the station were determined by averaging the number of specimens in the three replicates. Some stations did not contain the minimum specimens' number and were therefore discarded of the statistical analyses.

We calculated the species richness (S = number of species), diversity of Shannon-Wiener ($H' = \sum p_i \ln p_i$) and the equitability [$J' = H' / \ln(S)$], where p_i is the proportion of the species on the samples were calculated. These indexes were computed based on the species relative abundances in each station, using the software MVSP 3.1. The recognition of the species was in accordance to Brönnimann (1979), Boltovskoy et al. (1980), Poag (1981), Loeblich and Tappan (1987), Walton and Sloan (1990), Yassini and Jones (1995), Martins and Gomes (2004), Laut et al (2014) and Raposo et al. (2016). All the species names were revised in the online platform World Register of Marine Species - WoRMS (Hayward et al., 2018).

2.4 Multivariate analysis

The abiotic variables previously determined by Raposo et al. (2019) (e.g. geochemistry of the sediment, physicochemical parameters of the water and distribution of the trace elements) and the foraminifera data were analyzed within the software PCord 5.0. To measure the relation between all variables and the biota at the same time it was executed a Detrended Correspondence Analysis (DCA). The species occurring in only one station and with lower relative abundance ($< 4\%$) were considered rare and discarded from this analysis. The abiotic data were normalized by square root of 0.5 in the software. To understand the influence of the sedimentary environment in the benthic microbiota, we performed a Cluster analysis in Q-mode (with Euclidean distance and Ward linkage method) and in R-mode (using r-Pearson's linear correlation coefficient and Ward linkage method). The Q- and R-mode cluster analysis is recommended for measure ordering in space (Q-mode), such as the

existence of defined groups of species (R-mode). To avoid unnecessary disturbance, the cluster was performed with the species that appeared in at least three stations.

To create a better representation of the empirical data, interpolation maps were executed (Azpurua and Ramos, 2010) within the software ArcMap 10.5®. Several methods and settings were tested. The Inverse Distance Weighting (IDW) method was chosen (cell size: 3; power: 2; number of points: 12). This was the most reliable method to represent the biotic variables distribution in the CRE. The symbology was represented by color ramp as spectrum full light; with 30 classes and classification method of equal intervals. The metric coordinates were in accordance with the datum WGS84 (UTM 24S).

3 Results

3.1 Foraminiferal analyzes

Forty-nine taxa of living benthic foraminifera were identified throughout the CRE, with 30 species of calcareous wall against 19 agglutinated species (Tab 2). The distribution of the calcareous tests was consistent in most of the estuary, losing dominance only in the innermost area (Fig. 2 and 3). The upper of the CRE presented four stations with lower D (<100 ind/50ml) (CH09-B, CH09-C, CH10-B, CH11-B) to none individuals/sterile (CH11-A and CH11-C). The only station with low values of D in the low estuary was CH04-C (Fig. 2). The higher D was in the station CH08-A with 3,500 ind/50 ml. The species list and all the biotic indexes are expressed in the Tab.2.

The CRE was dominated by the species *Ammonia tepida*, which presented relative abundances up to 89.1% over the stations. Three other species were identified in most of the stations with significant relative abundances, *Ammonia parkinsoniana* (0 – 30.8%), *Criboelphidium excavatum* (0 – 40.4%) and *Paratrochammina clossi* (0 – 100%). The species *Haynesina germanica* was also found in several stations, but with lower relative abundances (0 – 10%).

The H' was higher (1.55) in the mouth, at the station CH01-C, that also present the higher S (22 species). The lower H' was in the upper estuary, at station CH10-C (0.49), without taking the sterile stations into account. Given the high dominance of *A. tepida*, the J values were consistently low at the CRE, varying from 0.24 (CH02-A) to 0.95 (CH11-B), with mean of 0.48. The higher J values were found in the inner areas.

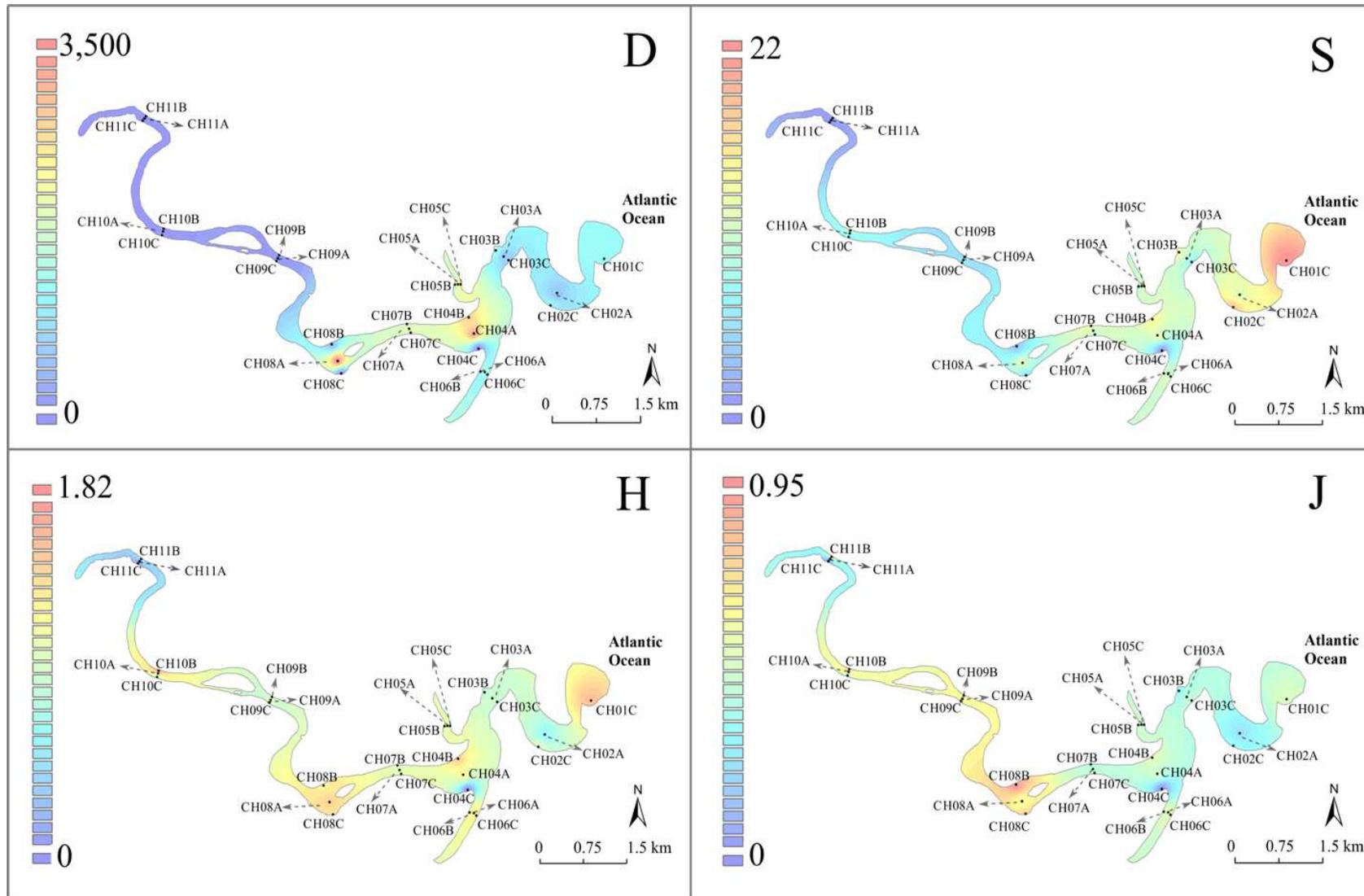


Fig. 2. Biotic indexes: D – density (ind./50ml), S – species richness, H – diversity of Shannon-Wiener and J – equitability.

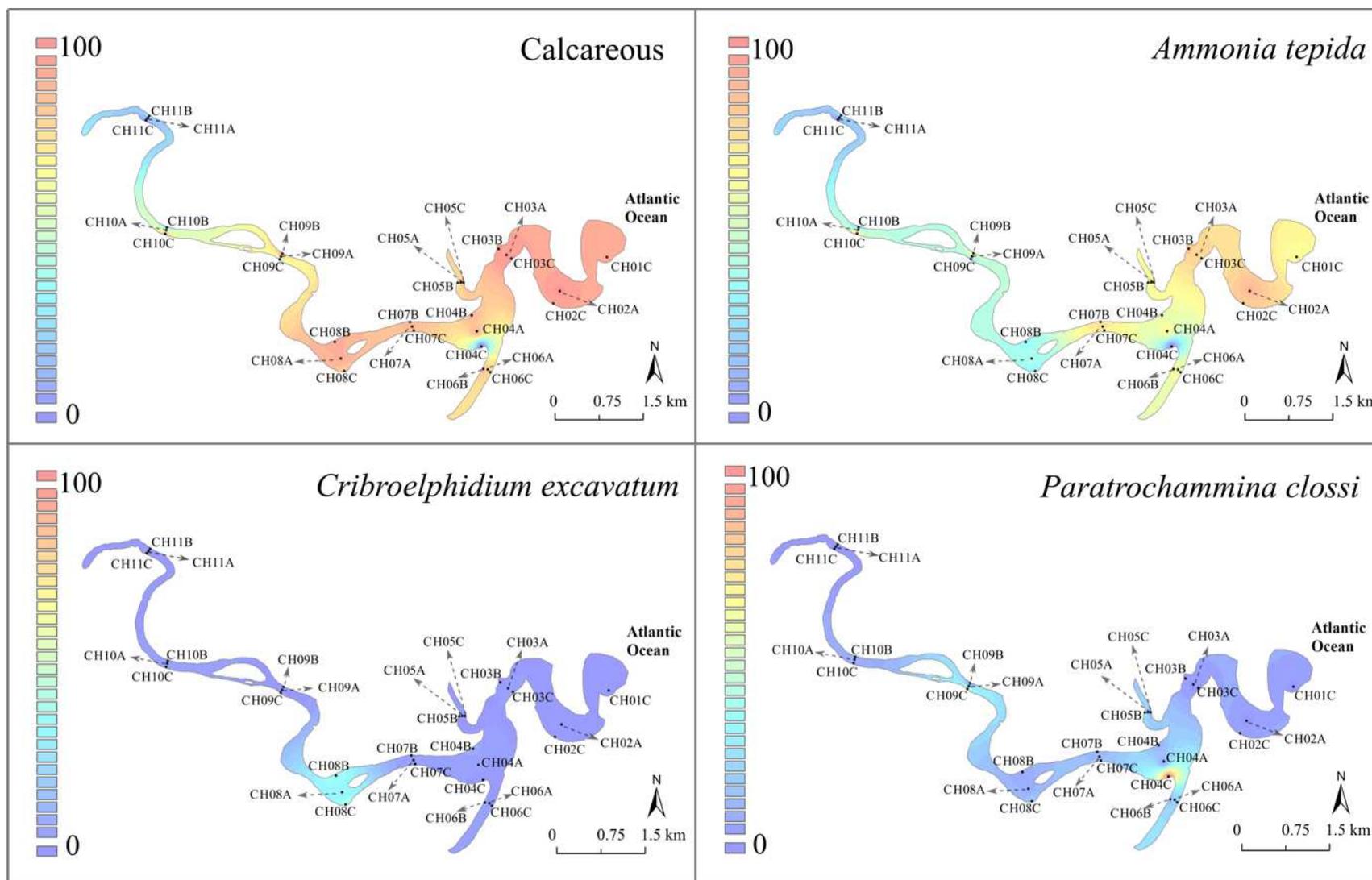


Fig. 3. Relative abundances (%) of the calcareous tests and the dominant species in the Cachoeira river estuary.

3.2 Statistical analysis

The first two axes of the DCA (Fig. 4) accounted for 84.4% of the total variance in the species dispersion (Axis 1 = 69.5%, Axis 2 = 14.9%). The species *Ammotium morenoi* and *C. excavatum* were the most related to trace elements (except Sr), but the species *A. parkinsoniana*, *Bulimina marginata*, *Caronia exilis*, *H. germanica*, *Miliammina fusca* and *P. clossi* also showed a weak positive relation with these elements. Together with the trace elements, the environmental variables that were more associated with these group of species were Chl, Turb, Temp, C/S ratio, TOC and Sand. The TS was strictly allied to the Axis 2 and since its low coefficient, it was not a significant variable in this analysis.

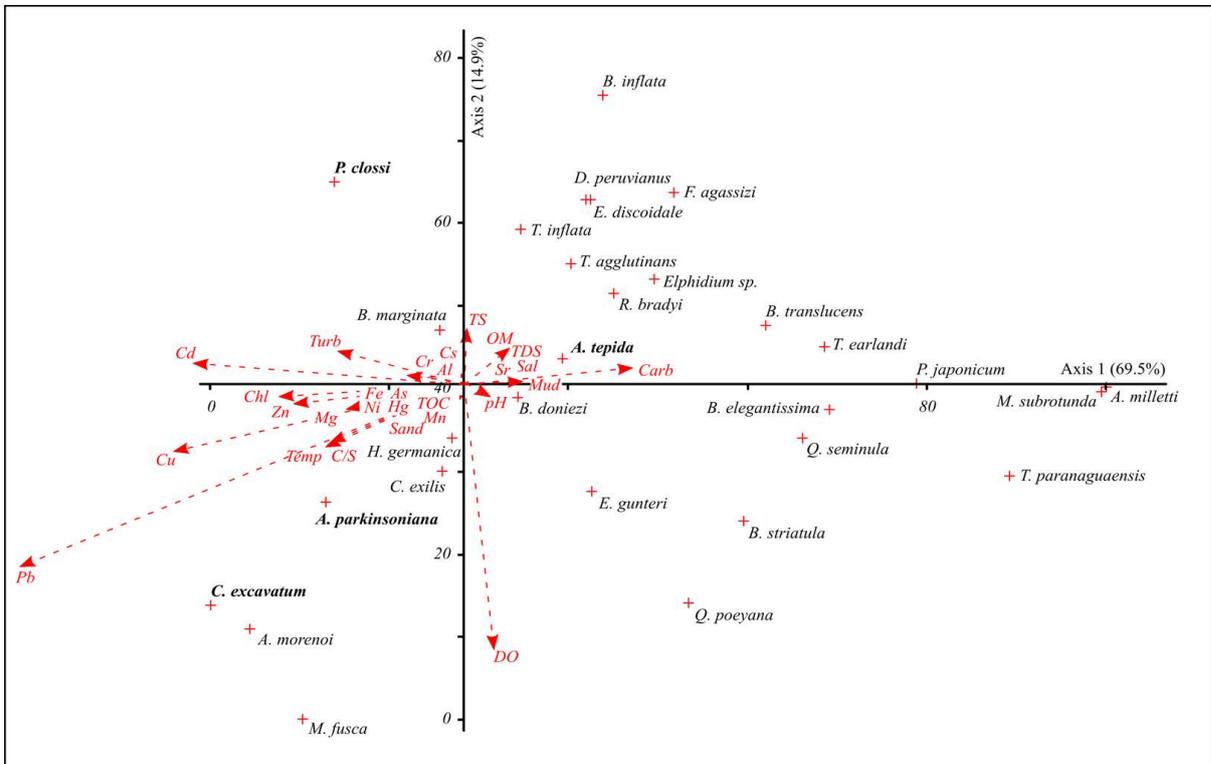


Fig. 4. DCA analysis for species and environmental variables: pH, Sal – salinity, Temp – temperature (°C), DO – dissolved oxygen (mg.l⁻¹), Chl – chlorophyll (ug.l⁻¹), TDS – total dissolved solids (g.l⁻¹), Turb – turbidity (NTU+), OM – organic matter (%), Carb – carbonate, TOC – total organic carbon (%), TS – total sulphur (%), C/S – carbon/sulphur ratio, trace elements. Dominant species are highlighted in bold text.

The wider amount of species was related to pH, Sr, OM, TDS, Sal, Mud and Carb, which was composed by *A. milletti*, *A. tepida*, *B. elegantissima*, *B. doniezi*, *Bolivina inflata*, *Bolivina striatula*, *B. translucens*, *D. peruvianus*, *E. discoidale*, *E. gunteri*, *Elphidium spp.*, *F. agassizi*, *Miliolinella subrotunda*, *Pseudononion japonicum*, *Quinqueloculina poeyana*,

Quinqueloculina seminula, *Rosalina bradyi*, *T. agglutinans*, *T. earlandi*, *T. inflata* and *T. Paranaguaensis*.

The cluster analysis revealed four sectors of stations in Q-mode and four groups of species in R-mode (Fig. 5). The groups A, B and D were constant through all the stations in the cluster, being represented by the dominant species *A. parkinsoniana*, *A. tepida*, *C. excavatum* and *P. clossi*. The group C, on the other hand, was just related to the sector I.

The sector I was the one with higher S and was related to all the groups of species. The group A was composed by the *A. parkinsoniana* and *C. excavatum*. The group B was represented by *P. clossi*, since it was the only species that occurred in all the stations from this sector. The same happened to the group C, where *Q. seminula* was the single species representing the group. In this sector, the species *A. tepida* (group D) was in relative abundances between 50 – 75%. The stations from this sector are all located in the lower and intermediary estuary, except for CH09-A.

The sector II, III and IV were represented by the groups of species A, B and D. Thus, the strategy to differentiate these groups was to analyze the dominant species' relative abundances. In sector II, Group D (*A. tepida*) was clearly the most representative, with relative abundances over 75% in all the stations. In the sector III, Group B (*P. clossi*) showed more significant relative abundance (10-50%) than in the other sectors. Finally, in the sector IV it was found the higher relative abundances of the Group A (*C. excavatum*). The locations of the four sectors in the CRE are illustrated in the Fig. 5.

The relative abundances of the dominant species (Fig. A1) and other common species (Fig. A2) are plotted in accordance to the concentrations of the trace elements with higher values in the CRE (Cu, Mn and Pb) and the elements that appeared as relevant in the DCA (Cd and Sr).

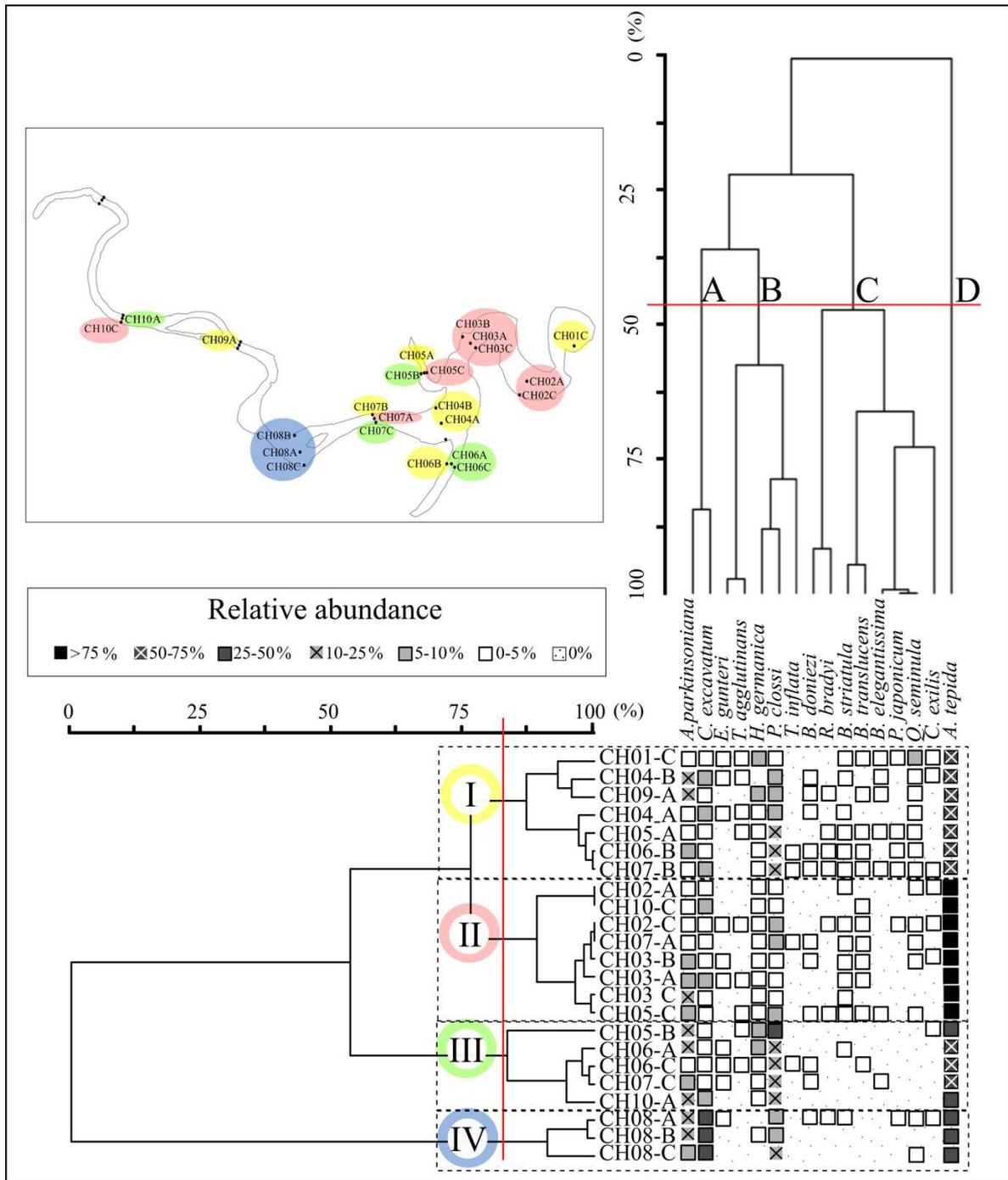


Fig. 5. Cluster analysis in Q and R-mode and location of the sectors in the Cachoeira river Estuary.

4 Discussion

In the previous survey performed in the CRE, Raposo et al. (2019) identified four different sectors on behalf of the environmental settings. The authors associated the great spatial variation in this system to the marine influence in the mesotidal regime and to the fluvial influence by many freshwater discharges. Also, they identified great amount of OM

and trace elements, mostly Cu, Mn and Pb, in the sediment at several stations. These increased values were related to the inputs by the agricultural and industrial activities of the cities nearby, to the STP discharge in the upper estuary and to the natural organic compounds provided by the mangrove vegetation at the margins. In the present study, the foraminiferal assemblage seems to respond to this dynamic ecosystem, showing a heterogenic distribution through the CRE.

Given the scarcity of ecological studies in tropical estuarine systems based only on the living foraminiferal fauna, we extended the comparison of the results from the present study to researches based on the dead and total fauna (living + dead) and researches in temperate areas.

The great spatial heterogeneity of the foraminiferal assemblage's distribution was also revealed in other estuarine areas worldwide, e.g. coast of Vendée - France (Armynot du Châtelet et al., 2004), Arade Estuary - Portugal (Laut et al., 2014) and Guadiana Estuary (Camacho et al., 2015; Laut et al., 2016a). These studies have found similar H', D and S oscillations, which configures usual estuarine ecosystems' conditions.

The living assemblage of the CRE were represented by typical estuarine species from South Atlantic, such as the calcareous *A. parkinsoniana*, *A. tepida*, *B. inflata*, *B. striatula*, *C. excavatum*, *Criboelphidium poeyanum*, and the agglutinated species *Ammoastuta inepta*, *Ammoastuta salsa*, *Ammotium cassis*, *A. morenoi* (previously referred as *Ammotium salsum*), *Arenoparrella mexicana*, *Haplophragmoides wilberti*, *M. fusca* and *P. clossi* (Zaninetti et al., 1979; Bonetti & Eichler, 1997; Barbosa and Suguio, 1999; Debenay and Guillou, 2002; Duleba and Debenay, 2003; Disaró et al., 2006; Burone and Pires-Vanin, 2006; Souza et al., 2010, Teodoro et al., 2010; Donnici et al., 2012; Laut et al., 2011, 2012, 2016b; Martins et al., 2016).

There was a higher S of agglutinated species at the upper estuary, in the station CH10-B (Tab. 2), in which there was no specimens of the dominant *A. tepida*. However, the foraminiferal specimens did not absolutely tolerate this area of high fluvial influence (Raposo et al., 2019) and showed undermost densities that did not reach the minimum required to be considered in the statistical analysis. Hence, it is possible to conclude that this region demarks the threshold between the upper estuary and the area strictly fluvial.

The ocean influence was clearly expressed in the foraminiferal assemblages of the low estuary (as previously defined by Silva et al., 2015; Raposo et al., 2019). This area of higher H' and S (Fig. 2) presented typical species of oceanic settings such as *B. marginata*, *M. subrotunda*, *Nonionella auris*, *P. japonicum*, *Quinqueloculina costata*, *Quinqueloculina*

poeyana, *Q. seminula*, *R. bradyi* and *Rosalina floridana* (Martins et al., 2015a, b, 2016; Laut et al., 2017).

In the cluster, the species that were mainly found in the low estuary were grouped in the Group C, being related to the sector I of stations. In the DCA, we see that these species (*B. doniezi*, *R. bradyi*, *B. striatula*, *B. translucens*, *B. elegantissima*, *P. japonicum* and *Q. seminula*) had negative relation to the trace elements concentrations (excluding Sr). The only exception was the agglutinated *C. exilis*. Some of these were already described as trace elements pollution-sensitive, as such *R. bradyi* and the *Quinqueloculina* genus (Basile et al., 2007; Cosentino et al., 2008; Romano et al., 2009; Ferraro et al., 2009). The group C was represented by *Q. seminula* and was related to higher values of Carb, DO, pH and Sal in the DCA. This positive preference of the species to marine conditions goes in accordance to the findings of previous studies (Eichler et al., 2003; Martins et al., 2013, 2014, 2015 a, b; Laut et al., 2014). However, while this species was related to sandy sediment in the research by Laut et al. (2016a), in the CRE it showed an unclear correlation with granulometry, being found in stations dominated by fine sand as well as in stations dominated by coarse and medium silt (sediment settings detailed in Raposo et al., 2019).

The sector II, with stations in the low estuary and a single station in the upper estuary, was related to highest relative abundances of *A. tepida* (group D in the cluster). It was not possible to distinguish the group of variables that would delimit this area. Indeed, the sector II has stations belonging to three different zones defined by Raposo et al. (2009). The absolute dominance of *A. tepida* in such different conditions confirms its oligotrophic and opportunistic behavior, due to its high tolerance to several pollutants and natural environmental variations (Ruiz et al., 2005; Luciani, 2007; Bouchet et al., 2007; Frontalini and Coccioni, 2008; Frontalini et al., 2009; Souza et al., 2010; Laut et al. 2014, 2016a; Martins et al., 2013, 2014, 2015 a, b).

The lower values of J (Fig. 2) revealed in the sectors I and II were already expected given the dominance of the *A. tepida*. In the DCA, this species showed strong negative relation to Cd, Cu and Pb and moderate positive relation to Sr, OM, Mud and Carb (Fig. 4 and Fig. A1). In the study comparing trace elements concentrations in the sediment and in the tests, Frontalini et al. (2009) suggested that foraminifera have a limited capacity of Pb absorption (Samir and El-Din, 2001) due to the largest dimension of the ion Pb^{2+} and its facility to be arranged in stable complexes (Irving and Williams, 1948). The difficult to absorb Pb might explain the negative relation of *A. tepida* with this element. However, in a system so dynamic as the CRE, it is difficult to access the influence of a single pollutant.

The stations with the highest Cu and Pb concentrations was in the transitional area between the upper and low estuary and presented sediment dominated by fine and medium sand with high concentration of Fe. The simultaneous pollution by Cu and Fe was previously regarded as very hazardous for foraminiferal specimens (Bergamin et al., 2003). In addition, the DCA suggested a preference of *A. tepida* for the finer sediment. Thus, the decrease in its relative abundance in these stations might be a combination of both granulometry and Cu, Fe and Pb pollution.

Despite being affected by these environmental stressors, *A. tepida* was constant through the whole system (excluding the stations with less than 100 individuals) even in the upper estuary where we would expect dominance of the agglutinated forms due to higher fluvial influence (e.g. Debenay et al., 2003; Laut et al., 2014; Camacho et al., 2015). In fact, the four sectors demarked in the cluster does not correspond to the geographic zonation of the estuary, but to the attenuation (sometimes very slight) of *A. tepida* relative abundances by the other dominant species (Fig. 3 and Fig. 5). This happened in the sector III, where *P. clossi* showed 39.7% of relative abundance against 46.2% of *A. tepida* in the station CH05-B (at the connection with the Itacanoeira River); and in the sector IV, where *C. excavatum* relative abundances were between 30.0 - 40.4% against 30.7 - 39.4% of *A. tepida* in the stations CH08-A, B and C.

The sector III presented stations of the low estuary and a single station in the upper estuary. The stations in the low estuary receives marine influence from the mouth, freshwater discharge and runoff inputs from the distributary rivers (Itacanoeira and Santana) as well as organic supply from the mangrove vegetation at the margins. High values of Sal, pH and lower temperature were found in these stations (Raposo et al., 2019). The station in the upper estuary (CH10-A) is influenced by the fluvial water of the Cachoeira River and by the STP emissions, showing reduced Sal values (Raposo et al., 2019). These hydrodynamic conditions reflected in the low values of D, H and S in the sector III. This sector was correlated to the higher presence of the group B, composed by the species of agglutinated tests *T. agglutinans*, *P. clossi* and *T. inflata*, and by the calcareous species *E. gunteri* and *H. germanica*. *T. agglutinans* has also shown preference for high hydrodynamics in the study by Clemente et al. (2015) in the Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil). Also, *T. inflata* was described in association to mangrove vegetation (Duleba et al., 2005; Laut et al., 2016b) and as a cosmopolitan species that tolerates salinity variations (Laut et al., 2014; Martins et al., 2013; 2014; 2015 a). The calcareous species *E. gunteri* and *H. germanica* were previously

regarded as cosmopolitan (Luciani, 2007; Debenay and Guillou, 2002; Armynot du Châtelet et al., 2004; Laut et al., 2014, 2016b) and seems to show this same behavior in the CRE.

The representative species of this group, *P. clossi*, have appeared in other regions over the Brazilian coast, but often in lower relative abundances than in the present study. Laut et al. (2016c) found the species in the Caeté estuary (Amazon coast) and associated to the finer sediment in the upper estuary. *P. clossi* is also regarded as a typical mangrove species (Disaró et al., 2006; Laut et al. 2012, 2016c), which is most likely the explanation for its great abundance and frequency in the CRE. In the DCA, this species showed correlation to high Turb and lower DO. The station with its highest relative abundance, CH05-B, was in completely anoxic conditions, with 0.00 mg.l⁻¹ DO in the water, showing the great resistance of this species to paralic environments. The granulometry once again, did not represent the main parameter to determinate the species distribution. It is possible to infer a preference of *P. clossi* for medium and fine sand, but it was also found in expressive relative abundances in the silty and muddy stations of the CRE (sediment settings detailed in Raposo et al., 2019). Also, this species was not strongly affected by TOC and trace elements in the DCA (Fig. 4) and showed an indifferent distribution regarding Cd, Cu, Mn, Pb and Sr concentrations throughout the CRE (Fig. A1)

The species *H. germanica* is often dominant in regions of temperate climate, e.g. coast of Vendée - France (Armynot du Châtelet et al., 2004), Tees Estuary - UK (Horton and Murray, 2007) and Arade Estuary - Portugal (Laut et al. 2014). However, in the Northeastern Brazilian coast estuaries, this species appears in lower relative abundances (present study; Souza et al., 2010; Laut et al., 2016b). Horton and Murray (2007) encountered dominance of this species in the tidal flat and low marsh areas, showing a strong negative correlation with elevation in the Tees Estuary (UK). The same was observed in the Huelva Coast - Spain, where Ruiz et al. (2005) associated the occurrence of *H. germanica* to higher salinity values and marine influence. We can see a similar distribution in the present study, in which the species showed higher relative abundances (2.9 - 7.8%) in the low estuary areas, with higher pH and Sal (taxa data in Tab. 2; environmental settings in Raposo et al. 2019). Yet, *H. germanica* is also regarded as a cosmopolitan species. Debenay and Guillou (2002), Armynot du Châtelet et al. (2004) and Laut et al. (2016b) have found higher relative abundances in the intermediary zone between the upper and low estuary. In the Arade Estuary, Laut et al. (2014) related the dominance of *H. germanica* to its great resistance to contamination by heavy metals and organic matter. Also, Frontalini et al. (2009) considered this species as bioindicator of pollution by trace elements and Bergamin et al. (2003) and

Romano et al. (2008) described *H. germanica* as tolerant to Mn, Pb and Zn. In the CRE, it showed a negative correlation with Cd, Cu and Pb and seems to be indifferent to Mn and Sr (Fig. A2). Therefore, the factors controlling the distribution of this species are still somewhat difficult to access and seems to vary from temperate to tropical regions, given the different proportion that *H. germanica* appears in estuaries from North and South hemispheres. Probably, this species has preference for the cooler waters from the temperate ecosystems, but further studies should be achieved to confirm this speculation.

The sector IV was located in the specific area of the transect CH08, about 4.5 km far from the mouth. It was represented by the group A of species in the cluster, composed by the dominant species *A. parkinsoniana* and *C. excavatum*. The presence of these species in most of the stations is explained by its cosmopolitan nature (Linke and Lutze, 1993; Ruiz et al., 2005; Souza et al., 2010; Laut et al. 2014; Martins et al., 2015 a, 2016).

The sector represented by *C. excavatum* comprise a highly impacted area with trace elements - mainly Cu, Mn, Pb and Zn (Raposo et al., 2019). This species showed strong positive correlation with Pb and Cu in the DCA (Fig. 4), with highest relative abundances related to higher concentration of these elements (Fig. A1). Thus, it is possible to described it as opportunistic in the areas polluted by Cu and Pb. The increase of its relative abundance in this region goes in accordance to the studies by Sharifi et al. (1991) and Armynot du Châtelet and Debenay (2010) which were also performed in estuarine systems and found great resistance of *C. excavatum* to pollution of industrial effluents and heavy metals. The studies of Debenay and Guillou (2002) and Armynot du Châtelet and Debenay (2010) stressed out the difficulty in discerning between the influence of salinity and the impact of pollution. However, in the CRE, this species was found in dominance in regions with salinity values from 14.1 and 33.7, with the highest relative abundance in the station CH08-C, with salinity of 16.0. Thus, in the CRE this species seems to better respond to pollution than salinity conditions. In the Aveiro Lagoon, Martins et al. (2015a) related the dominance of *C. excavatum* and *A. tepida* to higher values of TOC. In the CRE, the area in which *C. excavatum* reached its highest relative abundance showed low values of TOC (0.37 - 2.8%) and OM (1.63 - 2.20%).

As previously found in Los Archipelago, Guinea (Debenay and Guillou, 2002), as well as in the Kaw Estuary, French Guiana (Debenay et al., 2002) and in the Guadiana Estuary (Laut et al., 2016a), *A. parkinsoniana* is related to the intermediate estuary zones, with low salinity values but still with influence of the coastal waters. In the CRE, this species reached its highest relative abundances (17.5 - 30.8 %) in a sector of the upper estuary where

the salinity mean was 16.0 (transects CH08 to CH09). Thus, *A. parkinsoniana* showed preference for water mixture conditions, that in the mesotidal regime of the CRE is still very clear even in the upper estuary. Frontalini and Coccioni (2008) speculated that this species is very sensitive and intolerant to pollution by trace elements while *A. tepida* is benefited by this condition. Coccioni et al. (2009) indicated significant negative correlation of *A. parkinsoniana* with Cd, Ni and Pb. However, in the present study, the trace element was not a variable of major relevance for this species distribution (Fig. 4 and Fig. A1).

Comparing the trace elements, OM and TOC contents (Raposo et al., 2019) with the biotic indexes, we see that the D showed negative correlation with Cd, Cu, Hg, Mg, Mn, Ni and Pb and positive relation with moderate values of TOC. Meanwhile, H' and S was positively related to Al, As, Cr, Cs, Fe and Sr and did not show a clear relation with OM and TOC. Also, the higher D values was related to lower H' and S, which indicates that the highest foraminiferal density does not correspond to the areas of best ecological conditions for a wide range of species, but for the opportunistic species.

On the basis of the results from this study, the sediment and water of the CRE showed a great spatial variation and the living benthic foraminiferal react with high heterogenic distribution. It was not possible to delimitate assemblages specific related to the upper or to the low estuary, which is not a common feature for estuaries of mesotidal regime. For instance, the studies performed in the temperate estuaries of Arade (Laut et al., 2014) and Guadiana (Laut et al., 2016 a) identified a clear response of the foraminiferal assemblages on behalf of the elevation. We believe that the increased runoff and input of freshwater in the CRE due to the humid conditions typical of the subtropical climate is the main factor conducting that divergence.

CONCLUSION

The living benthic foraminiferal was dominated by the calcareous and oligotrophic species *Ammonia tepida*, *Ammonia parkinsoniana* and *Criboelphidium excavatum*. The agglutinated species *Paratrochammina clossi*, regarded as typical of mangrove areas, was also dominant. As a response to the very mixed water and heterogenic sedimentary environments of the Cachoeira River Estuary, the assemblage's distribution was not grouped in accordance to the low and upper estuaries. It was possible to define four group of species

related to four sectors with different ecological conditions that were spread throughout the estuary.

The group of typical species of oceanic settings was represented by *Quinqueloculina seminula* and was related to the sector I, with higher values of Carb, DO, pH and Sal and lower values of trace elements, except for Sr. This sector was mainly in the low estuary, but it appeared in the upper estuary as well. It also showed increased diversity of Shannon and species richness, showing the best ecological conditions for a wide range of species.

The sector II, on the other hand, was related to the absolute predominance (> 75% relative abundance) of the opportunistic *A. tepida*, showed strong negative relation to Cd, Cu and Pb and moderate positive relation to Sr, OM, Mud and Carb.

The sector III, in the areas of high hydrodynamic conditions and both inland and marine water input, showed the low values of D, H and S and was represented by *P. clossi*. The species *Haynesina germanica* also was related to this sector. This species is often dominant in regions of temperate climate but in the present study it did not showed expressive relative abundances. However, it was possible to define the preference of *H. germanica* to higher pH and Sal, a negative correlation with Cd, Cu and Pb and indifference to Mn and Sr.

The sector IV was the only one specific to a single location, about 4.5 km far from the mouth, in the transition between the low and upper estuary. It was related to the highest values of trace elements and dominance of *C. excavatum*.

This study showed that the foraminiferal distribution in the Cachoeira River Estuary were mostly affected by the trace element concentrations and water influence than by the granulometry, OM and TOC. *C. excavatum* was the most tolerant species to polluted areas with Cu and Pb, while *A. tepida* seem to be sensitive to pollution by these elements.

AKNOWLEDGMENTS

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001, that provided the Master Fellowships of Débora Raposo. The funds for the sample collections in the field were afforded by the project entitled “Foraminíferos e Tecamebas dos estuários do litoral oriental do Brasil” from the INOVA/UNIRIO Program of the *Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro* (UNIRIO) in partnership with the *Universidade Estadual de Santa Cruz* (UESC).

LITERATURE CITED

- Almeida, A. O.; Coelho, P. A.; Santos, J. T. A.; Ferraz, N. R. 2006. Crustáceos decápodos estuarinos de Ilhéus, Bahia, Brasil. *Biota Neotropica*. Link: www.biotaneotropica.org.br.
- Armynot Du Châtelet E.; Debenay J.-P.; Soulard R. 2004. Foraminiferal proxies for pollution monitoring in moderately polluted harbors. *Environmental Pollution* 127 (2004) 27–40. doi:10.1016/S0269-7491(03)00256-2
- Armynot Du Châtelet E.; Debenay J.-P. 2010. The anthropogenic impact on the western French coasts as revealed by foraminifera: A review. *Revue de micropaléontologie* 53 (2010) 129–137. doi:10.1016/j.revmic.2009.11.002
- (ATSDR) Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2018. Link: <https://www.atsdr.cdc.gov/> Accessed in: August 7th, 2018.
- Azpuruá M.A.; Ramos K.D. 2010. A comparison of spatial interpolation methods for estimation of average electromagnetic field magnitude. *Progress In Electromagnetics Research*. 14: 135-145.
- Bahia, 2001. Programa de recuperação das bacias dos rios Cachoeira e Almada. Diagnóstico regional. Caracterização hidrológica. Ilhéus, SRH/UESC, v.1, Tomo IV.
- Bahia, 2017. Plano Estratégico para Revitalização da Bacia do Rio Cachoeira. RP1 - Diagnóstico Ambiental. v.1 (Relatório), t16014. Link: http://cachoeira.participacaopublica.com/ficheiros/RP1_DiagnosticoAmbiental.pdf
- Barbosa, C.F.; Suguio, K. 1999. Biosedimentary facies of a subtropical microtidal estuary – an example from southern Brazil. *Journal of Sedimentary Research*, 69: 576- 587.
- Basile, S., Brai, M., Caruso, A., Cosentino, C., Rizzo, S., Tranchina, L., Valenti, D., 2007. Inquinamento da metallic pesanti in ambiente marino in cor- relazione con la distribuzione dei foraminiferi bentonici. *Collana Studi e Ricerche dell'ARPA Sicilia* 5, 113 p.
- Belart, P.; Clemente, I.; Raposo, D.; Habib, R.; Volino, E.K.; Vilar, A.; Alves Martins, M.V.; Fontana, L.F.; Lorini, M.L.; Panigai, G.; Frontalini, F. Figueiredo, M.S.L.; Vasconcelos, S.G.; Laut, L. 2018. Living and dead Foraminifera as bioindicators in Saquarema Lagoon System, Brazil. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 46(5): 1055-1072. DOI: 10.3856/vol46-issue5-fulltext-18
- Bergamin, L., Romano, E., Gabellini, M., Ausili, A., Carboni, M.G., 2003. Chemical-physical and ecological characterisation in the environmental project of a polluted coastal area: the Bagnoli case study. *Mediterranean Marine Science* 4, 5–20.
- Boltovskoy, E., 1965. Los foraminíferos recientes, biología, métodos de estudio y aplicación oceanográfica. Buenos Aires: Editora Universitaria, 509p.
- Boltovskoy, E.; Giussani, G.; Watanabe, S., and Wright, R., 1980. Atlas of Benthic Shelf Foraminifera of the Southwest Atlantic. The Hague, The Netherlands: Dr. W. Junk by Publishers, 147p.
- Bonetti, C.; Eichler, B.B. 1997. Benthic foraminifera and thecamoebians as indicators of river/sea gradients in the estuarine zone of Itapitanguí River – Cananéia/SP, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 69(4): 545-563.
- Bouchet VMP, Debenay J-P, Sauriau P-G, Radford-Knoery J, Soletchnik P (2007) Effects of short-term environmental disturbances on living benthic foraminifera during the

- Pacific oyster summer mortality in the Marennes-Oléron Bay (France). *Mar Environ Res* 64(3): 358–383. DOI: 10.1016/j.marenvres.2007.02.007
- Brönnimann, P. 1979. Recent benthonic foraminifera from Brasil Morphology and ecology Part IV: Trochamminids from the Campos shelf with description of *Paratrochammina* n. gen. *Paläontologische Zeitschrift* 53(1):5-25. DOI: 10.1007/BF02987785
- Burone, L.; Pires-Vanin, A.M.S. 2006. Foraminiferal assemblages in Ubatuba Bay, south-eastern Brazilian coast. *Scientia Marina*, 70, 203–217.
- Camacho, S.; Moura, D.; Connor, S.; Scott, D.; Boski, T. 2015. Ecological zonation of benthic foraminifera in the lower Guadiana Estuary (southeastern Portugal). *Marine Micropaleontology*, 114: 1 -18. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marmicro.2014.10.004>
- Clemente, I.M.M.M., da Silva, F.S., Laut, L.L.M., Frontalini, F., da Costa, V.L., da Conceição Rodrigues, M.A., Pereira, E., Bergamaschi, S., Filho, J.G.M., Martins, M.V.A., 2015. Biochemical composition and foraminiferal content of sediments for determining bottom sector environments in Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil). *J. Coast. Res.* 31, 1190–1204. <http://dx.doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-14-00104.1>.
- Coccioni, R., Frontalini, F., Marsili, A., Mana, D., 2009. Benthic foraminifera and trace element distribution: a case study from the heavily polluted lagoon of Venice (Italy). In: Romano, E., Bergamin, L. (Eds.), *Foraminifera and marine pollution*, 56. *Marine Pollution Bulletin*, pp. 257–67.
- Cosentino, C., Corso, S., Caruso, A., 2008. Influenza degli inquinanti nella distribuzione dei foraminiferi bentonici nei sedimenti marini (Progetto AspraCoast). In: Caruso, A. (Ed.), *Aspra Coast: Modello di gestione ambientale della fascia costiera del comune di Bagheria*, pp. 107–122.
- Debenay, J.P.; Guillou, J.J. 2002. Ecological transitional indicated by foraminiferal assemblages in paralic environments. *Estuaries*, 25(6): 1107-1120.
- Debenay, J.P.; Guiral, D.; Parra, M. 2002. Ecological Factors Acting on the Microfauna in Mangrove Swamps. The Case of Foraminiferal Assemblages in French Guiana. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 509–533. DOI:10.1006/ecss.2001.0906
- Debenay, J.P.; Carbonel, P.; Morzadec-Kerfourn, M.-T.; Cazaubon, A.; Denèfle, M.; Lézine, A.-M. 2003. Multi-bioindicator study of a small estuary in Vendée (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 843–860. DOI: 10.1016/S0272-7714(03)00189-6
- (DHN) Diretoria de Hidrografia e Navegação. 2016. Tábuas de marés. Marinha do Brasil. Link: <<http://www.dhn.mar.mil.br/>>. Accessed in: October 7th, 2016.
- Disaró, S. 2006. Foraminíferos em ecossistemas de manguezal e marismas salgadas. 67-85. In: MONTEIRO-FILHO, E.L.A. and ARANHA, J.M.R. (Eds.) *Revisões em Zoologia - I: Volume comemorativo dos 30 anos do Curso de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Paraná*, Edition: 1. Chapter: 4, Publisher: Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Paraná. Curitiba - PR, pp.67-85
- Donnici, S.; Serandrei-Barbero, R.; Bonardi, M., and Sperle, M., 2012. Benthic foraminifera as proxies of pollution: The case of Guanabara Bay (Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, 64, 2015–2028.
- Duleba, W.; Debenay, J.P. 2003. Hydrodynamic circulation in the estuaries of Estação Ecológica Juréia-Itatins, Brazil, inferred from foraminifera and thecamoebian assemblages. *Journal of Foraminiferal Research*, 33(1): 62-93.

- Duleba, W., Coimbra, J.C.S.C., Petri, S., Barbosa, C.F., 2005. Foraminíferos, tecamebas e ostracodes recentes utilizados como bioindicadores em estudos ambientais brasileiros. In: Souza, C.R.G., Suguio, K, Oliveira, A.M.S.O. & Oliveira, P.E. (eds), Quaternário do Brasil. Holos, Ribeirão Preto, 176-210.
- Eichler, P.P.B., Eichler, B.B., Miranda L.B., Pereira, E.R.M., Kfourri, P.B.P., Pimenta, F.M., Bérghamo, A.L., Vilela, C.G., 2003. Benthic foraminiferal response to variations in temperature, salinity, dissolved oxygen and organic carbon, in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências*, 26: 36-51.
- Ernst, S.R., Morvan, J., Geslin, E., Le Bihan, A., Jorissen, F.J., 2006. Benthic foraminiferal response to experimentally induced Erika oil pollution. *Mar. Micropaleontol.* 61, 76–93. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marmicro.2006.05.005>
- Fatela, F.; Taborda, R. 2002. Confidence limits of species proportions in microfossil assemblages. *Mar. Micropaleontol.* 45, 169–174. [http://dx.doi.org/10.1016/S0377-8398\(02\)00021-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0377-8398(02)00021-X).
- Feitosa, F. A. N.; Nascimento, F. C.; Costa, K. M. P. 1999. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros hidrológicos na Baía do Pina (Recife - PE). *Tropical Oceanography*, v. 27, p.1-13. DOI: <https://doi.org/10.5914/tropocean.v27i2.2813>
- Ferraro, F., Sammartino, S., Feo, M.L., Rumolo, P., Salvagio Manta, D., Marsella, E., Sprovieri, M., 2009. Utility of benthic foraminifera for biomonitoring of contamination in marine sediments: a case study from the Naples Harbour (Southern Italy). *Journal of Environmental Monitoring* 11, 1226–1235.
- Fidelman, P. I. J. 2005. Contribuição para a mitigação dos impactos da macrófita aquática *Eichhorniacras sipes* sobre a zona costeira da região Sul da Bahia. *Gerenc. Cost. Int.*, v.4, p. 1–5.
- Flemer, D. A.; Champ, M. A. What is the future fate of estuaries given nutrient overenrichment, freshwater diversion and low flows? *Mar. Pollut. Bull.*, v. 52, p. 247-258, 2006.
- Franco, G.B.; Lavenère-Wanderley, A.A.O.; Moreau, M.S. 2006. Estudo comparativo da batimetria (1941-1976) da Baía do Pontal, em Ilhéus – Bahia. *Caminhos de Geografia*, 7 (18), 37 – 46. ISSN 1678-6343
- Frontalini, F., Coccioni, R., 2008. Benthic foraminifera for heavy metal pollution monitoring: a case study from the central Adriatic Sea coast of Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76, 404–417.
- Frontalini, F.; Buosi, C.; Da Pelo, S.; Coccioni, R.; Cherchi, A.; Bucci, C. 2009. Benthic foraminifera as bio-indicators of trace element pollution in the heavily contaminated Santa Gilla lagoon (Cagliari, Italy). *Marine Pollution Bulletin* 58 (2009) 858–877. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.01.015
- Frontalini, F., Coccioni, R., 2012. The response of the benthic foraminiferal community to copper exposure: the mesocosm experience. *J. Environ. Prot.* 3, 342–352.
- Frontalini, F.; Greco, M.; Di Bella, L.; Lejzerowicz, F.; Reo, E.; Caruso, A.; Cosentino, C.; Maccotta, A.; Scopelliti, G.; Nardelli, M.P.; Losada, M.T.; Armynot du Châtelet, E.; Coccioni, R.; Pawlowski, J. 2018. Assessing the effect of mercury pollution on cultured benthic foraminifera community using morphological and eDNA metabarcoding approaches. *Marine Pollution Bulletin.* v. 129(2), 512-524. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.022>

- Guimarães, A. G. 2006. Tempo de residência da água e estado trófico da porção interna do Estuário do Rio Cachoeira, Ilhéus-BA. Thesis (Masters' degree). Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA. 118pp.
- Gu, B., Bian, Y., Miller, C.L., Dong, W., Jiang, X., Liang, L., 2011. Mercury reduction and complexation by natural organic matter in anoxic environments. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108 (4), 1479–1483. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1008747108>
- Gustafsson, M., Dahllöf, I., Blanck, H., Hall, P., Molander, S., Nordberg, K., 2000. Benthic foraminiferal tolerance to tri-n-butyltin (TBT) pollution in an experimental meso- cosm. *Mar. Pollut. Bull.* 40, 1072–1075.
- Hayward, B.W., Cedhagen, T., Kaminski, M., Gross, O., 2018. World Foraminifera database. Link: <http://www.marinespecies.org/foraminifera>.
- Horton, B.P.; Murray, J.W. 2007. The roles of elevation and salinity as primary controls on living foraminiferal distributions: Cowpen Marsh, Tees Estuary, UK. *Marine Micropaleontology* v.63, 169–186. doi:10.1016/j.marmicro.2006.11.006
- Ip, C.C.M.; Li, X.D.; Zhang, G.; Farmer, J.G.; Wai, O.W.H.; Li, Y.S. 2004. Over one hundred years of trace metal fluxes in the sediments of the Pearl River Estuary, South China. *Environmental Pollution* 132, 157-172. doi:10.1016/j.envpol.2004.03.028
- Irving, H., Williams, R.J.P., 1948. Order of stability of metal complexes. *Nature* 162, 746–747. doi:10.1038/162746a0.
- Koenig, M. L.; Eskinazi-Leça, E.; Sigrid Neumann-Leitão, S.; Macêdo S. J.; 2002. Impactos da Construção do Porto de Suape Sobre a Comunidade Fitoplânctônica no Estuário do Rio do Ipojuca (Pernabuco-Brasil). *Acta Botanica Brasílica*, 16 (4): 407-420.
- Levenson, H. Estuaries and coastal waters need help. *Environ. Sci. Technol.*, v. 21, p.1052-1054, 1987.
- Laut, L.L.M., Silva, F.S., Figueiredo, A.G., Jr., and Laut, V.M., 2011. Assembleias de foraminíferos e tecamebas associadas a análises sedimentológicas e microbiológicas no delta do rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro Brasil. *Pesquisas em Geociências*, 38, 251–267.
- Laut, L.L.M.; Silva, F.S.; Martins, V.; Rodrigues, M.A.C.; Mendonça, J.O.; Clemente, I.M.M.M.; Laut, V.M. & Mentzigen, L.G. 2012. Foraminíferos do Complexo Sepetiba/ Guaratiba. In: RODRIGUES, M.A.C.; PEREIRA S.D. & SANTOS S.B. (Eds.), *Baía de Sepetiba: Estado da Arte*. Corbã, Rio de Janeiro, p. 115-150.
- Laut, L.L.M.; Cabral, I.A.; Rodrigues, M.A.C.; da Silva, F.S.; Alves Martins, M.V.; Boski, T.; Gomes, A.I.; Dias, J.M.A.; Fontana, L.F.; Laut, V.M.; Mendonça-Filho, J.G. 2014. Compartimentos Ambientais do Estuário do Rio Arade, Sul de Portugal, com Base na Distribuição e Ecologia de Foraminíferos. *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ*. v.37(2), p. 60-74. DOI: http://dx.doi.org/10.11137/2014_2_60_74
- Laut, L.L.M.; Clemente, I.M.M.M.; Belart, P.; Martins, M.V.A.; Frontalini, F.; Laut, V.M.; Gomes, A.; Boski, T.; Lorini, M.L.; Fortes, R.R.; Rodrigues, M.A.C. 2016a. Multiproxies (benthic foraminifera, ostracods and biopolymers) approach applied to identify the environmental partitioning of the Guadiana River Estuary (Iberian Peninsula). *Journal of Sedimentary Environments*, 1(2): 184-201. DOI: doi: 10.12957/jse.2016.22534

- Laut, L.L.M.; Martins, V.; da Silva, F.S.; Crapez, M.A.C.; Fontana, L.F.; Carvalhal-Gomes, S.B.V., and Souza, R.C.C.L. 2016b. Foraminifera, thecamoebians, and bacterial activity in polluted intertropical and subtropical Brazilian estuarine systems. *Journal of Coastal Research*, 32(1), 56–69. Coconut Creek (Florida). DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-14-00042.1
- Laut LLM, Alves Martins MV, Frontalini F, Belart P, Santos VF, Lorini ML, Fortes RF, Silva FS, Vieira SSS, Souza Filho PWM. 2016c. Biotic (foraminifera and thecamoebians) and abiotic parameters as proxies for identification of the environmental heterogeneity in Caeté river estuary, amazon coast, Brazil. *Journal of Sedimentary Environments*. 1(1): 1-16. DOI: 10.12957/jse.2016.21264
- Laut, L.; Clemente, I.; Alves Martins, M.V.; Frontalini, F.; Raposo, D.; Belart, P.; Habib, R.; Fortes, R.; Lorini, M.L. 2017. Benthic Foraminifera and Thecamoebians of Godineau River Estuary, Gulf of Paria, Trinidad Island. *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ*, v.40(2), p. 118-143. DOI: http://dx.doi.org/10.11137/2017_2_118_143
- Linke, P., Lutze, G.F., 1993. Microhabitat preferences of benthic foraminifera - a static concept or a dynamic adaptation to optimize food acquisition? *Marine Micropaleontology* 20, 215–234.
- Loeblich, A.R., Tappan, H., 1987. *Foraminiferal Genera and their Classification*. Van Nostrand Reinhold Company, New York (970 pp.).
- Luciani, V., 2007. Test abnormalities in benthic foraminifera and heavy metal pollution at the Goro lagoon (Italy): a multi-year history. *Geophysical Research Abstracts* 9, 09765.
- Lucio, M.Z.T.P.Q.L. 2010. *Biogeoquímica do Rio Cachoeira (Bahia, Brasil)*. Masters' thesis. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz. 44p. Link: http://nbcgib.uesc.br/ppgsat/files/PPGSAT/Dissertacoes/Maria_Zita_Tabosa_Pinheiro_de_Q_L_Lucio.pdf Acesso em: 14 de março de 2018.
- Marins R. V. Filho F.J. P. Rocha. C. A. S. 2007. Geoquímica de Fósforo como Indicadora da Qualidade Ambiental e dos Processos Estuarinos do Rio Jaguaribe- Costa Nordeste Oriental Brasileira. *Quimica Nova*, 30 (5): 1208-1214.
- Martins, M.V.A., Gomes, V.C.R.D., 2004. *Foraminíferos da Margem Continental NW Ibérica: Sistemática, Ecologia e Distribuição*, 4th edition. Universidade de Aveiro, Portugal (331 pp.).
- Martins, M.V.A., Frontalini, F., Tramonte, K.M., Figueira, R.C.L., Miranda, P., Sequeira, C., Fernández-Fernández, S., Dias, J.A., Yamashita, C., Laut, L.M., Silva, F.S., Rodrigues, M.A.C., Bernardes, C., Nagai, R., Sousa, S.M., Mahiques, M., Rubio, B., Bernabeu, A., Rey, D., Rocha, F., 2013. Assessment of the health quality of Ria de Aveiro (Portugal): heavy metals and benthic foraminifera. *Marine Pollution Bulletin* 70, 18-33. doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.02.003.
- Martins, MVA, Frontalini, F., Rodrigues, M.A.C., Dias, J.A., Laut, L.L.M., Silva, F.S., Clemente, I.M.M.M., Reno, R., Moreno, J., Sousa, S., Zaaboub, N., El Bour, M., Rocha, F., 2014. Foraminiferal Biotopes and their Distribution Control in Ria de Aveiro (Portugal): a multiproxy approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 186, 8875-8897. doi: 10.1007/s10661-014-4052-7

- Martins, V.A., Silva, F., Lazaro, L.M.L., Frontalini, F., Clemente, I.M., Miranda, P., Figueira, R., Sousa, S.H.M., Dias, J.M.A., 2015a. Response of benthic foraminifera to organic matter quantity and quality and bioavailable concentrations of metals in Aveiro Lagoon (Portugal). *PLoS ONE* 10 (2): e0118077. doi:10.1371/journal.pone.0118077
- Martins, V.A., Laut, L.L.M., Silva, F.S., Miranda, P., Mendonça-Filho, J.G., Fernández-Fernández, S., Sousa, S.S., Rodrigues, M.A.C., Rodrigues, A.R., Yamashita, C., Faria, E.O., Oliveira, R.R., Nagai, R.H., 2015b. Associações de foraminíferos em resposta a variações ambientais da Laguna de Aveiro – Portugal. *Anuário de Geociências – UFRJ* 38, 56-69. doi.org/10.11137/2015_2_56_69
- Martins, M.V.A., Laut, L.L.M., Frontalini, F., Sequeira, C., Rodrigues, R., Fonseca, M.C.F., Bergamaschi, S., Pereira, E., Delavy, F.P., Figueiredo Jr., A.G., Miranda, P., Terroso, D., Pena, A.L., Laut, V.M., Figueira, R., Rocha, F., 2016. Controlling factors on the abundance, diversity and size of living benthic foraminifera in the NE sector of Guanabara Bay (Brazil). *Journal of Sedimentary Environments*, 1(4): 393-410. DOI: 10.12957/jse.2016.26872
- Murray, J., 2006. *Ecology and Applications of Benthic Foraminifera*. Cambridge: Cambridge University Press. 422 pp.
- Oliveira, M.C.R.A. 1997. *As relações Ambientais da Bacia do Rio Cachoeira (Sul da Bahia)*. Ilhéus- BA. Editus. 112p.
- Oliveira, A.B.; Rizzo, A.E.; Couto, E.C.G. 2013. Assessing Decomposition Rates of *Rhizophora* mangrove and *Laguncularia racemosa* Leaves in a Tropical Mangrove. *Estuaries and Coasts*. DOI 10.1007/s12237-013-9627-y
- Pinho, A. G. 2001. *Estudo da qualidade das águas do Rio Cachoeira – Região Sul da Bahia*. Thesis (Masters’ degree - Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente). Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus - BA. 133p.
- Poag, C.W., 1981. *Ecologic Atlas of Benthic Foraminifera of the Gulf of Mexico*. Hutchinson Ross, Marine Science International, Woods Hole (175 pp.).
- Rabalais, N. N. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*, v. 31, p. 102-112, 2002.
- Raposo, D., Laut, V., Clemente, I., Martins, V., Frontalini, F., Silva, F., Lorini, M.L., Fortes, R., Laut, L., 2016. Recent benthic foraminifera from the Itaipu Lagoon, Rio de Janeiro (southeastern Brazil). *Check List* v.12 (5). <http://dx.doi.org/10.15560/12.5.1959>.
- Raposo, D.; Clemente, I.; Figueiredo, M.; Vilar, A.; Lorini, M.L.; Frontalini, F.; Martins, V.; Belart, P.; Fontana, L.; Habib, R.; Laut, L. 2018. Benthic foraminiferal and organic matter compounds as proxies of environmental quality in a tropical coastal lagoon: The Itaipu lagoon (Brazil). *Marine Pollution Bulletin* 129,114–125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.018>
- Raposo, D.; Correia, F.V.; Martins, M.V.A.; Vasconcelos, S.C.; Pereira, E.; Couto, E.C.G.; Figueiredo, M.S.L.; Lorini, M.L.; Ballalai, J.M.; Laut, L. 2019. Indicadores geoquímicos e biodisponibilidade de elementos-traço em sedimentos do estuário do rio Cachoeira, Ilhéus - BA, Brasil (Artigo em fase de submissão ao Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ).
- Romano, E., Bergamin, L., Ausili, A., Pierfranceschi, G., Maggi, C., Sesta, G., Gabellini, M., 2009. The impact of the Bagnoli industrial site (Naples, Italy) on sea-bottom environment. Chemical and textural features of sediments and the related response of

- benthic foraminifera. In: Romano, E., Bergamin, L. (Eds.), *Foraminifera and marine pollution*, 59. *Marine Pollution Bulletin*, pp. 245–56.
- Ruiz, F.; González-Regalado, M.L.; Pendón, J.G.; Abad, M.; Olías, M.; Muñoz, J.M. 2005. Correlation between foraminifera and sedimentary environments in recent estuaries of Southwestern Spain: Applications to holocene reconstructions. *Quaternary International* 140–141, 21–36. DOI: 10.1016/j.quaint.2005.05.002
- Samir, A.M., El-Din, A.B., 2001. Benthic foraminiferal assemblages and morphological abnormalities as pollution proxies in two Egyptian bays. *Marine Micropaleontology* 41, 193–227.
- Schiavetti, A.; Schilling, A. C.; Oliveira, H. T. 2005. Caracterização sócio-ambiental da bacia hidrográfica do Rio Cachoeira, sul da Bahia, Brasil. In: SCHIAVETTI, A. & CAMARGO, A. F. M. (Eds.) *Conceito de bacias hidrográficas: teorias e aplicações*. Ed. Editus. Ilhéus-BA, 293p.
- Schönfeld, J., Alve, E., Geslin, E., Jorissen, F., Korsun, S., Spezzaferri, S., members of the FOBIMO group. 2012. FOBIMO (FORaminiferal BIO-MONitoring) initiative—towards a standardised protocol for soft-bottom benthic foraminiferal monitoring studies. *Mar. Micropaleontol.* 94–95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marmicro.2012.06.001>.
- Sharifi, A.R., Croudace, I.W., Austin, R.L., 1991. Benthic foraminiferids as pollution indicators in Southampton Water, southern England, UK. *Journal of Micropaleontology* 10 (1), 109–113.
- Silva, M.A.M; Souza, M.F.L; Abreu, P.C. 2015. Spatial and temporal variation of dissolved inorganic nutrients, and chlorophyll-a in a tropical estuary in northeastern Brazil: dynamics of nutrient removal. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63(1):1-15. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592015064506301>
- Souza, M. F. L.; Eça, G. F.; Silva, M. A. M.; Amorim, F. A. C.; Lôbo, I. P. 2009. Distribuição de nutrientes dissolvidos e clorofila-a no Estuário do Rio Cachoeira, Nordeste do Brasil. *Atlântica*, v. 31, p.107- 121. DOI: 10.5088/atl.2009.31.1.107
- Souza, V.M.; Laut, L.L.M.; Silva, F.S.; Figueiredo, A.G., Jr.; Vital, H., Frazão, E., 2010. Benthic foraminifera and bacterial activity as a proxy for environmental characterization in Potengi Estuary, Rio Grande do Norte, Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências*, 33(1), 20–34.
- Stankovic, S., Kalaba, P., Stankovic, A.R., 2014. Biota as toxic metal indicators. *Environ. Chem. Lett.* 12, 63–84. TAPPIN, A. D. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: current estimates and uncertainties. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, v. 55, p. 885-901, 2002.
- Tappin, A. D. 2002. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: current estimates and uncertainties. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, v. 55, p. 885–901.
- Teodoro, A.C.; Duleba, W.; Gubitoso, S.; Prada, S.M.; Lamparelli, C.C., and Bevilacqua, J.E. 2010. Analysis of foraminifera assemblages and sediment geochemical properties to characterize the environment near Araçá and Saco da Capela domestic sewage submarine outfalls of São Sebastião Channel, São Paulo State, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 536–553.
- Walton, W.R., Sloan, B.J., 1990. The genus *Ammonia* Brunnich, 1772: its geographic distribution and morphologic variability. *J. Foraminifer. Res.* 20 (2), 128–156.

- Yassini, I., Jones, B.G., 1995. Recent Foraminifera and Ostracoda From Estuarine and Shelf Environments on the Southeastern Coast of Australia. University of Wollongong Press, Wollongong (484 pp.).
- Zaninetti, L.; Brönnimann, P.; Dias-Brito, D.; Arai, M.; Casaletti, P.; Koutsoukos, E. & Silveira, S. 1979. Distribution écologique des foraminifères dans la Mangrove d'Acupe, Etat de Bahia, Brésil. Notes du Laboratoire de Paleontologie de l'Unirsite de Geneve, 4(1): 1-17.

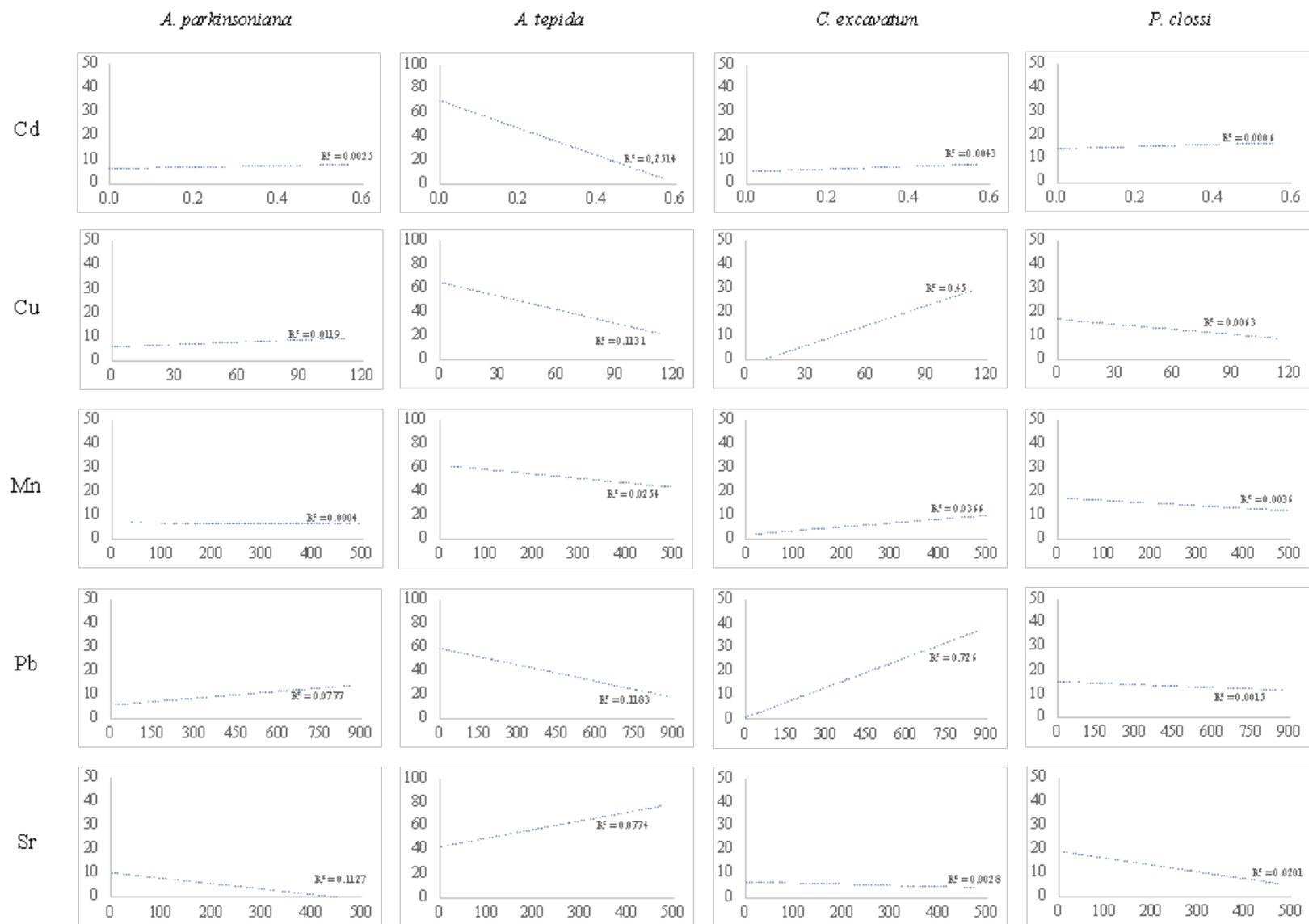


Fig. A1. Concentrations of Cd, Cu, Mn, Pb and Sr ($\mu\text{g g}^{-1}$) against the relative abundances (%) of the dominant species found in the Cachoeira River Estuary.

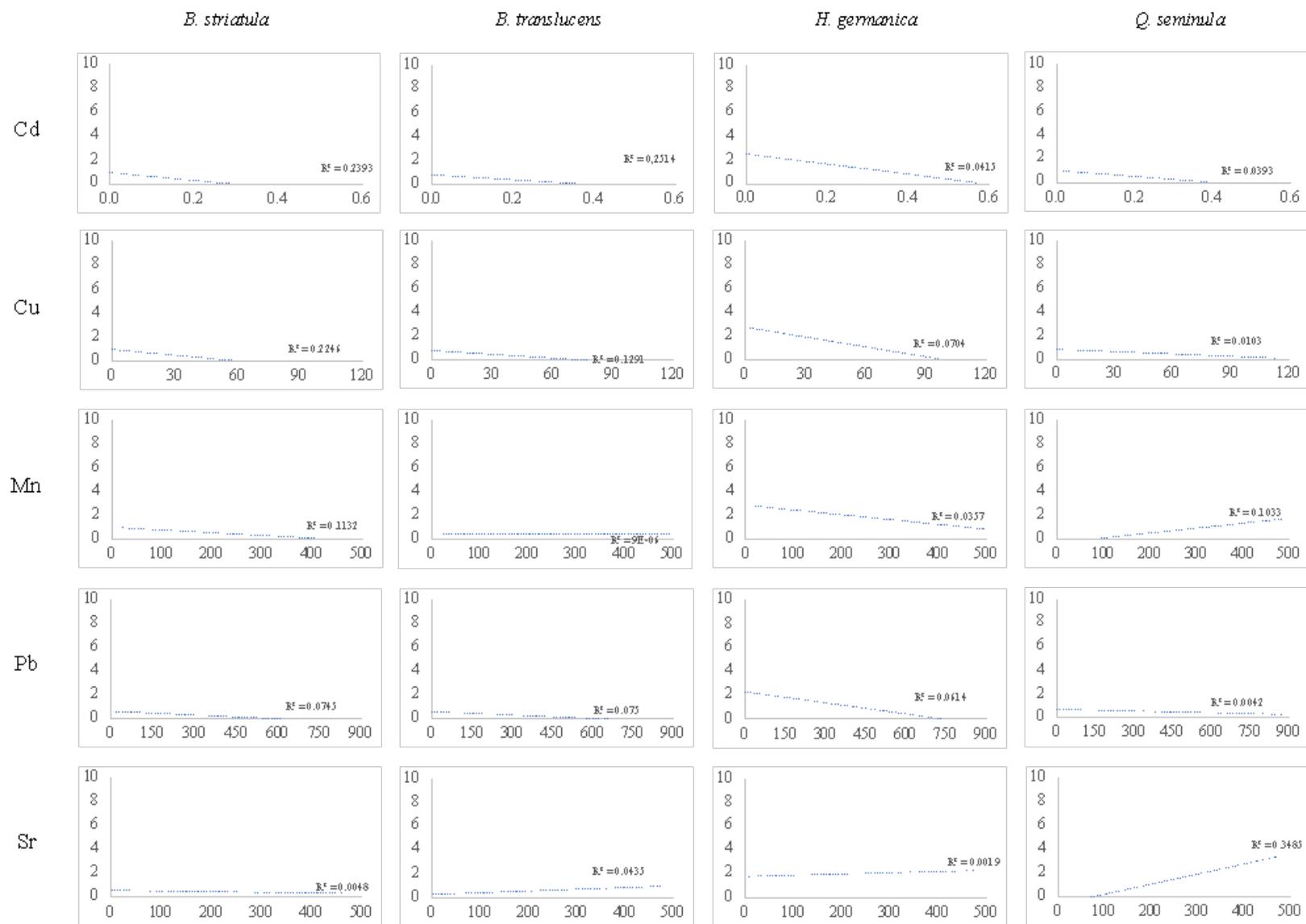


Fig. A2. Concentrations of Cd, Cu, Mn, Pb and Sr (ug.g-1) against the relative abundances (%) of the constant, but not dominant, species found in the Cachoeira River Estuary

CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados deste estudo revelaram altas concentrações de elementos-traço biodisponíveis no sedimento do estuário do Rio Cachoeira, com destaque para o As, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn que foram encontrados em concentrações superiores aos limites estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Acredita-se que a biodisponibilidade dos elementos esteja sendo favorecida pela maior oxigenação do sedimento, evidenciada pela maior razão C/S na região em que as suas concentrações foram mais elevadas. Os foraminíferos bentônicos vivos foram dominados pelas espécies calcárias e oligotróficas *Ammonia tepida*, *Ammonia parkinsoniana* e *Criboelphidium excavatum*. A espécie aglutinante *Paratrochammina clossi*, considerada típica das áreas de mangue, também foi dominante. Como resposta aos ambientes sedimentares muito heterogêneos do Estuário do Rio Cachoeira, a distribuição da assembléia não foi agrupada de acordo com o estuário inferior ou superior. Foi possível definir quatro grupos de espécies relacionadas a quatro setores com diferentes condições ecológicas que se espalharam pelo estuário. O grupo de espécies típicas de ambientes oceânicos foi representado por *Quinqueloculina seminula* e foi relacionado ao setor I, com valores mais altos de carbonato, oxigênio dissolvido, pH e salinidade e valores mais baixos de elementos-traço, exceto para Sr. Este setor está principalmente localizado no baixo estuário e mostrou maior diversidade de Shannon e riqueza de espécies, exibindo as melhores condições ecológicas para uma ampla gama de espécies. O setor II, por outro lado, relacionou-se à predominância absoluta (> 75% de abundância relativa) da espécie considerada oportunista *A. tepida* e mostrou forte relação negativa com Cd, Cu e Pb e moderada relação positiva com matéria orgânica, sedimento fino e carbonato. O setor III, nas áreas de alta hidrodinâmica e entrada de água do continente e do mar, apresentou os baixos valores de densidade, diversidade de Shannon e riqueza de espécies e foi representado por *P. clossi*. A espécie *Haynesina germanica* também se relacionou a esse setor. Esta espécie é frequentemente dominante em regiões de clima temperado, mas no presente estudo não apresentou abundâncias relativas expressivas. Ainda assim, foi possível definir a preferência de *H. germanica* para pH e salinidade mais elevados e correlação negativa da espécie com Cd, Cu e Pb e indiferença para Mn e Sr. O setor IV, por fim, foi o único específico para uma região, a cerca de 4,5 km da foz, na transição entre o estuário inferior e o superior. Relacionou-se com os maiores valores de elementos-traço e dominância de *C. excavatum*. Este estudo mostrou que a distribuição de foraminíferos no estuário do rio Cachoeira foi mais afetada pelas concentrações de elementos traço e

influência da água do que pela granulometria, OM e TOC. *C. excavatum* foi a espécie mais tolerante a áreas poluídas com Cu e Pb, enquanto a *A. tepida* parece ser sensível à poluição por esses elementos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, A.O.; COELHO, P.A.; SANTOS, J.T.A. & FERRAZ, N.R. 2006. Crustáceos decápodos estuarinos de Ilhéus, Bahia, Brasil. *Biota Neotropica*. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br>>. Acesso em: 23 jun. 2018.
- ALVE, E., OLSGARD, F., 1999. Benthic foraminiferal colonization in experiments with copper-contaminated sediments. *Journal of Foraminiferal Research* 29 (3), 186–195.
- ALVE, E., 1991. Benthic foraminifera in sediment cores reflecting heavy metal pollution in Sorfjord, western Norway. *Journal of Foraminiferal Research* 21 (1), 1–19.
- ALVE, E., 1995. Benthic foraminiferal responses to estuarine pollution: a review. *Journal of Foraminiferal Research* 25 (3), 190–203.
- ARMYNOT DU CHÂTELET E.; DEBENAY J.-P.; SOULARD R. 2004. Foraminiferal proxies for pollution monitoring in moderately polluted harbors. *Environmental Pollution* 127 (2004) 27–40. doi:10.1016/S0269-7491(03)00256-2
- (ATSDR) Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2017. Disponível em: <<https://www.atsdr.cdc.gov/>>. Acesso em: 07 ago. 2018.
- BAHIA. 2001. Programa de recuperação das bacias dos rios Cachoeira e Almada. Diagnóstico regional. Caracterização hidrológica. Ilhéus, SRH/UESC, v.1, Tomo IV.
- BAHIA. 2017. Plano Estratégico para Revitalização da Bacia do Rio Cachoeira. RP1 - Diagnóstico Ambiental. v.1 (Relatório), t16014. Disponível em: <http://cachoeira.participacao publica.com/ficheiros/RP1_DiagnosticoAmbiental.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2018.
- BOLTOVSKOY, E., SCOTT, D.B., MEDIOLI, F.S., 1991. Morphological variations of benthic foraminiferal tests in response to changes in ecological parameters: a review. *Journal of Paleontology* 65 (2), 175– 185.
- BOLTOVSKOY, E., 1965. Los foraminíferos recientes, biología, métodos de estudio y aplicación oceanográfica. Buenos Aires: Editora Universitaria, 509p.

- BOUCHET VMP, DEBENAY J-P, SAURIAU P-G, RADFORD-KNOERY J, SOLETCHNIK P (2007) Effects of short-term environmental disturbances on living benthic foraminifera during the Pacific oyster summer mortality in the Marennes-Oléron Bay (France). *Mar Environ Res* 64(3): 358–383. DOI: 10.1016/j.marenvres.2007.02.007
- BUCKLEY, D.E., OWENS, E.H., SCHAFER, C.T., VILKS, G., CRANSTON, R.E., RASHID, M.A., WAGNER, F.J.E., WALKER, D.A., 1974. Canso Strait and Chedabucto Bay: a multidisciplinary study of the impact of man on the marine environment. Geological Survey of Canada, Paper 74–30, 133–160.
- CLEMENTE, I.M.M.M., DA SILVA, F.S., LAUT, L.L.M., FRONTALINI, F., DA COSTA, V.L., DA CONCEIÇÃO RODRIGUES, M.A., PEREIRA, E., BERGAMASCHI, S., FILHO, J.G.M., MARTINS, M.V.A., 2015. Biochemical composition and foraminiferal content of sediments for determining bottom sector environments in Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil). *J. Coast. Res.* 31, 1190–1204. <http://dx.doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-14-00104.1>.
- DEBENAY, J.-P., TSAKIRIDIS, E., SOULARD, R., GROSSEL, H., 2001. Factors determining the distribution of foraminiferal assemblages in Port Joinville Harbor (Ile d’Yeu, France): the influence of pollution. *Marine Micropaleontology* 43, 75–118.
- FRONTALINI, F., COCCIONI, R., 2008. Benthic foraminifera for heavy metal pollution monitoring: a case study from the central Adriatic Sea coast of Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76, 404–417.
- FRONTALINI, F.; BUOSI, C.; DA PELO, S.; COCCIONI, R.; CHERCHI, A.; BUCCI, C. 2009. Benthic foraminifera as bio-indicators of trace element pollution in the heavily contaminated Santa Gilla lagoon (Cagliari, Italy). *Marine Pollution Bulletin* 58 (2009) 858–877. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.01.015
- GU, B.; BIAN, Y.; MILLER, C.L.; DONG, W.; JIANG, X. & LIANG, L. 2011. Mercury reduction and complexation by natural organic matter in anoxic environments. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 108 (4): 1479 - 1483. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1008747108>
- HAYWARD, B.W., CEDHAGEN, T., KAMINSKI, M., GROSS, O., 2018. World Foraminifera database. Link: <http://www.marinespecies.org/foraminifera>.

- IP, C.C.M.; LI, X.D.; ZHANG, G.; FARMER, J.G.; WAI, O.W.H. & LI, Y.S. 2004. Over one hundred years of trace metal fluxes in the sediments of the Pearl River Estuary, South China. *Environmental Pollution*, 132: 157-172. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.03.028
- LAUT, L.L.M., SILVA, F.S., FIGUEIREDO, A.G., JR., AND LAUT, V.M., 2011. Assembleias de foraminíferos e tecamebas associadas a análises sedimentológicas e microbiológicas no delta do rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro Brasil. *Pesquisas em Geociências*, 38, 251–267.
- LAUT, L.L.M.; SILVA, F.S.; MARTINS, V.; RODRIGUES, M.A.C.; MENDONÇA, J.O.; CLEMENTE, I.M.M.M.; LAUT, V.M. & MENTZIGEN, L.G. 2012. Foraminíferos do Complexo Sepetiba/ Guaratiba. In: RODRIGUES, M.A.C.; PEREIRA S.D. & SANTOS S.B. (Eds.), *Baía de Sepetiba: Estado da Arte*. Corbã, Rio de Janeiro, p. 115-150.
- LAUT, L.L.M.; MARTINS, V.; DA SILVA, F.S.; CRAPEZ, M.A.C.; FONTANA, L.F.; CARVALHAL-GOMES, S.B.V., AND SOUZA, R.C.C.L. 2016. Foraminifera, thecamoebians, and bacterial activity in polluted intertropical and subtropical Brazilian estuarine systems. *Journal of Coastal Research*, 32(1), 56–69. Coconut Creek (Florida). DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-14-00042.1
- LUCIO, M.Z.T.P.Q.L. 2010. *Biogeoquímica do Rio Cachoeira (Bahia, Brasil)*. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais, Universidade Estadual de Santa Cruz, Dissertação de Mestrado, 44p. PDF: http://nbcgib.uesc.br/ppgsat/files/PPGSAT/Dissertacoes/Maria_Zita_Tabosa_Pinheiro_de_Q_L_Lucio.pdf
- MARTINS, M.V.A.; SILVA, F.; LAUT, L.L.M.; FRONTALINI, F.; CLEMENTE, I.M.M.M.; MIRANDA, P.; FIGUEIRA, R.; SOUSA, S.H.M. & DIAS, J.M.A. 2015. Response of Benthic Foraminifera to Organic Matter Quantity and Quality and Bioavailable Concentrations of Metals in Aveiro Lagoon (Portugal). *PLoS ONE*, 10 (2): e0118077. DOI: 10.1371/journal.pone.0118077
- MEYBECK, M. (2003). Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, v.358, (pp.1935-1955).

- MOJTAHID, M.; JORISSEN, F.; DURRIEU, J.; GALGANI, F.; HOWA, H.; REDOIS, F.; CAMPS, R. (2006). Benthic foraminifera as bioindicators of drill cutting disposal in tropical east Atlantic outer shelf environments. *Em: Marine Micropaleontology* 61, 58– 65. DOI: 10.1016/j.marmicro.2006.05.004.
- MORVAN, J., LE CADRE, L., JORISSEN, F., DEBENAY, J.-P., 2004. Foraminifera as potential bio-indicators of the “Erika” oil spill in the Bay of Bourgneuf: Field and experimental studies. *Aquatic Living Resources* 17, 317–322.
- MURRAY, J.W., 1991. *Ecology and paleoecology of benthic foraminifera*. Longman, Harlow.
- MURRAY, J., 2006. *Ecology and Applications of Benthic Foraminifera*. Cambridge: Cambridge University Press. 422 pp.
- RESIG, J.M., 1960. Foraminiferal ecology around ocean outfalls off southern California. In: Person, E. (Ed.), *Disposal in the Marine Environment*. Pergamon Press, London, pp. 104–121.
- ROSS, D.A. (1995). *Introduction to Oceanography*. New York: Harper Collins College Publishers.
- SCHAFER, C.T., 1970. Studies of benthonic foraminifera in the Restigouche estuary. Faunal distribution patterns near pollution sources. *Maritime Sediments* 6 (3), 121–134.
- SCHAFER, C.T., 1973. Distribution of foraminifera near pollution sources in Chaleur Bay. *Water, Air, and Soil Pollution* 2, 219– 233.
- SCHIAVETTI, A.; SCHILLING, A. C.; OLIVEIRA, H. T. 2005. Caracterização sócio-ambiental da bacia hidrográfica do Rio Cachoeira, sul da Bahia, Brasil. In: SCHIAVETTI, A. & CAMARGO, A. F. M. (Eds.) *Conceito de bacias hidrográficas: teorias e aplicações*. Ed. Editus. Ilhéus-BA, 293p.
- SCHÖNFELD, J., ALVE, E., GESLIN, E., JORISSEN, F., KORSUN, S., SPEZZAFERRI, S., members of the FOBIMO group. 2012. FOBIMO (FORaminiferal BIOMonitoring) initiative—towards a standardised protocol for soft-bottom benthic foraminiferal monitoring studies. *Mar. Micropaleontol.* 94–95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marmicro.2012.06.001>.

- SCOTT, D.B., MEDIOLI, F.S., SCHAFER, C.T., 2001. Monitoring in coastal environments using foraminifera and thecamoebian indicators. Cambridge University Press, New York, 177 pp.
- SEIGLIE, G.A., 1968. Foraminiferal assemblages as indicators of high organic carbon content in sediments and of polluted waters. *The American Association of Petroleum Geologists Bulletin* 52, 2231–2241.
- SHARIFI, A.R., CROUDACE, I.W., AUSTIN, R.L., 1991. Benthic foraminiferids as pollution indicators in Southampton Water, southern England, UK. *Journal of Micropaleontology* 10 (1), 109–113.
- SILVA, M.A.M.; SOUZA, M.F.L & ABREU, P.C. 2015. Spatial and temporal variation of dissolved inorganic nutrients, and chlorophyll-a in a tropical estuary in northeastern Brazil: dynamics of nutrient removal. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63 (1): 1 - 15. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592015064506301>
- SOUZA, M.F.L.; EÇA, G.F.; SILVA, M.A.M.; AMORIM, F.A.C. & LÔBO, I.P. 2009. Distribuição de nutrientes dissolvidos e clorofila-*a* no Estuário do Rio Cachoeira, Nordeste do Brasil. *Atlântica*, 31: 107 - 121. DOI: 10.5088/atl.2009.31.1.107
- SOUZA, A.T.M.; SILVA, N.R.S.; WETLER, R.M.C.; SANTANA, T.B.; TEDESCO, E.C.; ABREU, P.C.O.V.; RIBEIRO, S.M.M.S. & SOUZA, M.F.L. 2005. Fitoplâncton observado em uma radial ao longo do estuário do rio Cachoeira, Ilhéus - BA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2, Vitória, 2005. Resumos expandidos, Vitória, p. 2109 - 2111.
- STANKOVIC, S.; KALABA, P. & STANKOVIC, A.R. 2014. Biota as toxic metal indicators. *Environ. Chem. Lett.*, 12: 63 - 84.
- WATKINS, J.G., 1961. Foraminiferal ecology around the Orange County, California, ocean sewer outfall. *Micropaleontology* 7 (2), 199–206.
- YANKO, V., FLEXER, A., 1992. Microfauna as possible indicator of hydrocarbon seepages. Method for oil-gas trap reconnaissance. Proceedings Annual Meeting Israel Geological Society, Askelon, Israel, pp. 69–170.
- YANKO, V., KRONFELD, J., FLEXER, A., 1994. Response of benthic foraminifera to various pollution sources: implications for pollution monitoring. *Journal of Foraminiferal Research* 24 (1), 1– 17.

YANKO, V., ARNOLD, A., PARKER, W., 1999. Effect of marine pollution on benthic foraminifera. In: Sen Gupta, B.K. (Ed.), *Modern Foraminifera*. Kuwer Academic, Dordrecht, pp. 217–235.