

# Caracterização geoquímica do estuário do rio Una, BA, Brasil

Sheila Bonfim de Jesus\*  
Manoel Jerônimo Moreira Cruz.

Universidade Federal da Bahia  
Instituto de Geociências  
Programa de Pós-Graduação em Geoquímica  
Petróleo e Meio Ambiente, Instituto de  
Geociências  
Av. Adhemar de Barros, s/n, Sala 313C  
Ondina Salvador BA  
CEP 40170-110

\*Autora correspondente  
sheuniez@yahoo.com.br

## RESUMO

Com uma vasta área estuarina, o sul da Bahia (Brasil) detém amplos recursos naturais. Os estuários agregam diversas dinâmicas ecológicas que contribuem significativamente no equilíbrio do ecossistema, trazendo à comunidade recursos sustentáveis valiosos. Atualmente esses recursos vêm sendo drasticamente explorados desordenadamente, e comunidades locais são as primeiras a serem prejudicadas. Entender e conhecer o comportamento geoquímico estuarino permite identificar estratégias ambientais, para uma exploração equilibrada desses ecossistemas. O presente trabalho teve o objetivo de caracterizar geoquimicamente o baixo curso do Rio Una através da análise dos parâmetros físico-químicos na água (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, salinidade, Eh, condutividade, turbidez e sólidos totais dissolvidos) e metais (Ni, Cu, Cd, Pb e Cr) na água e no material particulado em suspensão. As amostras foram coletadas no período da seca em outubro de 2012 e na estação chuvosa em maio de 2013. Os maiores valores dos metais foram de Ni, Cu e Pb no material particulado em suspensão. O Cd foi o único elemento traço presente na fração dissolvida, o que indica uma possibilidade de contaminação da água em decorrência das atividades antrópicas circunvizinhas. Em geral, os valores de metais traço são considerados altos, quando comparados com os índices estabelecidos para sedimento.

**Palavras-Chave:** Rio Una, Estuário, Qualidade da Água, Material Particulado em Suspensão

## ABSTRACT

With a vast estuarine area, southern Bahia (Brazil) has large natural resources. Estuaries aggregate various ecological dynamics that contribute significantly to ecosystem balance, bringing valuable sustainable resources to the community. These resources are now being drastically exploited in disarray, and local communities are the first to be harmed. Understanding and knowing the estuarine geochemical behavior allows us to identify environmental strategies for a balanced exploitation of these ecosystems. The present work aimed to geochemically characterize the low course of the Una River through the analysis of physical-chemical parameters in water (temperature, pH, dissolved oxygen, salinity, Eh, conductivity, turbidity and total dissolved solids) and metals (Ni, Cu, Cd, Pb and Cr) in water and suspended particulate matter. The samples were collected in the dry season in October 2012 and in the rainy season in May 2013. The highest values of metals were Ni, Cu and Pb in the suspended particulate matter. Cd was the only trace element present in the dissolved fraction, indicating a possibility of water contamination due to the surrounding anthropic activities. In general, the values of trace metals are considered high when compared with the established sediment indices.

**Keywords:** River Una, Estuary, Water Quality, Particulate Suspended Material

## 1. INTRODUÇÃO

Detentora da maior diversidade biológica do mundo, as florestas tropicais não ficam insentas da destruição de suas expressivas riquezas. Exemplo dessa realidade é a Mata Atlântica do litoral brasileiro, que apresenta hoje menos de 8% de sua extensão original (ARAÚJO *et al.*, 1998). Desde o período de Brasil colônia, os ambientes litorâneos sempre foram alvo de ocupação pelo homem devido sua riqueza de recursos naturais (MMA, 2010). A região litorânea da Bahia passou por diversos ciclos de exploração, mas foi após crise do cacau no Litoral Sul da Bahia, em 1980, que grandes mudanças aconteceram nas atividades econômicas, de forma que promoveram a expansão das atividades de pecuária e produção de eucalipto para extração de celulose (NASCIMENTO; DOMINGUEZ, 2010). Nesse contexto estes autores identificaram significativa remoção de cobertura vegetal no final da década de 1980. Similarmente os estuários brasileiros também passaram por intensas transformações devido à ocupação urbana. Essas por sua vez, ocorreram majoritariamente de forma desordenada resultando no desequilíbrio do uso dos recursos naturais e bem-estar da comunidade (SCHAEFFER-NOVELLI, 1989).

A região sul do estado da Bahia representa grande parte desse bioma no Nordeste do

Brasil, com uma vasta riqueza de espécies da fauna e flora, sendo considerada um dos *hotspots* de endemismo da Mata Atlântica (ARAÚJO *et al.*, 1998; MYERS *et al.*, 2000). Visando a conservação desses recursos o governo brasileiro tem criado unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável, como por exemplo, REBIO – Reserva Biológica, REVIS – Refúgio de Vida Silvestre de Una e RESEX - Reserva Extrativista de Canavieiras (ICMBIO, 2014). Por se tratar de uma região biodiversa e atualmente protegida por suas unidades de conservação, esse estudo contribui para o diagnóstico geoquímico do estuário, possibilitando o fornecimento de dados fundamentais ao controle de qualidade do recurso hídrico, já que existe uma vasta especulação imobiliária e implantação de plataformas e petróleo nessa região.

O presente trabalho teve o objetivo de caracterizar geoquimicamente o baixo curso do Rio Una através da análise dos parâmetros físicos e químicos, metais na água e no material particulado em suspensão e dessa forma fornecer valores de referência a trabalhos futuros de avaliação de impacto ambiental, já que o estuário do Rio Una apresenta crescente exploração dos seus recursos.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estuário do Rio Una, está localizado no município de Una/BA, Litoral Sul da Bahia, com nascente no município de Arataca/BA e foz em Una, desembocando no Oceano Atlântico. A região apresenta média anual da pluviometria variando entre 2000 mm na região costeira, a 800 mm, nas áreas mais interiores. A temperatura varia entre 10 e 23 °C. Nas regiões costeiras as temperaturas são mais elevadas devido a ação das brisas marítimas e terrestres (CRA, 2008).

Foram selecionados 10 pontos amostrais definidos com o auxílio de barco motorizado e do GPS Garmin eTrex Vista® HCx Part. O Datum utilizado foi SAD69 e o sistema de posicionamento Cartesiano Geodésico. A malha amostral foi definida de forma a abranger maior parte da área estuarina com distância mínima de 500 m entre os pontos

(Figura 1). Conforme dados Instituto de Nacional de Meteorologia - INMET (2014) adotou-se a estação meteorológica de Canavieiras que dispõem de dados históricos entre os períodos de 1961 a 2009, nos quais se estabelece os meses mais secos são agosto, setembro e outubro e os mais chuvosos março, abril e maio. Para a amostragem no período seco, a coleta foi realizada em outubro/2012 (C1) (precipitação pluviométrica de 80mm) e no período chuvoso em maio/2013 (C2) (precipitação pluviométrica de 350mm), ambos com início na maré de menor influência salina, com início no menor nível da maré (Baixamar) respeitando o sentido foz do estuário → rio. Dessa forma, maior a probabilidade de obter dados oriundos do aporte fluvial. Os níveis das marés e horários das coletas foram

estabelecidos conforme tábua de maré do Porto de Ilhéus – Malhado, obtido no site da

Marinha/ Brasil (MARINHA DO BRASIL, 2012).

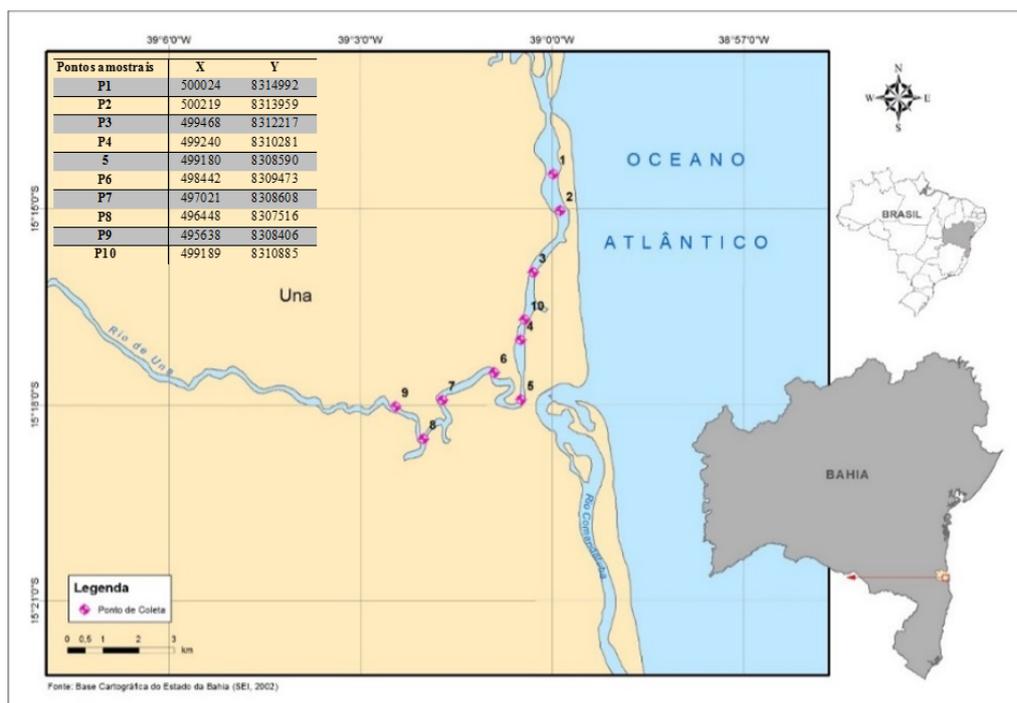


Figura 1

Localização do Estuário do Rio Una com os pontos de coletas selecionados Fonte: Lander Alves e Sheila Bonfim

## 2.2 AMOSTRAGEM E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS

Em avaliações de impactos ambientais é necessário uma série de parâmetros conhecidos possíveis de mensurar. No ambiente geoquímico os teores variam naturalmente e antropicamente (GUEDES, 2012). Órgãos ambientais estabelecem parâmetros e limites aceitáveis que possibilitam esta avaliação (GUEDES, 2012). Exemplo disso o Conselho Nacional Do Meio Ambiente - CONAMA, órgão consultivo e deliberativo, apresenta instrumentos com função de assessorar, estudar e propor diretrizes ao Conselho do Governo. A Resolução CONAMA nº 357/2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento (BRASIL, 2012), que são comumente utilizadas como parâmetro em diversos estudos ambientais no Brasil.

Para realizar a coleta de água, os recipientes amostrais de polietileno com capacidade de 1L, foram previamente descontaminados com extran 5% e ácido nítrico 10%, identificados com etiquetas e posteriormente utilizados. Esses procedimentos foram realizados conforme protocolo do Laboratório de Estudos do Petróleo - LEPETRO. Nos respectivos pon-

tos, as amostras de água foram coletadas na subsuperfície com o auxílio de luvas descartáveis, onde os frascos foram inicialmente ambientados com a água de cada local por no mínimo três vezes antes de serem preenchidos com a amostra.

Após a coleta, os recipientes foram acondicionados em caixa térmica com gelo, e encaminhados para a imediata filtração através de filtros millipore de acetato de celulose, com 0,45  $\mu\text{m}$  de porosidade, seguida de conservação da água filtrada. A filtração ocorreu ao final do dia de cada coleta realizada.

Para a digestão dos metais contidos nos filtros de acetato de celulose, os procedimentos de análises dos parâmetros foram realizados conforme metodologia do Standard Methods - APHA (2005). Os parâmetros físico-químicos Condutividade ( $\text{mS/cm}$ ), Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), Oxigênio Dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ), Salinidade (%), Eh (mV), Turbidez (NTU) e Sólidos Totais Dissolvidos ( $\text{g L}^{-1}$ ), foram obtidos através da sonda multiparâmetro de marca HORYBA U50, mediante as orientações de uso e

calibração constantes do manual do equipamento.

Para a determinação dos metais dissolvidos na água adotou-se o método descrito no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). O sistema para separação foi montado com colunas de polímero inerte com um reservatório de líquidos, ligados a uma bomba de vácuo que permite o controle do fluxo das soluções que percolam as colunas. Em cada coluna foi inserido um filtro de Teflon (30  $\mu\text{m}$ ) e aproximadamente 0,2 g da resina Chelex 100 (BIO-Rad Laboratories, EUA). O procedimento consiste na adição sequencial das seguintes soluções: 5 mL de solução-tampão de acetato de amônio (1mol/L, pH 6) para condicionar a resina; 10 mL de amostra com pH ajustado para 6, utilizando a solução-tampão na proporção 1:1 para adsorver os elementos-traço da amostra na resina; 5 mL de solução-tampão de acetato de amônio e 1mL de água deionizada para extrair a matriz salina; 2,25 mL de  $\text{HNO}_3$  destilado (2 mol/L) para

### 2.3 ANÁLISE DE DADOS

Os dados foram tabulados nas planilhas do Microsoft Excel™, e submetidos a uma análise estatística descritiva. Foram aplicadas técnicas para descrever e sumarizar o conjunto de variáveis físico-químicas da água e química do material particulado em suspensão. Dessa forma, avaliou-se a tendência central através da média aritmética, e as medidas de dispersão através do desvio padrão e da variância em relação à média.

Para caracterizar os estuários com base nas variáveis físico-químicas e química do material particulado na água, utilizou-se o programa PC-ORD 6.0 para realizar uma Análise dos Componentes Principais (Principal Component Analysis – PCA). A PCA é uma formulação matemática usada na redução da dimensionalidade dos dados, possibilitando identificar padrões nos dados e expressá-los de uma maneira tal que suas semelhanças e diferenças sejam destacadas, promovendo assim uma ordenação dos pontos com base nos parâmetros analisados.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os valores médios de temperatura - TEMP da água superficial, encontrados na Figura 2,

diluição dos elementos-traços. As alíquotas contendo os elementos-traços foram avolumadas gravimetricamente a 10 ml com água ultra-pura e os analitos foram determinados em Espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente – ICP OES.

Para determinação dos elementos metálicos no Material Particulado em Suspensão - MPS, primeiramente foi necessário tornar os íons disponíveis em solução. O método utilizado para digestão do material particulado contido nos filtros de acetato de celulose seguiu APHA (2005). O procedimento consiste na digestão máxima das membranas de acetato de celulose por ácido nítrico a quente, para decomposição do material biológico e solubilização dos elementos metálicos. Posteriormente as amostras foram filtradas, avolumadas, transferidas para frascos de polietileno e acondicionados até o momento da determinação. As alíquotas contendo os elementos traços foram avolumadas gravimetricamente a 10 mL com água ultra-pura e determinadas no ICP OES.

O Quadro de dados foi organizado em modo “R”, onde os objetos correspondem aos pontos distribuídos no estuário, e os descritores correspondem as variáveis físico-químicas e químicas analisadas, respectivamente, na água e no material particulado em suspensão. Nas duas campanhas realizadas não foram encontradas variações significativas, possibilitando utilizar na confecção da matriz da PCA as médias aritméticas dos parâmetros analisados.

Utilizou-se como medida de semelhança o coeficiente “r” de Pearson, realizando uma transformação dos valores em seus respectivos em logaritmos para normalizar e padronizar os dados. A seleção dos eixos, utilizados para explicar a variabilidade dos dados e a ordenação dos pontos, foi realizada pelo cálculo dos autovalores e autovetores da matriz de correlação. Dessa forma, levou-se em consideração os maiores autovalores para seleção dos eixos e interpretação dos resultados da Análise dos Componentes Principais (PCA).

são para a C1 26,19°C e para C2 25,11°C. Os valores máximos e mínimos também variaram

em poucas unidades, respectivamente, C1 26,79°C – 25,94°C ( $\pm$  0,26) e C2 26,40°C – 24,09°C ( $\pm$  0,84). No relatório de Monitoramento de Qualidade das Águas,

### 3.1 Salinidade (SAL)

Os diferentes tipos de estuários apresentam a salinidade como um dos principais fatores na dinâmica hídrica. No Brasil, para a caracterização da salinidade do corpo hídrico utiliza-se a Resolução CONAMA nº 357/2005 que determina em seu Art. 2º que águas doces apresentam salinidade inferior ou igual a 0,5‰, águas salobras com salinidade compreendida entre 0,5‰ e 30‰ e as águas salinas apresentam salinidade igual ou superior a 30‰. No rio Una, os pontos UNA01 e UNA02 das campanhas 1 e 2 e o ponto UNA10 caracterizaram-se como salobras, os demais pontos se apresentaram com valores abaixo de 0,5‰, ou seja, água doce como mostra a Figura 2. Na campanha chuvosa a salinidade apresentou os menores valores, possivelmente devido à maior contribuição hídrica da bacia e aos índices pluviométricos. O ponto mais a montante da foz que obteve salinidade foi UNA10, com 0,6‰ na C2 do

### 3.2 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

No estuário Una, o valor máximo do pH encontrado foi 9,3 e o mínimo 6,6, levando a uma média de 8,1. Na Figura 2, os maiores valores de pH foram encontrados nos pontos mais próximos da foz na C2, e valores menores que 8,0 a montante. Azevedo e Braga (2011), apresentaram valores de pH alcalino nos pontos próximos da desembocadura do estuário, e valores abaixo de 8,0 nas regiões mais internas. Isso se deve à tendência de águas doces serem mais ácidas e as águas salgadas serem mais alcalinas (BAPTISTA NETO *et al.*, 2008). Para o corpo hídrico manter o equilíbrio, o potencial hidrogeniônico deve estar na faixa de 6 a 9 (CETESB, 2009). A Resolução CONAMA nº357/2005 também sugere essa mesma faixa de pH, para água doce e salobra, e para água salgada a faixa de 6,5 a 8,5.

O pH é um dos parâmetros abióticos mais importante para os ecossistemas aquáticos e de

realizado pelo Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos INEMA - Bahia (2011), os valores de temperatura foram semelhantes aos obtidos no presente estudo.

período chuvoso. Esse valor sugere que o aporte de água doce, juntamente com a lixiviação do solo possa ter acarretado em reações químicas pontuais, pois é o ponto mais longe da desembocadura e demais pontos não se caracterizaram como água salobra. O valor máximo de salinidade encontrado foi 12,7‰ na C1 UNA01 e o menor zero nas C1 e C2.

Com a amostragem na menor altura da maré, os pontos da desembocadura do estuário apresentaram maiores valores de salinidade por estar em uma região de maior abrangência do oceano. A mistura das massas de água doce e salgada no sistema estuarino compõe parte dos processos físicos. Essa dinâmica das águas tem como fator principal a concentração de sais que determina um gradiente de salinidade no sentido Continente - Oceano (LOITZENBAUER; MENDES, 2011; TOWNSEND *et al.*, 2010).

difícil interpretação, por apresentar inúmeros fatores que o influenciam. Em águas salinas, existem fatores que tornam a água mais alcalina, como é o caso da presença de carbonatos, a assimilação de CO<sub>2</sub> por processos fotossintéticos, e a temperatura (ESTEVES, 2011; RAHAMAN *et al.*, 2013). As alterações nos valores de pH podem estar associadas a: aumento da comunidade vegetal já que o CO<sub>2</sub> passa a ser mais consumido, ocasionando o aumento do pH; solubilização de metais no sedimento e biodisponibilização para o corpo hídrico, absorção de gases da atmosfera e oxidação da matéria orgânica (PEREIRA, 2004), alteração da fisiologia de diversas espécies (CETESB, 2009), substâncias húmicas derivadas de decomposição da matéria orgânica (ESTEVES, 2011), mudanças regionais da precipitação, entradas de água doce, e da salinidade (NOOA, 2015).

### 3.3 POTENCIAL OXI-REDUÇÃO (ORP)

Os valores encontrados de ORP (Figura 2) demonstram certa uniformidade na C1, na qual 164 mV foi o valor máximo e 127 mV o valor mínimo encontrado. Já na C2, o valor máximo foi 416 mV e mínimo 262 mV, período chuvoso. WHO (2011) sugere que não existe valores padrão para o potencial de oxi-redução. Cada corpo hídrico constitui limites de equilíbrio, mas devem estar atrelados ao comportamento de demais parâmetros. Corroborando com Esteves (2011) que descreve que em águas naturais o valor de ORP pode variar de -500 a 700 mv, os resultados encontram-se nessa faixa. Quando o meio apresenta natureza redutora e há elétrons facilmente disponíveis das substâncias dissolvidas na água, os valores de ORP tendem a ser baixos. Quando há prevalência de agentes oxidantes, ou seja, poucos elétrons disponíveis

### 3.4 OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

No estuário de Una observou-se poucas variações entre as campanhas 1 e 2, e o valor médio de OD encontrado, 8,5mg/L. Analisando e comparando os dados de trabalhos realizados nos estuários com os do nordeste do Brasil, os valores médios de OD para Una. Quando associados aos valores encontrados para salinidade, o estuário de Una apresenta menores valores de OD na C3 na qual a salinidade apresentou maiores índices. Zhen-Gang (2008) sugere que elevados índices de íons, ou sais dissolvidos na água influenciam a capacidade desta em dissolver o oxigênio. Além da variação sazonal, estratificação do oxigênio dissolvido em estuários, variações interanuais relacionadas ao fluxo do rio, a salinidade provoca uma depressão significativa na quantidade de oxigênio de um corpo d'água. Por exemplo, a 10 °C, a saturação é 11,29 mg/L em água doce, mas é apenas 9,02 mg/L em água com 35 ppt salinidade. A 30 °C, a saturação do OD é 7,56 mg/L em salinidade zero e 6,24 mg/L em 35 ppt (ZHEN-GANG, 2008).

O oxigênio dissolvido na água é oriundo das trocas atmosféricas, pelos produtores primários via fotossíntese e da própria composição da água (CONNELL, 1997;

para ocorrer redução, os valores de ORP tendem a ser altos (ESTEVES, 2011; CETESB, 2009).

Nos processos de desequilíbrios hídrico, o ORP pode apresentar alterações significativas nos quais depende de fatores como qualidade e quantidade de matéria orgânica, temperatura, e disponibilidade de substrato para os diversos processos envolvidos. O oxigênio dissolvido é o agente oxidante mais importante nos ecossistemas aquáticos, onde sob as condições de reação, cada átomo de oxigênio da molécula é reduzido do estado de oxidação zero para -2, formando em geral H<sub>2</sub>O ou OH<sup>-</sup>. Geralmente a substância mais oxidada pelo oxigênio dissolvido é a matéria orgânica, tanto a dissolvida como a particulada (ESTEVES, 2011).

GARRISON, 2010). Sua redução acontece pela oxidação da matéria orgânica, perdas para a atmosfera, nitrificação, respiração dos organismos, oxidação química abiótica como íons metálicos de manganês e ferro (CONNELL, 1997).

Assim como registrado por Azevedo e Braga (2011) e Azevedo *et al.* (2008), maiores valores de oxigênio dissolvido foram encontrados no período chuvoso. Isso devido às alterações ocorrerem muito em função do fluxo e refluxo das marés (BASTOS, *et al.*, 2005) e às erosões das margens dos rios (CETESB, 2009). As flutuações do oxigênio dissolvido podem ser função da temperatura, salinidade da água e da pressão atmosférica, porém as reduções bruscas significativas podem ser provocadas por despejos de origem orgânica (esgotos, efluentes industriais), e por elevada temperatura, que pode diminuir a solubilidade do oxigênio na água (ESTEVES, 2011; CETESB, 2009; KEMP *et al.*, 2009).

Referências de estudos de qualidade da água em estuários com presença de impactos antrópicos no Brasil apresentam valores variáveis do oxigênio dissolvido, pois cada corpo hídrico tem sua dinâmica geoquímica diferenciada por estarem expostos a diferentes intensidades de impactos em suas bacias.

### 3.5 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE)

Assim como mencionado por Reis (2011), a condutividade apresentou comportamento semelhante ao da salinidade, com valores regressivos no sentido foz → rio. É importante salientar que o ponto UNA10 se localiza a cerca de 3,5 km da sede do município Una, e a cerca de 2,12 km do ponto de monitoramento do Programa Monitora – Governo do Estado da Bahia. Esse ponto do Programa é classificado como “bom” na escala do índice de qualidade da água – IQA para a campanha realizada no ano 2000, e na campanha de maio/2001 foi classificada como aceitável (CRA, 2008). Dessa forma, as flutuações dos parâmetros e os índices de qualidade da água estão influenciando diretamente na sua qualidade, e por isso, as flutuações obtidas para condutividade no UNA10 podem ter influência dos impactos ambientais que ocorrem nessa região.

Na Figura 2, a condutividade em Una apresentou o valor máximo de 21,20 mS/cm e mínimo 0,05 mS/cm na C1 e na C2 o valor máximo de 24,00 mS/cm e mínimo 0,04 mS/cm. Machado (2010) obteve em seu estudo uma classificação da condutividade semelhante, com maiores coeficientes de variação no estuário superior e médio. Garrison (2010) explica que a condutividade varia de acordo com a concentração e mobilidade dos íons presentes e com a

temperatura da água, por isso, a salinidade tem relação direta devido a concentração de íons dissolvidos. Os valores obtidos em UNA10 C2 estão de acordo com a relação entre os parâmetros condutividade e salinidade, mas esse resultado gera inconsistência no padrão do gradiente encontrado. Considerada uma das variáveis mais importantes, a condutividade é capaz de fornecer informações sobre o metabolismo do corpo hídrico como fenômenos que ocorrem na bacia. São eles: magnitude da concentração iônica, produção primária e decomposição através da variação diária, detecção de fontes poluidoras, diferenças geoquímicas nos afluentes (ESTEVES, 2011).

Na C1 a média da CE foi de 3,14 mS/cm para na C1 7,02 mS/cm. Para Esteves (2011) a condutividade elétrica pode ser também influenciada pelo volume de chuvas, pois com baixa precipitação e predominância de rochas magmáticas na bacia de drenagem, a composição da água é, geralmente, determinada por produtos de intemperismo destas rochas. E com alta pluviosidade em predominância de rochas sedimentares, a composição iônica da água é determinada pela composição das rochas. Dessa forma a chuva tem papel importante na interpretação de dados de qualidade da água pois atua como agente regulador (ESTEVES, 2011).

### 3.6 TURBIDEZ (TURB) E SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS (STD)

A Turbidez é a medida da capacidade da água em dispersar a radiação solar, dispersão essa que normalmente sofre influência direta da presença de sólidos em suspensão que impedem a penetração de luz na coluna d'água. Os sólidos presentes são partículas inorgânicas como areia, silte e argila, detritos orgânicos como algas, bactérias e plâncton (SILVA *et al.*, 2008; CETESB, 2009). Em Una, Figura 2, a turbidez apresentou maiores índices na C2 - chuvosa, com 72,48 UNT. A Resolução CONAMA nº357/05 sugere para águas doces classe 2 o valor máximo de 100 UNT, critério observado na maioria dos pontos com exceção apenas dos pontos UNA03, com 164,0 UNT e UNA08 117,0 UNT da C2. No período chuvoso, há uma maior vazão de água doce proveniente dos rios adjacentes, provocando maior aporte de nutrientes e ainda maior turbidez (MACEDO, 1974). Valores altos de

turbidez reduzem a fotossíntese da vegetação enraizada e principalmente das algas, desencadeando a redução da produtividade de peixes e, conseqüentemente influenciando toda a comunidade biótica aquática (CETESB, 2009).

Os sólidos totais dissolvidos não demonstraram proporcionalidade às flutuações da turbidez (Figuras 2). Una apresentou maiores valores na região da desembocadura, UNA01 e UNA02. O valor máximo obtido na C1 foi 13,10 g/L, mínimo 0,03 g/L, na C2 o máximo foi de 15,30 g/L e mínimo 0,02 g/L. Silva *et al.* (2008) obtiveram resultado diferente, registrando índices maiores para turbidez no período seco e menores no período chuvoso, essa diferenciação não aconteceu nas áreas de estudo, pois os STD para ambos oscilam pouco entre as campanhas. Nos períodos de alta pluviosidade, os corpos d'água

são receptores de grandes proporções de matéria orgânica e substâncias húmicas. A discordância de algumas pesquisas aponta que o aumento pode ser atribuído ao tamanho e natureza das partículas que afetam (SILVA *et*

*al.*, 2008) e a presença de substâncias na água que podem provocar a dispersão e a absorção da luz, dando à água aparência nebulosa, esteticamente indesejável e potencialmente perigosa (PINTO, 1998).

### 3.7 MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO (MPS)

Com valores abaixo de 0,06 mg/L, o material particulado em suspensão tem maior representatividade nos pontos de maior influência fluvial em período chuvoso. Os valores de MPS para UNA03 e UNA10, no período chuvoso, assumem variação onde os STD e a turbidez estão em acordo com esse aumento, que possivelmente apresenta relação direta com a contribuição de sólidos dissolvidos disponibilizados nessas regiões. O valor máximo obtido para C1 foi 0,05 mg/L no UNA01 do período seco e na C2 0,05 mg/L UNA03. O excesso de material particulado em

suspensão ocasiona na redução de penetração de luz, provocando diminuição da zona eufótica (ESTEVES, 2011), por isso, as análises demonstram valores satisfatórios para a luminosidade da zona fótica. As frações mais finas do material particulado, silte e argila, são carregados com padrão de deposição diferente dos grãos maiores além de serem influenciados por fatores intrínsecos como a salinidade, concentração do sedimento, matéria orgânica na coluna d'água e composição mineralógica (SOLOMONS; FORSTNER, 1984).

### 3.8 METAIS TRAÇO

Os metais traço estão presentes geralmente em baixas concentrações, porém o Al, Fe e Ti ocorrem em concentrações mais elevadas, principalmente em ecossistemas aquáticos. A concentração de metais traço nos ecossistemas aquáticos superficiais é consequência da geoquímica das rochas de origem, poluição antropogênica e reações químicas. Alguns metais traço são essenciais à saúde animal, pois participam de processos fisiológicos, nos quais o excesso ou a ausência da concentração necessária pode trazer prejuízos (GUILHERME *et al.*, 2005). Alguns elementos são essenciais, com o Mg que participa da formação de clorofila, o Fe e o Cu fazem parte da cadeia respiratória e o Mo auxilia na fixação do nitrogênio dentre outros, muitas vezes atuam como cofatores de enzimas e compõem estruturas de proteínas. Outros elementos como o Hg, Pb, , Ag, Cr, Ni e Sn não apresentam função biológica e suas concentrações geralmente são consideradas tóxicas a uma diversidade de organismos (ESTEVES, 2011). Os metais analisados para este trabalho foram o Cu e os metais potencialmente tóxicos Pb, Ni, Cr e Cd.

O modelo conceitual da ciclagem de metais traços nos ecossistemas aquáticos sugerido por Hart e Lake (1987) divide os compartimentos em dissolvido, particulado abiótico, particulado biótico e sedimento de fundo. Nesse trabalho, apenas o Cd foi encontrado na fração

dissolvida, os demais se apresentaram abaixo do limite de detecção do método (LD). Além disso, com exceção deste elemento, todos os outros metais discutidos foram encontrados no material particulado em suspensão.

O resultado obtido na C2, para o metal Cd presente na forma dissolvida, foi comparado com os limites da Resolução CONAMA nº 357/05. Os valores encontrados, 0,009 mg/L para todos os pontos (Figura 2) foram maiores que o limite estabelecido para água doce classe II, já que a maioria dos pontos apresentaram salinidade zero. Mas quando comparados ao limite de água salobra, 0,04 mg/L, são considerados menores. É importante salientar que esse limite é para Cd total e não dissolvido, por isso, a presença na fração dissolvida tem importância ecológica já que está biodisponível.

O Cd foi observado na C2, na concentração média de  $(1,75 \pm 0,10)$  mg/kg. A presença de Cd na segunda campanha está diretamente associada ao aumento dos índices pluviométricos da região, que potencializa o escoamento superficial e o fluxo hidrodinâmico. Sendo assim, ocorre um aumento de material lixiviado oriundo dos processos de interação água-rocha e água-solo, justificando assim o aumento nas concentrações de material particulado em suspensão e as concentrações observadas para Cd no estuário do rio Una.

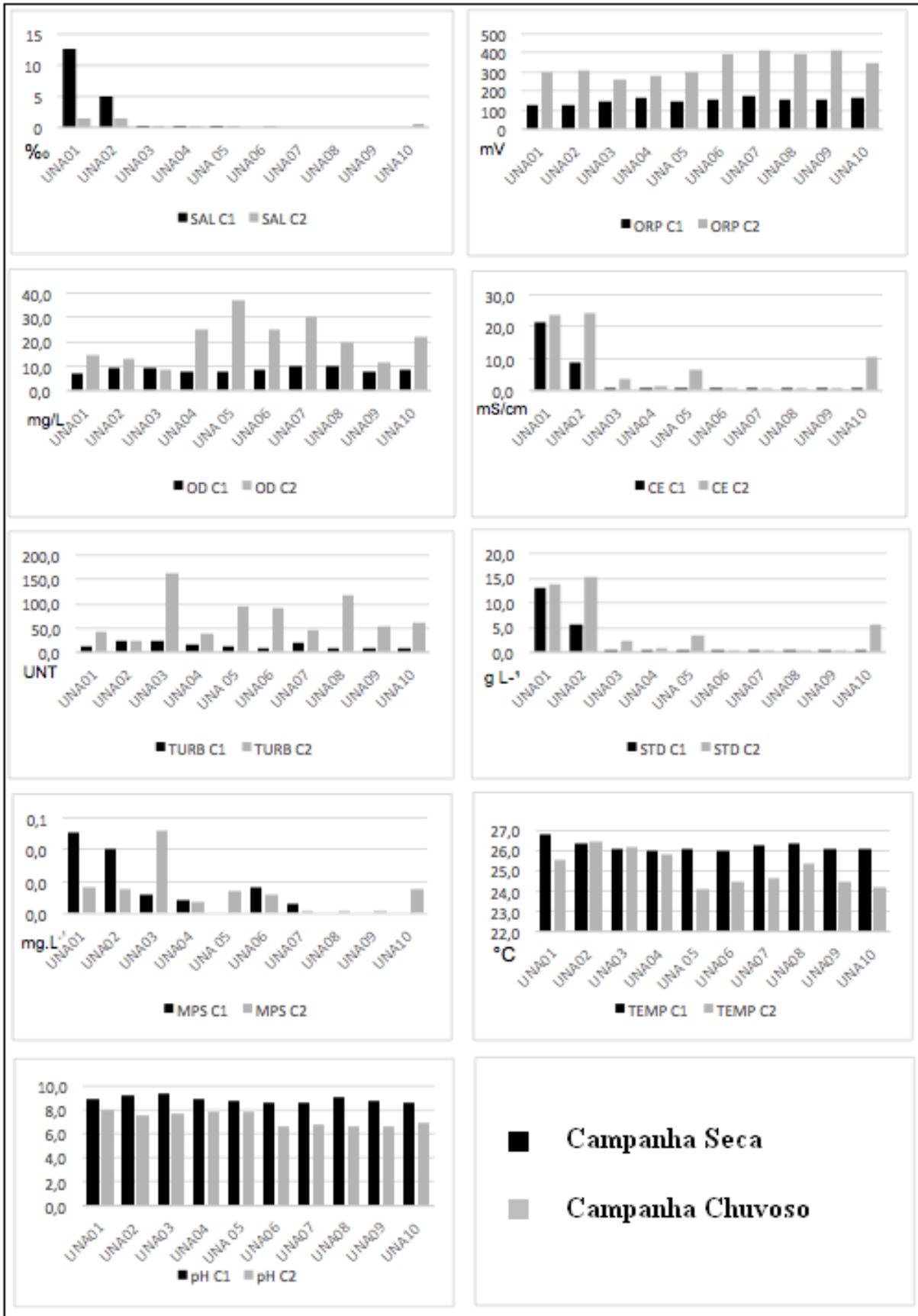


Figura 2

Dados dos parâmetros físicos e químicos no período seco C1 e no período chuvoso C2, estuário do Rio Una-Ba. Metais Traço.

As diferentes formas de transferência dos metais traços nos compartimentos são fundamentais para a compreensão do comportamento desse elemento nos ecossistemas aquáticos. A maior parte dos metais traços em corpos d'água estão adsorvidas nas partículas em suspensão. Comumente, as argilas e partículas orgânicas agem como meios de transportes de contaminantes na água. Em grandes rios com alta turbidez, mas relativamente não poluídos, o transporte dos metais por material particulado é intenso quando comparado ao de rios poluídos de águas claras, que apresentam maior proporção de metais traço na forma dissolvida (GUILHERME *et al.*, 2005). Por isso, para identificação de contaminação ambiental, é importante a análise em diferentes matrizes atrelada à determinação da espécie química. Com isso, Tonietto (2010) refere-se à importância da determinação de diferentes espécies em que o elemento está presente na água, já que a fração dissolvida e particulada são especiações físicas enquanto a fração química avalia a distribuição do metal em formas complexadas ou não, e estados de oxidação, tornando possível identificar sua biodisponibilidade e principalmente seu efeito tóxico ao ambiente (TONIETTO, 2010).

O Cr está disponível no ambiente, podendo apresentar espécies altamente tóxicas quando solúveis, a depender do pH, e espécies muito móveis. A depender das concentrações, pode ser benéfico ou maléfico a organismos, como por exemplo, auxiliar no metabolismo de peixes, e/ou influenciar na fotossíntese de algas. A absorção de Cr em um organismo marinho depende das condições da massa de água em termos de temperatura, salinidade e de pH (BINI E BECH, 2014).

Os valores médios de Cr presentes no MPS, nas campanhas amostrais foram: C1 52,20 mg/kg e C2 0,62 mg/kg. No estuário do rio Una as menores concentrações foram observadas nos pontos UNA3 – 0,53 mg/kg e UNA8 – 0,71 mg/kg, na segunda campanha (Figura 2). A diferença observada na concentração de Cr entre as campanhas realizadas é justificada pelo valor observado no ponto UNA01, onde a grande concentração de material particulado, com a presença de Cr, está diretamente associada às contribuições continentais (rio) e costeiras (mar).

Carmo *et al.* (2011) realizaram coletas no verão em baixamar, no estuário de São Vicente, que faz parte do maior porto da

América Latina, e encontraram altas concentrações de Cr na água, no sedimento e nas brânquias dos peixes do Rio Mariana. Já na Baía de Guanabara, Melo (2015) encontrou elevados valores de Cr, porém o mecanismo de adsorção e conseqüentemente sua retirada da coluna d'água, manteve o elemento concentrado, apenas na área de aporte.

O Cu é um elemento facilmente encontrado nas águas naturais e sedimentos. É um nutriente essencial para as plantas e desempenha um papel vital no metabolismo de organismos. Os sedimentos estuarinos funcionam como local de deposição de metais que são transportadas dos rios, e podem ser remobilizados a qualquer momento (FOSTER, 1982). Na massa d'água, o Cu pode causar alterações fisiológicas, como o atraso no crescimento de organismos (BINI; BECH, 2014), ou seja pode causar efeito tóxico à biota (SUNDARAY, 2012). É conhecimento comum que os estuários têm a capacidade de retenção e acumulação de metais traços no sedimento, com isso, menores proporções desses elementos ocorrem na coluna d'água (LU *et al.*, 2005).

Os processos como dissolução e dessorção de metais a partir de partículas em suspensão, ressuspensão de sedimentos do leito, e transformação e migração de espécies de metais traço na interface sedimento/água, afetam também os níveis de metais traço em estuários (HIERRO *et al.*, 2014). Em Una, o Cu apresentou maior ocorrência na campanha 1 (C1) (Figura 2). Em especial pode-se destacar a concentração observada no ponto UNA01 (247,41 mg/kg). As concentrações médias nas duas campanhas foram: C1= 66,65 mg/kg e C2 = 1,88 mg/kg, a redução observada entre as campanhas está associada à maior diluição de material particulado rico em Cu durante o período chuvoso.

Ni é também um elemento importante aos organismos aquáticos, mas também pode se tornar tóxico em concentrações elevadas, pois tem potencial cancerígeno (BINI; BECH, 2014). São inúmeras as fontes deste elemento para o meio ambiente: carvão, petróleo usados na geração de energia, a incineração de resíduos, mineração, fabricação de aço, galvanoplastia, fabricação de cimento. Devido a diversidade de fontes, o Ni alcança o ambiente marinho, através de descargas de resíduos, pelo escoamento superficial de resíduos e incineração (WHO, 1991). Nos sistemas aquáticos, o Ni se apresenta como sais

solúveis, absorvido sobre as partículas de argila ou em conjunto com materiais orgânicos, tais como ácidos e proteínas húmicos e fúlvicos (BINI; BECH, 2014).

Os valores médios do Ni foram: C1= 24,84 mg/kg e C2= 1,40 mg/kg, observa-se uma tendência à redução de material particulado rico em metais na segunda campanha. Esse fato é justificado pelo aumento do fluxo hidrodinâmico no período chuvoso (Figura 2). Grandes concentrações de metais encontrados na coluna de água podem ser explicadas pelo intervalo de concentração no sedimento de fundo, atrelado ao potencial de sedimentação dos metais e a partículas finas e ressuspensão de diferentes tamanhos de sedimentos (BENOIT, 1994).

O Pb é um metal tóxico a seres humanos e a vida aquática, especialmente para peixes (SUNDARAY *et al.*, 2012; TONNETTO 2010). Nas águas naturais o Pb pode estar presente em concentração muito baixa, enquanto que em águas poluídas, pode apresentar valores oito vezes maiores. Suas concentrações podem

aumentar com atividades antrópicas como carga de esgoto (SUNDARAY *et al.*, 2012). As principais fontes de Pb são a mineração e fundição, pois está presente em diversos produtos cerâmicos, soldas, munições, pilhas, baterias e equipamentos elétricos (ALMEIDA, 2009). De Paula *et al.* (2010) concluíram em seus estudos, de emissão natural e antrópica de metais na bacia inferior do Rio de Contas (BA), que o maior aporte dos metais Cu, Pb, Cd e Zn foi natural, sendo que Pb, Cd e Hg são fortemente associados à disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos.

Assim como Fontenele *et al.* (2009) e Tonietto (2010), os valores encontrados para Pb foram menores em período de alta pluviosidade, ou seja, na campanha (C2). As concentrações médias foram: C1= 48,02 mg/kg e C2= 1,82 mg/kg, demonstrando que o regime pluviométrico regional influencia diretamente na dispersão de material particulado no estuário do rio Una e como consequência nas concentrações de metais observadas para o local de estudo (Figura 2).

### 3.9 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA) RIO UNA

No estuário do Rio Una a variabilidade original dos 10 pontos de amostragem de água foi sintetizada em 10 componentes principais, em cada campanha realizada. Desses componentes, para campanha realizada no período seco (C1): o primeiro sintetizou 50,69% das informações originais e apresentou autovalor = 7,09, o segundo 20,62% com autovalor = 2,88 e o terceiro 14,20% com autovalor = 1,98 (Quadro 1), os três primeiros componentes somados explicaram 85,85% da variabilidade dos dados. Na campanha realizada no período chuvoso (C2) o primeiro sintetizou 39,06% das informações originais e apresentou autovalor = 5,86, o segundo 26,20% com autovalor = 3,93 e o terceiro 12,29% com autovalor = 1,84 (Quadro 1), os três primeiros componentes somados explicaram 77,56%.

Para as duas campanhas realizadas, período seco e chuvoso da região, somente os três primeiros componentes principais podem ser usados na análise, pois apresentam uma percentagem de variância acima ou próxima de 10% ou ainda autovalores acima ou próximos de 1 (KAISER, 1960). Do quarto componente em diante, todos foram desprezados por apresentarem percentagem de variância e/ou autovalores muito pequenos para explicar

alguma variabilidade, sendo considerados por isso como resíduos de variância.

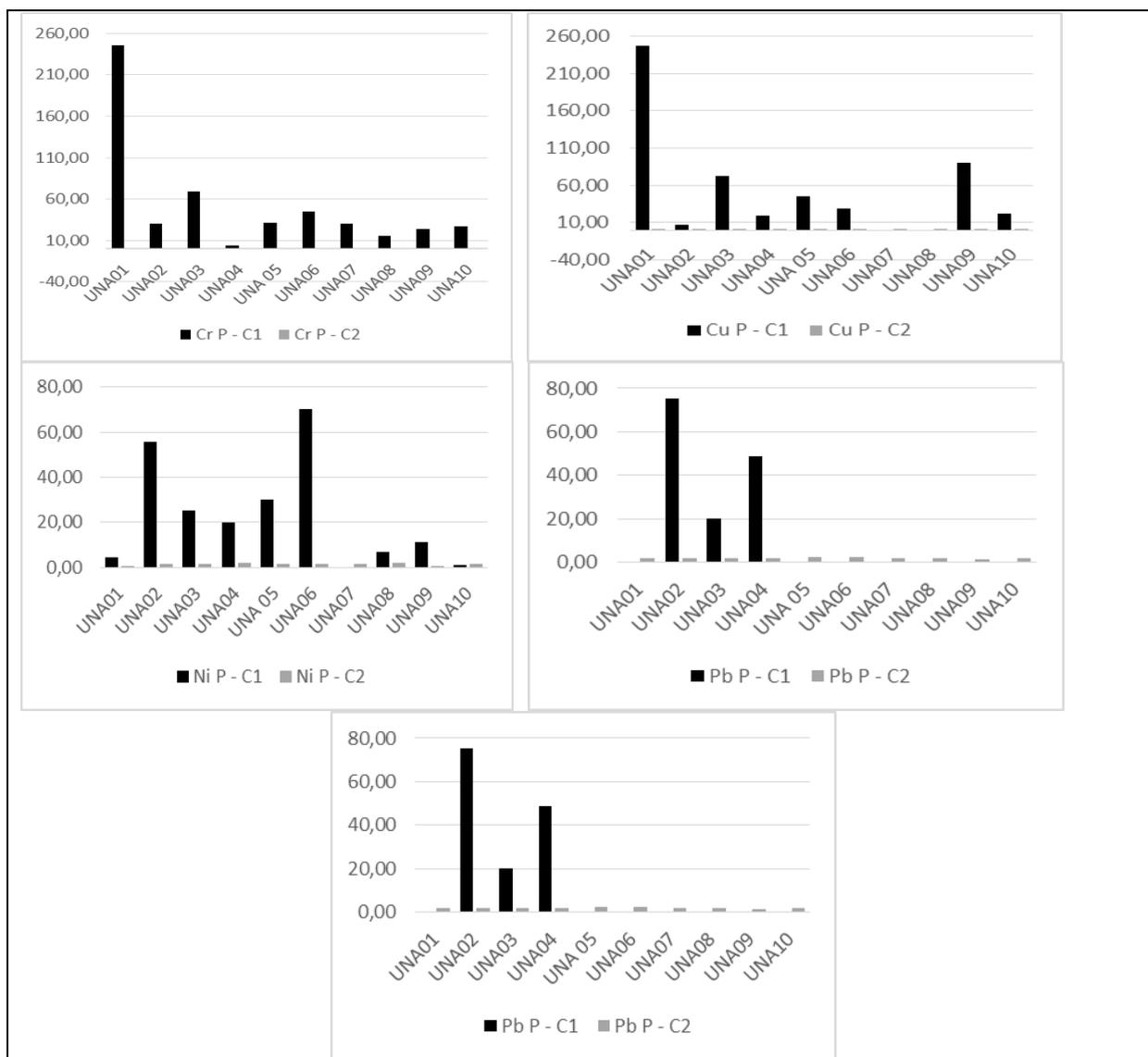
Para explicar o comportamento do estuário do Rio Una, na campanha realizada no período seco (C1) foram analisados os dois primeiros eixos (71,31% da variabilidade (Quadro 1) os quais demonstraram as principais variáveis que influenciam na distribuição espacial dos pontos (Figura 4).

É possível observar que os pontos UNA06, UNA09 e UNA10 estão fortemente associados, sendo o Potencial de Oxi-redução (ORP) a variável que mais os aproxima e explica as características desses pontos no estuário do Rio Una. Os pontos UNA04 e UNA08, também, estão fortemente associados, e as variáveis que mais explicam esse comportamento são o Oxigênio Dissolvido e o Potencial de Oxi-redução. A separação desses dois grandes grupos se dá pelo comportamento do oxigênio dissolvido e do Potencial de Oxi-redução.

O ORP expressa a capacidade intrínseca de espécies químicas presentes em uma solução agirem como agentes oxidantes ou redutores de outras espécies químicas, no caso do estuário do rio Una os valores apontam para um ambiente com potencial oxidante. Nas duas campanhas ocorreu redução nos valores de ORP na medida que os pontos se aproximam

da desembocadura do rio, com um leve aumento nas concentrações de pH, fato que

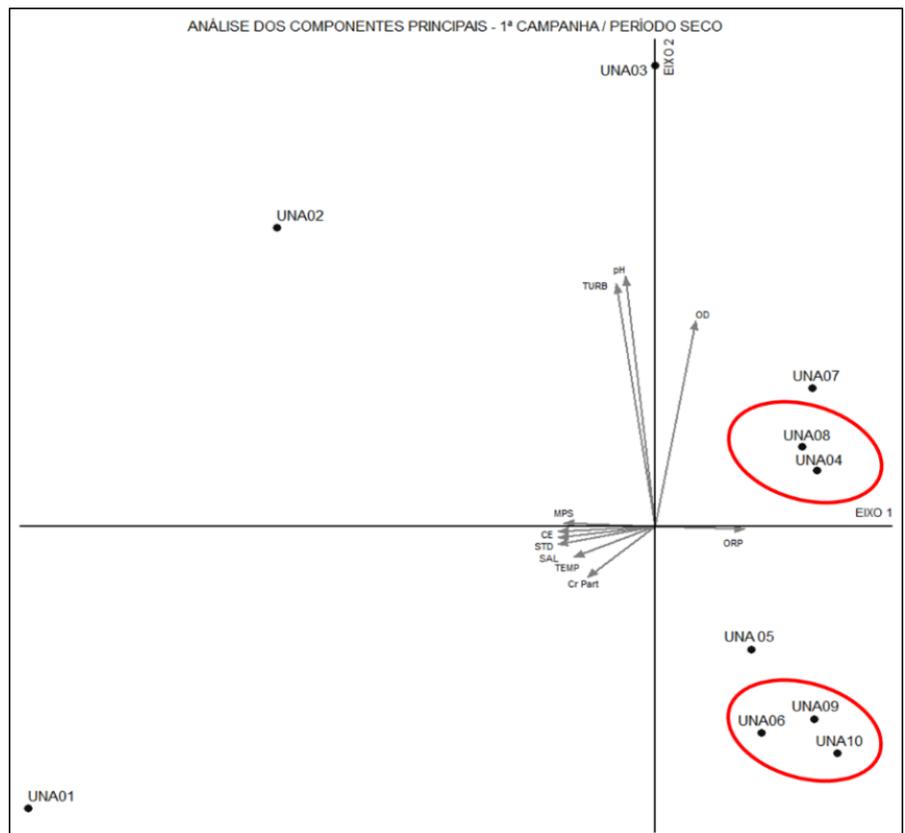
demonstra interações entre as duas variáveis.



**Figura 3**  
Dados dos metais no material particulado nas 2 campanhas (mg/kg).

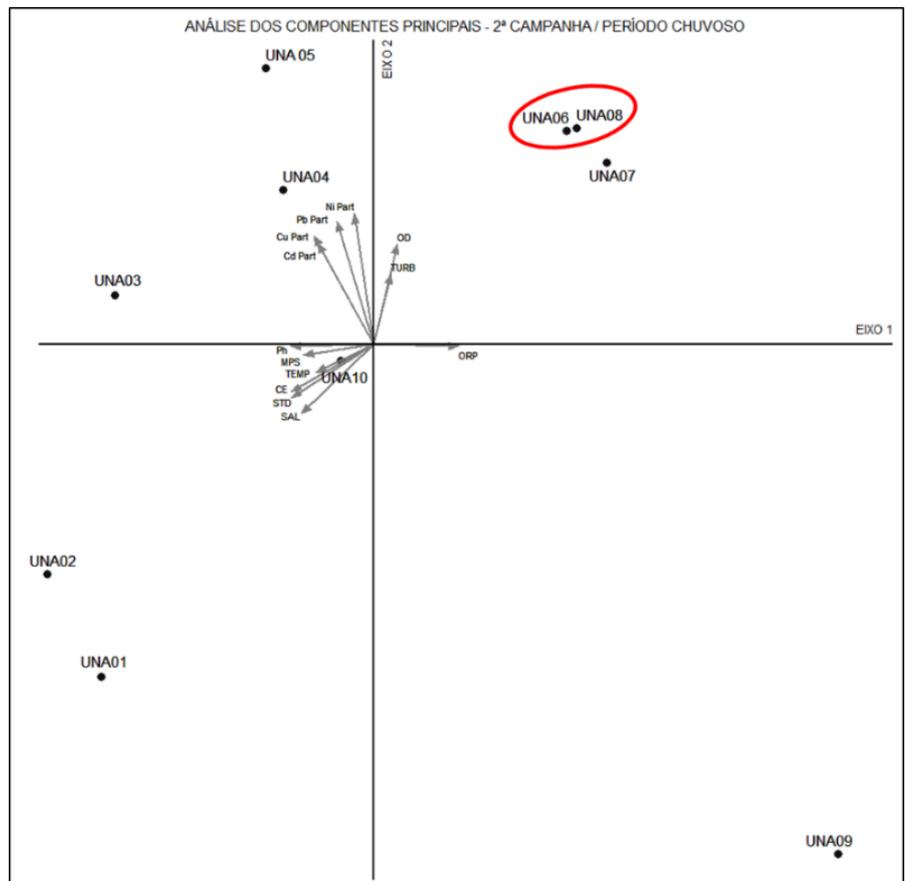
**Quadro 1:** Autovalores, porcentagem e a porcentagem acumulada de explicabilidade da ACP para distribuição espacial dos pontos de amostragem no Rio Una.

AUTOVALORES –	EIXO 01		EIXO 02		EIXO 03	
	C1	C2	C1	C2	C1	C2
<b>AUTOVALOR</b>	7,09	5,86	2,88	3,93	1,98	1,84
<b>PORCENTAGEM</b>	50,69%	39,06%	20,62%	26,20%	14,20%	12,29%
<b>PORCENTAGEM ACUMULADA</b>	50,69%	39,06%	71,31%	65,27%	85,85%	77,56%



**Figura 4**

Análise de componente principal do Estuário do Rio Una – (C1 - Período Seco)



**Figura 5**

Análise de componente principal do Estuário do Rio Una – (C2 - Período Chuvoso)

Os demais resultados observados na análise demonstram que os pontos UNA02 e UNA03 são classificados por influência do pH e pela Turbidez. O ponto UNA01 é caracterizado pela concentração de Cr no material particulado em suspensão analisado, onde a proximidade da região estuarina promove uma diferenciação nos valores da Salinidade (SAL) e Condutividade Elétrica (CE). O UNA05, também, é caracterizado pelo ORP, mas não se aproxima dos demais pontos citados. O ponto UNA07 é caracterizado pelas concentrações de Oxigênio Dissolvido na água, enquanto o ponto UNA05, pelo Potencial de Oxi-redução do meio.

Observa-se que no período seco da região o estuário apresenta-se fortemente influenciado pela massa de água continental, sendo o rio Una o principal fator de influência da dinâmica estuarina. Esse fato pode ser justificado pelo comportamento apresentado pelo ponto UNA01, localizado na desembocadura do estuário, onde a salinidade é o parâmetro que mais influencia suas características. Os valores de Condutividade Elétrica e Sólidos Totais Dissolvidos, no ponto UNA01, reforçam a hipótese levantada para o período seco da região, demonstrando uma forte associação das variáveis com a hidrodinâmica fluvial.

Para explicar o comportamento do estuário do Rio Una, na campanha realizada no período chuvoso (C2), foram analisados apenas os dois primeiros eixos (65,27% da variabilidade), os quais mostraram as principais variáveis físico-químicas que influenciam na distri-

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na bacia do rio Una não ocorrem períodos de déficit hídrico e o substrato geológico representa baixas concentrações de eletrólitos dissolvidos. O rio da Serra (em uma sub-bacia do rio Una) apresenta condutividade elétrica entre 0,037 e 0,051 mS/cm, representando águas de baixíssima salinidade (SOUSA *et al.*, 2009). Na porção inferior da bacia, especificamente do ponto UNA7 ao UNA10, os valores encontrados são próximos aos encontrados por Sousa *et al.* (2009), onde o alto valor obtido em período chuvoso, pode ser também consequência de sua proximidade da cidade sede. Os valores altos de condutividade próximos à foz, têm relação direta com a salinidade encontrada.

O estuário do rio Una se mostrou com possibilidade de maior representatividade da

buição espacial dos pontos de amostragem (Figura 5). No período chuvoso observa-se um aumento de material particulado em suspensão na água, o que diferencia a distribuição dos metais no material particulado em relação a campanha realizada no período seco.

Os pontos UNA01 e UNA02 são caracterizados pelos valores de pH e temperatura, e pelo aumento no escoamento superficial e no fluxo hidrodinâmico, em decorrência do período chuvoso, o que possibilitou o aporte do Material Particulado em Suspensão (MPS), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), aumento da Salinidade (SAL) e da Condutividade Elétrica (CE). Os pontos UNA04 e UNA05, são significativamente influenciados pelas concentrações dos metais presentes no material particulado em suspensão (Cd, Cu, Pb e Ni). O aumento do índice pluviométrico na região, e como consequência aumento no escoamento superficial e no fluxo hidrodinâmico do rio, promoveu um aporte de estes elementos associados ao material particulado carregado.

O ponto UN09, é diferenciado em decorrência da concentração do Potencial de Oxi-redução da água, que sinaliza um ambiente oxidante. Os pontos UNA06 e UNA08, são significativamente próximos ecologicamente com base nas concentrações de oxigênio dissolvido e turbidez da água, que explicam as características desses pontos. O UNA07, também, é influenciado pelas concentrações dos parâmetros citados.

salinidade em sua dinâmica hídrica. Ele não se caracteriza como um estuário Delta, e mostrou em seu menor nível da maré uma maior influência salina. Na maioria dos trabalhos citados, a salinidade apresentou associação direta com a disponibilidade de metais.

Em geral, o estuário do Rio Una apresentou maiores valores de Ni, Cu e Pb no material particulado analisado. Como mostra o PCA, no período chuvoso da região, os pontos UNA04 e UNA05 foram os que mais se agruparam em relação aos metais presentes no material particulado, devido basicamente a contribuição do material lixiviado pelo escoamento superficial e aumento do fluxo hidrodinâmico. Análises sazonais do sedimento seriam de grande contribuição para melhor definir a presença desses metais já que muitos deles

podem fazer parte da geologia do ambiente. Ou também, pode-se ter a confirmação do possível aporte de metais oriundos de agricultura, esgoto doméstico, assoreamento, pecuária nas margens dos rios resultando em impacto ambiental (ROHDE, 2000).

No estuário do Rio Una, o Cd foi o único elemento traço presente na fração dissolvida, o que indica uma possibilidade de contaminação da água em decorrência das atividades antrópicas circunvizinhas. O estudo das espécies químicas do Cd seria importante nos estudos de qualidade da água desses estuários para avaliar biodisponibilidade. Em geral, os valores de metais traço são considerados altos, quando comparados grosseiramente com os índices estabelecidos para sedimento, mesmo que todos enquadrados como “ótimo” conforme classificação da CETESB (2009).

Diferentemente dos metais, a temperatura se mostrou uniforme para todos os estuários. Provalmente esses resultados são devido ao local da coleta, realizada na superfície a apenas 30 cm de profundidade. As variações da temperatura podem gerar camadas d’água com

diferentes densidades, formando uma barreira física que impede a mistura que, se a energia do vento não for suficiente para misturá-las, o calor não se distribui uniformemente, criando a condição de estabilidade térmica (SOUZA *et al.*, 2012). Isso também explica a não oscilação da constante temperatura, mesmo com os altos índices de pluviosidade. Nos pontos que apresentaram salinidade, a cunha salina também pode estar influenciando, já que sua densidade interfere diretamente na estratificação do ambiente. Por isso, a diferença de salinidade entre os estuários. Estudos na altura máxima da enchente, também trariam contribuições vantajosas na interpretação dessa dinâmica.

O uso intensivo dos recursos hídricos e as respostas que esses ecossistemas veem apresentando, são identificadas através de estudos como este, pois contribuem de forma significativa no conhecimento das dinâmicas hidrológicas e conseqüentemente auxilia nas medidas mitigadoras em situações de impactos antrópicos.

## 5. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, G. W. **Avaliação do potencial bioindicador e fitorremediador de *Salvinia auriculata* Aublet na presença de cádmio e chumbo.** Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de paisagens Fragmentadas e Agrossistemas) Universidade Federal de lavras, 2009.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 21 th ed. Washington: APHA/AWWA, 2005.
- ARAÚJO, M.; ALGER, K.; ROCHA, R. & MESQUITA, C.A.B. 1998. A Mata Atlântica do sul da Bahia: situação atual, ações e perspectivas. **Reserva da Biosfera da mata Atlântica - MAB - UNESCO**, Caderno 8: 1-36.
- AZEVEDO, A. C. G.; FEITOSA, F. A. N.; KOENING, M. L. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil, **Acta bot. bras.** 22(3): 870-877. 2008.
- AZEVEDO, J. S.; BRAGA, E. S. Caracterização hidroquímica para qualificação ambiental dos estuários de Santos - São Vicente e Cananéia. **Arq. Ciên. Mar**, Fortaleza, 44(2): 52 – 61, 2011.
- BASTOS, R.B.; FEITOSA, F.A.N. & MUNIZ, K. Variabilidade espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica e hidrológica no estuário do rio Una (Pernambuco-Brasil). **Tropical Oceanography** 33: 1-18, 2005.
- BENOIT, G.; OKTAY-MARSHALL; CANTU, A.; HOOD, E. M.; COLEMAN, C. H.; CORAPCIOGLIU, M. O.; SANTSCHI, P. H. **Marine Chemistry**, v. 45, p. 307-336, 1994.
- BINI C.; BECH, J. PHEs, Environment and Human Health. Potentially harmful elements in the environment and the impacto n human health. **Springer**. 2014.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 06 out. 2012.
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo.** Série relatórios, p.4-7, 2009.
- CONNELL, D.W. **Basic concepts of environmental chemistry.** Boca Raton: Lewis, 1997.

- CRA - Centro de Recursos Ambientais. **Bacias hidrográficas do leste**. Salvador, Bahia. 2008. Disponível em: <<http://alonsogoes.files.wordpress.com/2008/07/leste2001.pdf>>. Acesso em: 09 de nov. 2013.
- DE PAULA, F. C. F.; SILVA, D. M. L.; SOUZA, C. M. Tipologias hidroquímicas das bacias hidrográficas do leste da Bahia. **Revista Virtual Química**, v. 4, n.4, p. 365-373, 2012.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 523-642, 2011.
- FONTENELE, A. P. G.; PEDROTTI, J. J.; FORNARO, A. Avaliação de metais traços e íons majoritários em águas de chuva na cidade de São Paulo. **Química Nova**, v. 32, n.4, p. 839-844, 2009.
- FOSTER, G. R. Modeling the erosion process. In: Haan, C. T.; JOHNSON, H. P.; BRAKENSIEK, D. L. **Hydrologic modeling of small watersheds**. St. Joseph: ASAE, 1982, p.297-380.
- GARRISON, T. **Fundamentos de oceanografia**. Tradução da 4ª edição norte-americana. São Paulo: Cengage Learning, 2010.
- GUEDES, J. A. Geoquímica e meio ambiente. **Revista Geotemas**, Pau dos Ferros, Rio Grande do Norte, Brasil, v. 2, n. 1, p. 145-151, jan/jun. 2012.
- GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. In: TORRADO-VIDAL, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P., eds. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005, p.345-390. v.4.
- HART, B. T., LAKE, P. S. Studies of heavy metal pollution in Australia with particular emphasis on aquatic systems. In: HUTCHINSON, T. C. C.; MEEMA, K. M. Eds. **Lead, Mercury, cadmium and arsenic in the environment**. Scope 31, New York, John Wiley & Sons, p. 187-216. 1987.
- HIERRO, A.; ÓLIAS, M.; CÁNOVAS, C.R.; MARTÍNC, J.E.; BOLIVAR, J.P. Trace metal partitioning over a tidal cycle in an estuary affected by acid mine drainage (Tinto estuary, SW Spain). **Science of the Total Environment**, 497-498, 18-28, 2014.
- ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-deconservacao/biomas-brasileiros.html>>. Acesso em: 06 jul. 2014.
- INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Estações automáticas. 2014. Gráficos: Salvador (Ondina). Acessado em 03 out. 2014. Disponível em [http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede\\_estacoes\\_auto\\_graf](http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede_estacoes_auto_graf).
- KAISER, H. F. The application of electronic computers to factor analysis. **Educational and Psychological Measurement** 20, 141-151, 1960
- KEMP, W. M., TESTA, J. M., Conley, D. J., Gilbert, D., and Hagy, J. D.: Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls, **Biogeosciences**, 6, 2985-3008, doi:10.5194/bg-6-2985-2009, 2009.
- LOITZENBAUER, E.; MENDES, C. A. B. The dynamics of salinity as a tool for integrated water resources management in the coastal zone: an application to Brazilian reality. **Journal of Integrated Coastal Zone Management** v. 11, n. 2, p. 233-245. 2011.
- LU, X. Q.; WERNER, I.; YOUNG, T. M.; Geochemistry and bioavailability of metals in sediments from northern San Francisco Bay. **Environment International**. v. 31, n. 4, p. 593, 2005.
- MACÊDO, S. J. **Fisioecologia de alguns estuários do Canal de Santa Cruz (Itamaracá – Pernambuco)**. Dissertação (Mestrado em Fisiologia Geral), Universidade de São Paulo, 1974.
- MACHADO, P. M.; BRITO, F. P.; AZEVEDO, W. C. S.; SALOMÃO, M. S. M. B. A matéria orgânica dissolvida na interface continente-oceano: **Uma abordagem biogeoquímica no ambiente estuarino do rio Paraíba do Sul, estado do Rio de Janeiro**. Rio Grande do Sul-RS, III Congresso Brasileiro de Oceanografia, 2010.
- MARINHA DO BRASIL. Previsões de marés do Porto de Ilhéus – Malhado - Bahia. Diretoria de hidrografia e navegação, Centro de hidrografia da marinha, **Banco nacional de dados oceanográficos**. Disponível em: <<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/>> Acesso em: 12 mar. 2012.
- MELO, G. U.; BATISTA NETO, J. A.; MALM, O.; PATCHINEELAM, S. M. 2015. Composition and behaviour of heavy metals in suspended sediments in a tropical estuarine system. **Environmental Earth Science**, 73: 1331-1344.
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Gerência de biodiversidade aquática e recursos pesqueiros. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. Brasília, p. 148, 2010.
- MYERS N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853 - 858 - 333, 2000.
- NASCIMENTO D. M. C.; DOMINGUEZ, J. M. L. Remanescentes da cobertura vegetal: uma contribuição artográfica à gestão ambiental na

- zona costeira dos municípios de Belmonte e Canavieiras na Bahia, Brasil. **Cadernos de Geociências**, v. 7, n. 2, 2010.
- NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration. Ocean Service Education. USA, 2012. Disponível em: <[http://oceanservice.noaa.gov/education/kits/estuaries/media/supp\\_estuar10f\\_ph.html](http://oceanservice.noaa.gov/education/kits/estuaries/media/supp_estuar10f_ph.html)> Acesso em: 15 jan. 2015.
- PEREIRA, R. S. Poluição hídrica; Causas e consequências. Revista eletrônica de recursos hídricos. IPH-UFRGS, v.1, n.1, p. 20-36. 2004.
- PINTO, A. L. Saneamento Básico e suas Implicações na Qualidade das Águas Subterrâneas da Cidade de Anastácio (MS). 1998. 175p. **Tese de Doutorado** em Geociências) – Universidade Estadual Paulista/Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 1998.
- RAHAMAN, S. M. B.; SARDER, L.; RAHAMAN, M. S.; GHOSH, A. K.; BISWAS, S. K.; SIRAJ, S. M.; HUQ, K. A.; HASANUZZAMAN, A. F. M.; ISLAM, S. S. Nutrient dynamics in the Sundarbans mangrove estuarine system of Bangladesh under different weather and tidal. 2:29. **Ecological Processes**. 2013.
- REIS, S. H. O. Variação espaço-temporal do zooplâncton no estuário do rio Quatipuru – Pará-Belém/Brasil. **Dissertação de mestrado**. Univerisdade Federal do Pará. 2011.
- ROHDE, G. M. **Geoquímica Ambiental e Estudos de Impacto**. Ed. Signus, São Paulo, 2000.
- SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metal in the hydrocycle**. Berlin: Springer Verlag, 1984. 349 p.
- SCHAEFFER-NOVELLI Y. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, v. 7, p. 1-16, 1989.
- SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C.F.; MACHADO, L. A. T. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 733 – 742, 2008.
- SOUSA, F. D. R.; ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; SOUZA, M. B. G. A. contribution to the fauna of Cladocera (Branchiopoda) from Ceará state, Brazil. **Nauplius** 17(2): 101-105, 2009.
- SOUZA D. F.; PINTO, A. L.; MENDES, A. M. S.; OLIVEIRA, G. H. Classificação CONAMA das limitações de uso da água superficial da Lagoa Maior, Três Lagoas/MS. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v.3, n.4, p. 771-780, 2012.
- SUNDARAY S. K.; NAYAK, B. B.; KUNUNGO, T. K. BHATTA, D. Dynamics and quantification of dissolved heavy metals in the Mahanadi river estuarine system, India. **Environ Monit Assess**. 184:1157–1179. 2012.
- TONIETTO, A. E. Especiação de metais e suas interações com a matéria orgânica dissolvida em um reservatório artificial. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal de São Carlos. São Paulo, 2010.
- TOWNSEND, C. R. BEGON, M. HARPER J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 3ª edição, p. 140-166, Porto Alegre: Ed. Artmed, 2010.
- WHO - World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality**. Geneva - Switzerland, 4. Ed, 2011. Disponível em: <<http://www.who.int>> Acesso em: 05 de out. 2013.
- ZHEN-GANG, JI. **Hydrodynamics and water quality modeling rivers, lakes, and estuaries**. United States of America: Wiley- Interscience, 2008.