

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
INSTITUTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA FÍSICA, QUÍMICA
E GEOLÓGICA

Qualidade química das águas de margem e do Canal do Rio Grande, no sul do estuário da Lagoa dos Patos (RS)

RAFAELA NEVES MARRETO

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós Graduação
em Oceanografia Física,
Química e Geológica como
requisito parcial a obtenção do
título de mestre.

Orientadora: Dra. Mônica Wallner-Kersanach

Co-Orientadora: Msc. Maria da Graça Zepka Baumgarten

RIO GRANDE
2015

Qualidade química das águas de margem e do Canal do Rio Grande, no sul do estuário da Lagoa dos Patos (RS)

RAFAELA NEVES MARRETO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica como requisito parcial a obtenção do título de mestre.

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Mônica Wallner- Kersanach – Orientadora– IO/FURG

Profa Msc. Maria da Graça Zepka Baumgarten– Co-orientadora– IO/FURG

Prof. Dr. Carlos Francisco Andrade – IO FURG

Dra. Katia Naomi Kuroshima - UNIVALI

RIO GRANDE
2015

AGRADECIMENTOS

À professora Dra. Mônica Wallner-Kersanach, pela paciente orientação, confiança e amizade durante o curso de Mestrado e execução desta dissertação.

À professora Msc. Maria da Graça Zepka Baumgarten, pelo apoio e co-orientação durante o desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores Carlos Andrade e Kátia Naomi Kuroshima pela participação na banca e pelas valiosas sugestões.

À Janaína e ao Cleidir pela amizade e por todo o auxílio prestado, muito obrigada mesmo!

Aos colegas do Laboratório de Hidroquímica, Thayane, Mariele, Carlos, Camila, Cátia, Gabriel, Leonardo, Kayla, Iarema, Luiza e Fabiane (Biba) pela amizade, pela boa disposição em ajudar sempre e pelos momentos de descontração.

Aos meus pais José Ricardo e Maria Angela, meus irmãos Ricardo e Juliana pelos estímulos.

Enfim, muito obrigado a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para que este trabalho fosse realizado.

Dedico aos meus pais, Maria Angela e José Ricardo
e ao meu filho Caio.

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	i
ABSTRACT	iii
1. Introdução Geral	1
1.1. Qualidade das águas	1
1.2. Monitoramento da qualidade das águas	4
2. Objetivos.....	7
2.1. Geral	7
2.2. Específicos.....	7
Capítulo 1.....	7
Capítulo 2.....	7
Capítulo 3.....	7
CAPÍTULO 1	8
1. Introdução.....	9
2. Caracterização das indústrias e atividades portuárias e possíveis efluentes oriundos dessas ocupações.....	11
3. Material e Métodos	13
4. Resultados.....	14
5. Conclusão.....	21
6. Referências.....	22
CAPÍTULO 2	24
1. Introdução.....	25
1.1. Área de estudo.....	27
2. Material e Métodos	28
2.1. Locais de amostragem e análises.....	28
2.2. Tratamento estatístico dos dados	31
3. Resultados e Discussão	31
3.1. Parâmetros físico-químicos da água.....	31
3.2. Metais traço.....	32
4. Conclusão.....	39
5. Referências.....	40

CAPÍTULO 3	43
1. Introdução.....	45
2. Material e Métodos	48
2.1. Localização e caracterização da área de estudo	49
2.2. Amostragem e análise.....	51
2.3. Cálculo do Índice do Estado Trófico.....	51
2.4. Tratamento estatístico dos dados	53
3. Resultados.....	54
3.1. Parâmetros físico-químicos e Demanda Bioquímica do Oxigênio.....	54
3.2. Nutrientes dissolvidos e fósforo total.....	55
3.3. Índice de Estado Trófico.....	58
4. Discussão	59
4.1. Amônio	59
4.2. Índice de Estado Trófico e variáveis correlacionadas	61
5. Referências.....	67
CONCLUSÃO GERAL	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
ANEXOS	77
LISTA DE FIGURAS E TABELAS	86

RESUMO GERAL

Os aportes antropogênicos de origem urbana, portuária, naval e industrial provenientes da cidade do Rio Grande, situada às margens do estuário da Lagoa dos Patos (RS), podem alterar a qualidade das águas estuarinas. Foram avaliadas de forma espacial e temporal, as variações dos parâmetros físico-químicos, das concentrações totais de cobre (Cu), ferro (Fe) e zinco (Zn), dos nutrientes dissolvidos (amônio, fosfato), do fósforo total, da clorofila *a* e do Índice do Estado Trófico (IET) nas águas de margem e do Canal do Rio Grande. Os nutrientes e o IET foram avaliados também nas águas rasas da enseada Saco da Mangueira, ao sul da cidade. As amostragens da água, na superfície e fundo da coluna d'água, ocorreram em 2011 em três locais da área portuária (margem e canal) e em dois locais do Saco da Mangueira, em diferentes condições de salinidade. A localização e o tipo das principais indústrias e das atividades portuárias e navais instaladas nas margens da cidade foram identificados. Uma caracterização teórica dos efluentes gerados em cada uma destas atividades foi realizada. As concentrações de Cu, Zn e Fe na água variaram de forma distinta, de acordo com a salinidade do estuário. Os teores de Cu não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre a margem e o canal, e entre os períodos amostrados. A concentração de Zn na margem diferiu significativamente ($p < 0,05$) das concentrações verificadas no canal. Sazonalmente, as concentrações de Zn indicaram variações significativas ($p < 0,05$). Os teores deste elemento no canal apresentaram correlações significativas ($p > 0,05$) com o material em suspensão e o pH na água de superfície e com o pH na água do fundo. As concentrações de Fe das águas da margem diferiram significativamente ($p < 0,05$) das do canal. Altos teores de Fe foram encontrados em todos os locais amostrados no inverno. No fundo do canal, os teores de Fe foram em geral elevados, independente dos locais e do período sazonal. O comportamento das concentrações de Fe e Zn esteve diretamente relacionado com a entrada da água salina no estuário, favorecida pelos ventos SSE, os quais influenciam na salinidade, pH e material em suspensão na coluna d'água. Os valores do IET indicaram que as águas do Saco da Mangueira são muito contaminadas por compostos fosfatados. O IET classifica essas águas como hipereutróficas, consequência do lançamento de efluentes insuficientemente tratados e da menor circulação da água nessa enseada. As concentrações de amônio indicam contaminação por nutrientes nitrogenados nessas águas. Nas margens do canal, a contaminação foi amena, sendo classificadas desde eutróficas até mesotróficas. Na água do canal houve um equilíbrio trófico (águas mesotróficas na superfície e oligotróficas no fundo), consequência da intensa circulação da água e diluição dos contaminantes oriundos das margens. O tratamento dos efluentes deve ser uma exigência

para controlar os graves desequilíbrios tróficos das águas da margem da cidade do Rio Grande. Apesar das concentrações de metais analisados terem sido baixas nos locais amostrados, devido a diluição dessas concentrações causada pela grande mudança na dinâmica estuarina, estudos adicionais devem ser conduzidos junto ao novo estaleiro para construção de plataformas de petróleo (ERG), já que esta atividade é fonte provável de metais traço para as águas deste estuário.

Palavras-chave: estuário, qualidade da água, efluentes.

ABSTRACT

Anthropic contributions from urban, port, naval and industrial activities of the city of Rio Grande, on the margin area of the Patos Lagoon estuary (RS), can change the quality of the estuarine waters. Spatial and temporal evaluation of the changes in physical and chemical parameters, total concentrations of copper (Cu), iron (Fe) and zinc (Zn), of dissolved nutrients (ammonium, phosphate), total phosphorus, chlorophyll a and Index of the Trophic State (EIT) were conducted in the margin water and in the Rio Grande Channel. The nutrients and the index EIT were also evaluated in the shallow waters of the Saco da Mangueira, south of the city. Water sampling, on the surface and bottom of the water column, occurred in 2011 at three sites of the port area (margin and channel) and at two locations of the Saco da Mangueira in different conditions of salinity. The location and the type of major industries, port and naval activities installed in the city's margin were identified. A theoretical characterization of effluents generated in each of these activities was performed. The concentrations of Cu, Zn and Fe in the estuarine water vary differently, according to the salinity of the estuary. The Cu concentration showed no significant differences ($p > 0.05$) between the margin and the channel waters, and between seasons. The Zn concentration of the water margin differ significantly ($p < 0.05$) of the channel. Seasonally, Zn concentrations showed significant differences ($p < 0.05$). The content of this element in the channel showed a significant correlation ($p > 0.05$) with the suspended material and the pH on the surface water and the pH in bottom water. The Fe concentration in the margin water differ significantly ($p < 0.05$) of the channel water. High levels of Fe were found in all locations in the winter. In the bottom of the channel the Fe content was generally high, independently of the sampling locations and seasonal period. The behavior of Fe and Zn concentrations were directly related to the entrance of salt water in the estuary, favored by the winds, which influence the salinity, pH and suspended solids in the water column. The values of the EIT indicated that the waters of the Saco da Mangueira are very contaminated with phosphorus compounds and nitrogen. The EIT classifies these waters as hypereutrophic, as a consequence of the wastewater insufficiently treated and lower water circulation in this inlet. The ammonium concentrations indicate contamination by nitrogen nutrients in these waters. On the margin waters of the channel, the contamination was mild, and was classified from eutrophic to mesotrophic. In the channel water was a trophic balance (mesotrophic on the surface waters and oligotrophic on the bottom waters), as a result of the intense water circulation and dilution of contaminants coming from the margin of the City of Rio Grande. The treatment of effluents should be a requirement to control severe trophic imbalances in the Rio Grande

margin waters. Despite the low metal concentrations in the locations studied, due to dilution of concentrations caused by major change in estuarine dynamics, further studies should be conducted next to the new shipyard for building oil platforms (ERG), since these activities are likely sources of trace metals to the estuarine waters.

Keywords: estuary, water quality, effluents.

1. Introdução Geral

Estuários são regiões de transição entre o continente e os oceanos, caracterizados por uma grande variabilidade na salinidade e pela instabilidade de seus fatores ambientais. Apresentam alta complexidade biológica e grande fragilidade em relação às atividades antropogênicas (SILVA, 2000). Suas margens, por oferecerem águas abrigadas por extensas planícies costeiras, são locais apropriados para a instalação de atividades urbanas, industriais, portuárias, navais e pesqueiras, resultando em uma maior pressão urbanística.

A circulação da água dos sistemas estuarinos é dependente dos processos e mistura entre águas com diferentes salinidades. Desta forma, depende da morfologia, vazão fluvial e dos prismas de maré (HARTMANN & SCHETTINI, 1991).

Nutrientes, sedimentos e substâncias tóxicas oriundos da drenagem de uma bacia hidrográfica são inevitavelmente carregados para os estuários, potencialmente comprometendo a qualidade das águas e ecossistemas estuarinos (SCANES *et al*, 2007). As características de circulação das águas dos estuários favorecem esse comprometimento, pois os tornam sítios de estocagem temporária desses materiais (HARTMANN & SCHETTINI, 1991). Além disso, a retenção de nutrientes sustenta uma atividade biológica intensa, tornando estes ambientes locais de alimentação de inúmeras espécies de peixes e crustáceos com valor econômico.

1.1. Qualidade das águas

O termo “qualidade da água” se refere às características químicas, físicas e biológicas da água, tomadas como base para se definir a finalidade adequada de um corpo hídrico (MERTEN & MINELLA, 2002; SEILER, 2014), cuja composição é afetada por causas naturais e por atividades antropogênicas (FARIAS, 2006).

Os padrões de qualidade do ambiente aquático referem-se a certo número de parâmetros capazes de refletir, direta ou indiretamente, a presença efetiva ou potencial de algumas substâncias ou microorganismos que podem

comprometer essa qualidade, avaliando assim os impactos sobre a biota, decorrentes da atividade humana no ambiente aquático (TUNDISI *et al.*, 1999).

A qualidade da água pode apresentar dois níveis de comprometimento, que se referem à contaminação ou a poluição. Clark (2001) define contaminação como a elevação das concentrações naturais de alguma substância resultante de atividades humanas, sem que haja efeitos deletérios. A poluição ocorre com a persistência da contaminação e capacidade de gerar efeitos deletérios no ambiente afetado.

A entrada de substâncias no meio hídrico pode ocorrer de forma pontual (quando lançadas em pontos específicos e de forma individualizada) ou difusa (geradas pelo escoamento superficial da água, dificultando o estabelecimento de um padrão). As maiores e mais significativas vias de entrada de um contaminante no meio são as emissões de efluentes domésticos e industriais não corretamente tratados, escoamento e deposição atmosférica, e pela lixiviação do solo (PEREIRA, 2004).

Os efluentes domésticos e industriais são normalmente desaguados de forma pontual. Este tipo de deságue facilita a coleta do efluente através de redes ou canais e o posterior tratamento para lançamento em corpo receptor. No entanto, inúmeras vezes, esses resíduos são lançados sem tratamento diretamente nos corpos d'água ou na rede pluvial municipal ocasionando danos à biota, ao homem e demais componentes do sistema (FARIAS, 2006). Estes efluentes possuem como contaminantes químicos associados os metais traço, nutrientes fosfatados e nitrogenados, além de bactérias e altos teores de matéria orgânica.

Os nutrientes fosfatados e nitrogenados do meio hídrico têm como fonte principal adubos e a decomposição de materiais orgânicos. A advecção da água intersticial da coluna sedimentar, em especial, em ambientes ricos em matéria orgânica decantada, também é fonte para estes nutrientes (BAUMGARTEN *et al.*, 2001). O fósforo e o nitrogênio são essenciais ao crescimento dos seres vivos e, em corpos d'água são elementos fundamentais para o controle das taxas de crescimentos de algas, cianobactérias, fitoplâncton e vegetais em geral (FARIAS, 2006). O fósforo dissolvido pode estar na forma de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. O nitrogênio

dissolvido pode estar nas formas de nitrogênio molecular, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal (amônio) e em suas formas mais oxidadas, nitrito e nitrato (APHA *et al.*, 1995). O fósforo total, o ortofosfato e o amônio formam o principal grupo de nutrientes com relação direta com a ocorrência de desequilíbrios tróficos de um corpo d'água.

Os desequilíbrios tróficos são um conjunto de respostas biogeoquímicas e ecológicas, originadas da fertilização antropogênica dos ambientes costeiros (Cloern, 2001). Nessas condições, a acumulação de matéria orgânica e diminuição do oxigênio dissolvido pela remineralização microbiana podem levar à hipoxia de sedimentos e águas de fundo.

Contrariamente aos nutrientes, que são assimilados e reciclados na água, os metais traço são elementos persistentes e acumulam-se no ambiente, seja no sedimento como na biota. Os metais traço têm sido importantes constituintes de contaminação em estuários onde ocorrem áreas portuárias, de marinas e estaleiros (BARBOSA *et al.*, 2012; COSTA, 2012). Alguns desses metais são considerados oligoelementos, ou seja, são elementos químicos que, embora encontrados em baixas concentrações no ambiente, são essenciais aos processos biológicos. Dentre estes, se destaca o cobre e o zinco por serem componentes dominantes das tintas anti-incrustantes utilizadas nos cascos de embarcações (TURNER, 2010) e, por isso, potenciais contaminantes das águas estuarinas.

Além disso, a contaminação por metais traço pode relacionar-se ao despejo de efluentes industriais como: indústrias de tintas e pigmentos, galvanoplastias, indústrias químicas – como as de formulação de compostos orgânicos e de elementos e compostos inorgânicos - indústrias de couros, peles e produtos similares, indústrias de ferro e do aço e lavanderias. A indústria do petróleo utiliza diversos metais em suas linhas de produção e acaba por lançar parte deles nos cursos de água (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Os metais provenientes de atividades antropogênicas em geral, incluindo efluentes domésticos e industriais, podem reduzir a capacidade autodepurativa das águas, devido à ação tóxica que possuem sobre os microorganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica aportada no meio. Isto é

válido mesmo para aqueles metais essenciais aos seres vivos, como magnésio, ferro, molibdênio, cobre, cobalto, zinco e manganês, quando em maiores concentrações no ambiente (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Em função de a área estuarina estar sob influência de várias fontes antropogênicas, principalmente em termos de nutrientes e metais traço, a avaliação da qualidade das águas torna-se necessária.

1.2. Monitoramento da qualidade das águas

A verificação da qualidade da água em ambientes estuarinos ocorre, normalmente, por meio de amostragens espaciais e temporais. Essas amostragens possibilitam a identificação de possíveis fontes contaminantes utilizando parâmetros indicadores da qualidade da água preconizados pela legislação vigente.

Esses parâmetros devem ser interpretados em conjunto, a fim de fornecer uma melhor visão da qualidade da água. Nesse sentido, torna-se relevante o uso de índices numéricos que simplificam e integram os resultados dos parâmetros analisados na água. Estes índices fornecem o estado da água de uma forma mais direta que a avaliação dos parâmetros isolados. Permitem a classificação das águas naturais e facilitam a compreensão da qualidade e do estado em que se encontram as mesmas (CETESB, 2007).

A resposta biológica de um ambiente aquático à entrada de nutrientes define o estado trófico deste ambiente. A verificação da disponibilidade dos nutrientes no meio aquático, conjuntamente com os dados de pigmentos fotossintéticos e teores de oxigênio dissolvido indicam os desequilíbrios tróficos que podem estar ocorrendo no meio (BAUMGARTEN & PAIXÃO, 2013).

Um índice utilizado para a avaliação do grau de enriquecimento de nutrientes é o Índice de Estado Trófico (IET). Originalmente proposto por Carlson (1977) para ambientes lênticos, este índice utilizou variáveis como transparência, concentrações de fósforo e clorofila *a*. Em 1984, Toledo *et al.*, propôs uma modificação deste índice (IET_M), acrescentando como variável a concentração de ortofosfato solúvel, tornando-o mais adequado para aplicação em lagos tropicais. Em 2004, Lamparelli atualizou esse índice diferenciando-o

para ambientes lênticos e lóticos. Esta autora calculou o IET total a partir da média aritmética dos IETs da clorofila *a*, fósforo total e transparência. Baseado no IET total, um ambiente pode ser classificado em quatro faixas de trofia: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico.

No estuário da Lagoa dos Patos, este índice foi aplicado inicialmente por Baumgarten & Paixão (2013) na área sul desse estuário, onde se localiza a cidade do Rio Grande, a qual possui um complexo portuário e naval, que ocupa o segundo lugar em importância a nível nacional. A área peninsular da cidade não possui rede de coleta de efluentes completa e, embora esta rede esteja em expansão, atualmente se restringe à área central da cidade e poucos bairros periféricos. A rede de coleta pluvial também é ineficiente, desta forma além de ocorrerem aporte de efluentes clandestinos, a drenagem de água pluvial escoar diretamente para o estuário. Isto favorece a entrada de nutrientes e metais traço neste ambiente, o que pode levar a uma relativa deterioração das suas águas (BAUMGARTEN & NIENCHESKI, 1998). A área industrial da cidade, situada mais ao sul nas margens do estuário, contribui com emissões atmosféricas, escoamento superficial e efluente líquido para as águas estuarinas.

Estudos pretéritos de monitoramento deste estuário demonstram pouca contaminação por nutrientes e baixas concentrações de metais traço no Canal do Rio Grande (TAGLIANI & ASMUS, 1997; ASMUS & TAGLIANI, 2000; ASMUS & ZAMBONI, 2001; ASMUS *et al.*, 2002; ASMUS & GRANATO, 2004; FERNANDES & ROSA, 2011). Em relação aos metais, foi estudada a fração total dissolvida e particulada total na coluna d'água neste estuário (NIENCHESKI *et al.*, 1994; WINDOW *et al.*, 1999; NIENCHESKI & BAUMGARTEN, 2000); e a fração lábil (ANDRADE, 2005; WALLNER-KERSANACH *et al.*, 2009 e COSTA & WALLNER-KERSANACH, 2013). Os nutrientes presentes na coluna d'água, por sua vez, foram estudados por KANTIN & BAUMGARTEN (1982); BAPTISTA (1984); PROENÇA *et al.* (1988); BAUMGARTEN *et al.* (1995, 1998); VILAS BOAS (1990); NIENCHESKI & WINDOW (1994). No entanto, estes estudos carecem da comparação da qualidade das águas da margem da área urbana e portuária com as do Canal do Rio Grande.

Devido ao descarte dos efluentes não suficientemente tratados e pelo tipo de atividades desenvolvidas no Pólo Naval e industrial no sul do estuário da Lagoa dos Patos, a análise dos metais traço cobre (Cu), ferro (Fe) e zinco (Zn) tornam-se necessárias. Esta informação pode direcionar futuras medidas de mitigação de aportes antropogênicos para o estuário.

Neste sentido, o presente estudo foi dividido em três capítulos, sendo que, o primeiro capítulo faz a identificação das principais indústrias e instalações portuárias existentes no entorno dos locais amostrados. O segundo capítulo indica as variações espaço-temporais das concentrações dos metais traço oligoelementos Cu, Fe e Zn nas águas da margem e Canal do Rio Grande. O terceiro capítulo indica as variações espaço-temporais da qualidade trófica dessas águas, tendo por base as concentrações de fósforo total, fosfato, amônio, o pigmento fotossintético clorofila *a* e o cálculo do Índice de Estado Trófico (IET). Tanto o segundo quanto o terceiro capítulos relacionam os acréscimos das concentrações dos parâmetros estudados com a presença de fontes antropogênicas industriais, navais e urbanas, apresentadas no primeiro capítulo.

2. Objetivos

2.1. Geral

Avaliar as variações espaço-temporais das concentrações de metais traço e parâmetros indicadores de contaminação por matéria orgânica e qualidade trófica nas águas da margem e do Canal do Rio Grande, no sul do estuário da Lagoa dos Patos.

2.2. Específicos

Capítulo 1

- Caracterizar o tipo e a localização das principais indústrias e das atividades portuárias e navais instaladas nas margens da cidade do Rio Grande;
- Descrever a composição provável dos efluentes que possam ser gerados em cada setor industrial ou portuário.

Capítulo 2

- Avaliar as variações espaço-temporais das concentrações dos metais cobre, ferro e zinco na coluna d'água marginal e do Canal do Rio Grande, relacionando ao diagnóstico apresentado no primeiro capítulo.

Capítulo 3

- Avaliar as variações espaço-temporais das concentrações dos fitonutrientes amônio e fosfato, do fósforo total, clorofila *a* e qualidade trófica da água, na coluna d'água marginal e do Canal do Rio Grande, relacionando ao diagnóstico apresentado no primeiro capítulo.

CAPÍTULO 1

“Atividades industriais e portuárias instaladas às margens do estuário e seus prováveis efluentes gerados por setor industrial e portuário”.

1. Introdução

As regiões estuarinas, devido a sua situação geográfica privilegiada, apresentam uma multiplicidade de usos que conduzem para estes locais uma convergência de interesses, como agricultura, pesca, turismo, portos e atividades industriais. Esta ocupação humana é conflitante com a função ecológica desses ambientes, pois são importantes produtores biológicos e que servem de abrigo para inúmeras espécies, algumas com valor econômico (KENNISH, 1992).

A Lagoa dos Patos apresenta uma região estuarina que corresponde a 10% de sua área total. Nesta região predominam grandes bancos com profundidades entre 1 e 5 m, com áreas mais profundas associadas aos canais de navegação e ao Canal da Barra, estes com profundidade máxima de 20 m (GARCIA, 1998). A cidade do Rio Grande, situada nesta região estuarina, está limitada ao sul e noroeste por enseadas marginais bastante produtivas (Figura 1). Dentre essas, se destaca o Saco da Mangueira, enseada rasa situada no limite sul da cidade, cujas águas são viveiro e local de pesca de várias espécies comercializáveis (BAUMGARTEN, 2010). Os limites norte, nordeste e leste desta cidade, correspondem às zonas de canais, com maior circulação da água.

Dentre as atividades implantadas na cidade do Rio Grande, a existência de sistemas portuários corresponde a uma área de riscos ambientais variados, seja em função das características dos produtos manipulados ou pelas suas características de operação (BAUMGARTEN & NIENCHESKI, 1998).

Esta cidade apresenta um terminal marítimo e um complexo portuário de expressividade a nível nacional. O Porto do Rio Grande é constituído pelas instalações portuárias terrestres existentes na margem direita do Canal do Norte e margem oeste do Canal do Rio Grande: um segmento deste porto é dividido em terminais específicos de acordo com a carga, compondo o Superporto, localizado na margem oeste do Canal do Rio Grande. O zoneamento do Porto engloba três outras áreas, o Porto Velho e o Porto Novo, situados, respectivamente, nos limites norte e leste da cidade do Rio Grande e,

a área portuária que margeia a cidade de São José do Norte (SUPRG, 2011) (Figura1).

Junto à área portuária de Rio Grande existem plantas industriais que ocupam este local pelas facilidades que representa no fornecimento ou importação de matéria prima e na exportação. Logo, o Distrito Industrial de Rio Grande (DIRG) encontra-se instalado na retaguarda do Superporto.

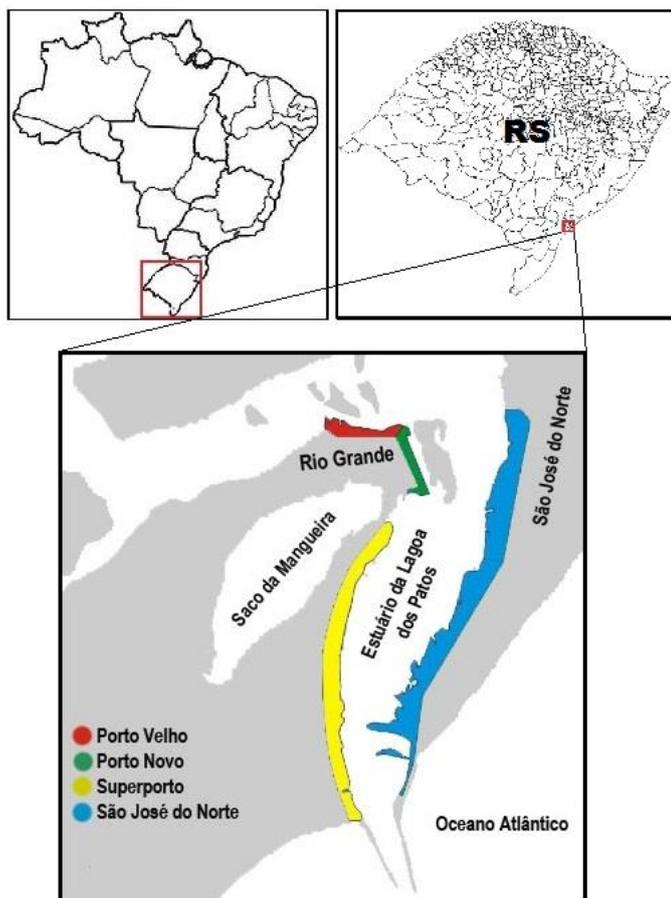


Figura 1. Localização e zoneamento da área portuária do município do Rio Grande (RS) (modificado de SUPRG, 2011).

No DIRG são utilizados diferentes processos tecnológicos industriais e portuários, que geram efluentes líquidos. No entanto, não há rede coletora para estes efluentes industriais e urbanos, sendo as indústrias responsáveis pelo tratamento de seus efluentes.

De acordo com a Norma Brasileira - NBR 9800/1987, efluente líquido industrial é o despejo líquido proveniente do estabelecimento industrial, compreendendo emanações de processo industrial, águas de refrigeração poluídas, águas pluviais poluídas e esgoto doméstico (NBR 9800/1987). As características desses efluentes dependem do tipo de indústria, materiais utilizados e processos empregados.

Se os efluentes urbanos e industriais não forem tratados adequadamente, podem acarretar alterações na qualidade das águas superficiais receptoras. Adicionalmente, os efluentes líquidos gerados em uma zona urbana são uma mistura de efluentes domésticos, comerciais, industriais e águas de escoamento superficial. Assim, a liberação de águas residuais urbanas em rios, lagos, estuários e regiões costeiras e os impactos gerados é uma questão de grande preocupação em inúmeros países (VON SPERLLING, 2002).

Neste sentido, o objetivo deste capítulo foi conhecer o tipo de indústria e a composição provável dos efluentes gerados, para se determinar a provável contaminação a ser gerada pelo descarte destes efluentes sem o tratamento correto nas águas estuarinas.

2. Caracterização das indústrias e atividades portuárias e possíveis efluentes oriundos dessas ocupações

A península da cidade de Rio Grande apresenta vários problemas de saneamento básico e de controle e tratamento de efluentes urbanos e industriais. A rede oficial de esgotos domésticos da cidade do Rio Grande data do final da década de 20. Atualmente, esta rede atende deficitariamente o setor central e poucos bairros periféricos (Figura 2), sendo que apenas 32% dos efluentes gerados na cidade são coletados e tratados (ENGEPLUS, 2013). Isso favorece o lançamento de efluentes domésticos e industriais nas águas do entorno da cidade, já observado desde o estudo de Almeida *et al.* (1993), no qual foram identificados 24 pontos de lançamento de efluentes industriais nos corpos hídricos no entorno do município.

Nesta rede atual, o sistema de coleta de efluente da cidade é composto por oito subsistemas independentes (Cassino, Central, Parque Marinha, Cohab

II, Cohab IV e sistemas condominiais – Condomínio São João, loteamento Atlântico Sul e Parque das Figueiras). A Figura 2 indica três desses sistemas (Parque Marinha, Cohab IV e Central, respectivamente, quadros 1, 3 e 5). O lançamento do efluente tratado é feito nos corpos d'água ou na rede de drenagem. Segundo Araújo & Calheiros (1998a), este tipo de padrão de esgotamento sanitário, conduz a um sistema de disposição final de efluentes descentralizado, que repercute no ambiente hídrico receptor como um tipo de poluição difusa.

Devido à distância que o Porto do Rio Grande está dos locais onde há implantação da rede de esgotamento sanitário do município, seus efluentes sanitários são direcionados para fossas sépticas e, posteriormente para o corpo hídrico receptor. As instalações do Estaleiro do Rio Grande e terminais da Bunge, por possuírem estações de tratamento de efluentes (ETE) próprias, são exceções (SEP, 2013).

A partir de 1960, a localização da cidade favoreceu a consolidação de duas atividades industriais, a indústria pesqueira e de fabricação de fertilizantes.

A atividade pesqueira foi favorecida pela riqueza biológica do estuário e do litoral adjacente e pela facilidade em utilizar embarcações industriais para a captura do pescado. Essas facilidades conduziram Rio Grande, até 1990, a uma posição de expressividade nacional em termos desta indústria (MARTINS & RENNER, 2014).

Em relação ao setor de fertilizantes, Rio Grande tornou-se local de instalação/reestruturação de modernas fábricas que utilizam matéria prima importada e também terminais de grãos para receber a produção e realizar a exportação de produtos com condições de competitividade internacional (MARTINS & RENNER, 2014). São produzidos fertilizantes do tipo superfosfatos simples e triplos, mono e diamônios fosfatos e complexos de NPK.

Além disso, a implantação e consolidação do setor naval nesta cidade resultam no fortalecimento das atividades industriais de ramo químico e alimentício, especialmente o setor químico voltado à construção de plataformas para prospecção de petróleo e embarcações de apoio à prospecção offshore.

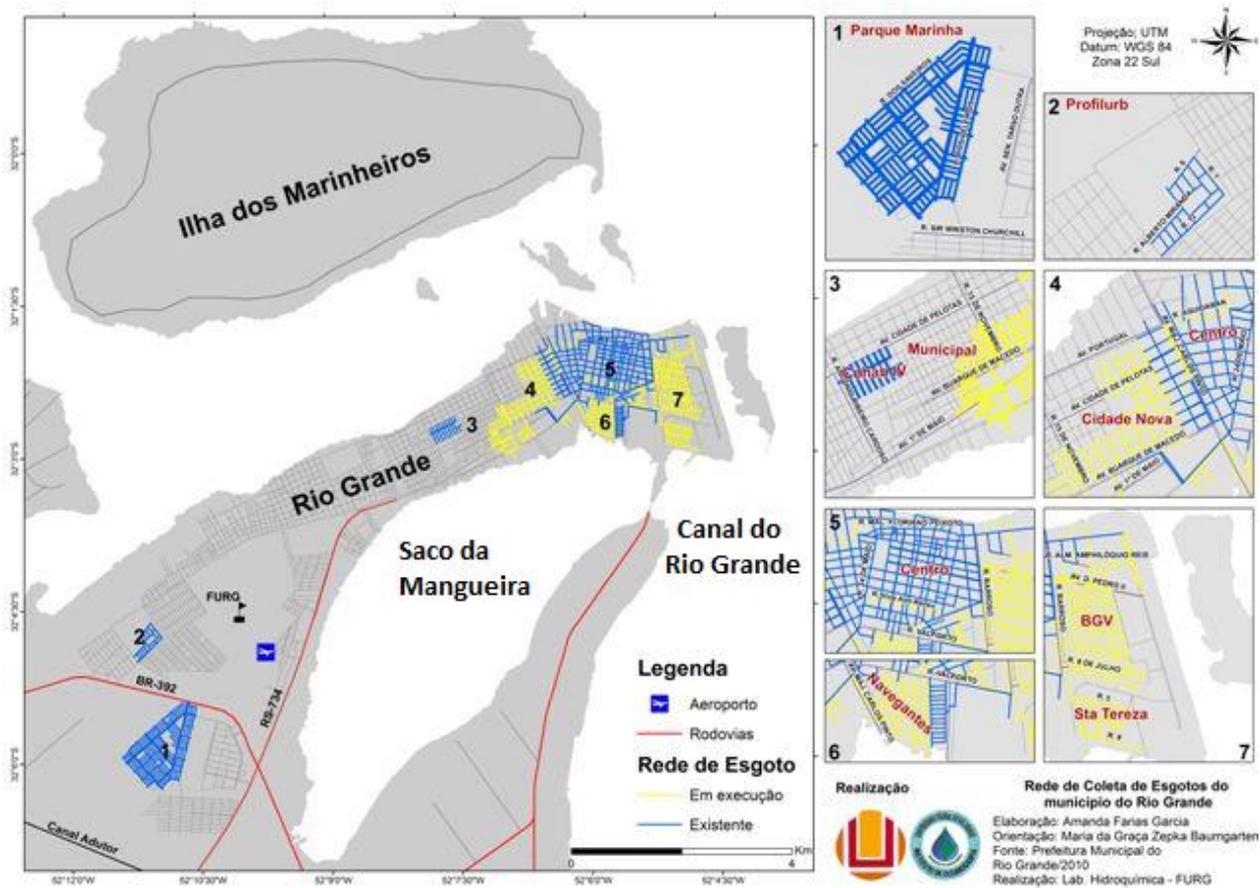


Figura 2. Rede de coleta de esgotos instalada no município de Rio Grande, seus subsistemas (1, 3, 4 e 5) e áreas de expansão (em amarelo, 3,4 e 7) (mapa cedido por Baumgarten).

3. Material e Métodos

A metodologia utilizada foi a coleta, organização e análise dos dados. Através do Centro de Indústrias do Rio Grande (CIRG) e da Prefeitura Municipal do Rio Grande foram obtidos os dados das empresas atuantes no município do Rio Grande.

Dentre os empreendimentos listados foram selecionados aqueles situados nas margens dos corpos hídricos existentes nos limites da cidade de Rio Grande (Canal do Norte, Canal do Rio Grande e Saco da Mangueira) tendo, por consequência, maior potencial de lançamento direto de efluentes líquidos e/ou resíduos nas águas estuarinas e, cujas atividades principais

apresentavam maior potencial poluidor segundo classificação dada pela FEPAM. Estão inclusos os estaleiros (indústria naval) e terminais portuários.

Para obter um melhor entendimento sobre a ocupação, estas atividades foram classificadas por setor de atuação (Tabela 1) e mapeadas (Figuras 3 a 6). A lista dessas indústrias e terminais portuários encontra-se no ANEXO 1.

4. Resultados

O levantamento realizado indicou, em termos de instalações industriais, o predomínio de indústrias do ramo alimentício e químico neste município. A tabela 1 indica o setor de atuação e o número das principais atividades industriais e portuárias em funcionamento na cidade de Rio Grande, que se situam nas margens do estuário e possuem potencial poluidor entre médio e alto (FEPAM).

Tabela 1. Setor de atuação e número das principais atividades industriais e portuárias em funcionamento em Rio Grande.

Setor de atuação	Potencial poluidor	Localização	Número de indústrias/terminais
Pescado	Alto	Porto Velho, Saco da Mangueira e Superporto	7
Fertilizantes	Médio (mistura) Alto (fabricação)	Superporto	9
Óleos Vegetais	Alto	Superporto	2
Petróleo	Alto	Superporto	1
Naval	Médio	Superporto	5
Produção de substâncias químicas	Alto	Superporto	1
Terminais portuários	Alto	Porto Velho, Porto Novo e Superporto	11
Total de atividades		-	36

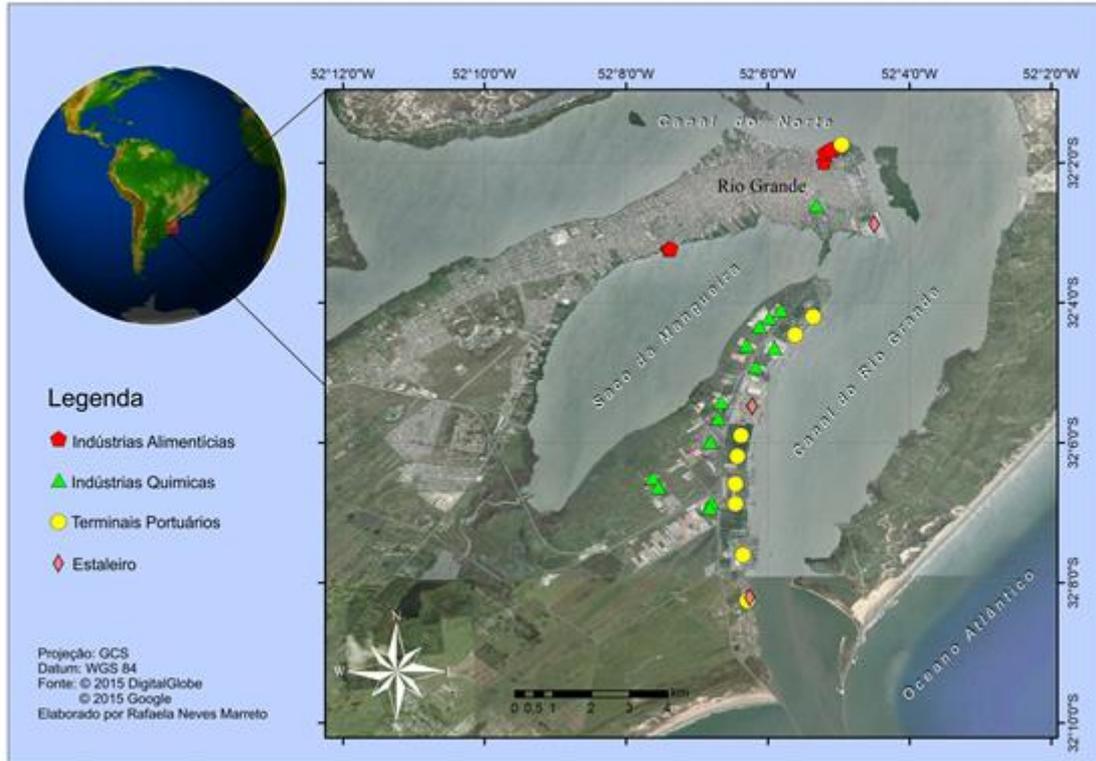


Figura 3. Localização das indústrias alimentícias, químicas, navais e terminais portuários em Rio Grande com potencial de contaminação para a água estuarina.

O Porto Velho consiste em uma área portuária com cerca de 640 m de extensão e 4,57 m de calado. As principais atividades desenvolvidas nesta área são de carga e descarga de produtos hortifrutigranjeiros, materiais de construção, atividades operacionais, industriais pesqueiras e prestação de serviços às atividades marítimas e portuárias. Nesta área se encontram quatro importantes indústrias de pesca, que contribuem com efluentes com alta carga orgânica (BAUMGARTEN & NIENCHESKI, 1998) (ANEXO 1, figura 4, numeradas como locais de 1 a 4). Nesta zona portuária encontra-se, também, instalado o Posto Marine (ANEXO 1, figura 4, local 5), que abastece as embarcações do estuário e o Estaleiro Gustavo Fernandes Filho, que faz a manutenção de embarcações de pequeno a médio porte (ANEXO 1, figura 4, local 6).

O Porto Novo possui uma extensão de 1.952 m e profundidade de 9,4 m na área de atracação. Apresenta em sua área terminais para cargas gerais,

granéis líquidos e sólidos, contêineres, fertilizantes e veículos (BARBOSA, 2006), resultando em uma movimentação média de 3000 embarcações ao ano. Neste porto ocorre uma indústria naval que fabrica módulos para plataformas de petróleo (ANEXO 1, Figura 5, local 7).

Na margem sul da cidade ocorrem duas empresas de processamento de pescado (ANEXO 1, Figura 5, locais 9 e 10), que contribuem com efluentes líquidos para o Saco da Mangueira (BAUMGARTEN, 2010).

O Superporto é constituído por terminais específicos de apoio às plantas industriais de produtos químicos e derivados de petróleo (BAUMGARTEN & NIENCHESKI, 1998) (ANEXO 1, Figura 5, locais 11 a 13, 15), de fertilizantes (ANEXO 1, Figuras 5 e 6, locais 14, 16 a 20, 26, 29 e 30), de processamento de grãos vegetais (ANEXO 1, Figura 6, locais 22 e 24) e de pescado (ANEXO 1, Figura 6, local 34). Nesta área encontram-se também instalados estaleiros de grande (Estaleiro Rio Grande) e pequeno porte (Estaleiro Santos) (ANEXO 1, Figura 6, locais 21 e 33, respectivamente).

Para a obtenção de uma melhor visão dos possíveis aportes de contaminantes para o ambiente estuarino, as indústrias e atividades portuárias, classificadas pelo setor de atuação, foram caracterizadas em relação as suas águas residuais (Tabela 2).

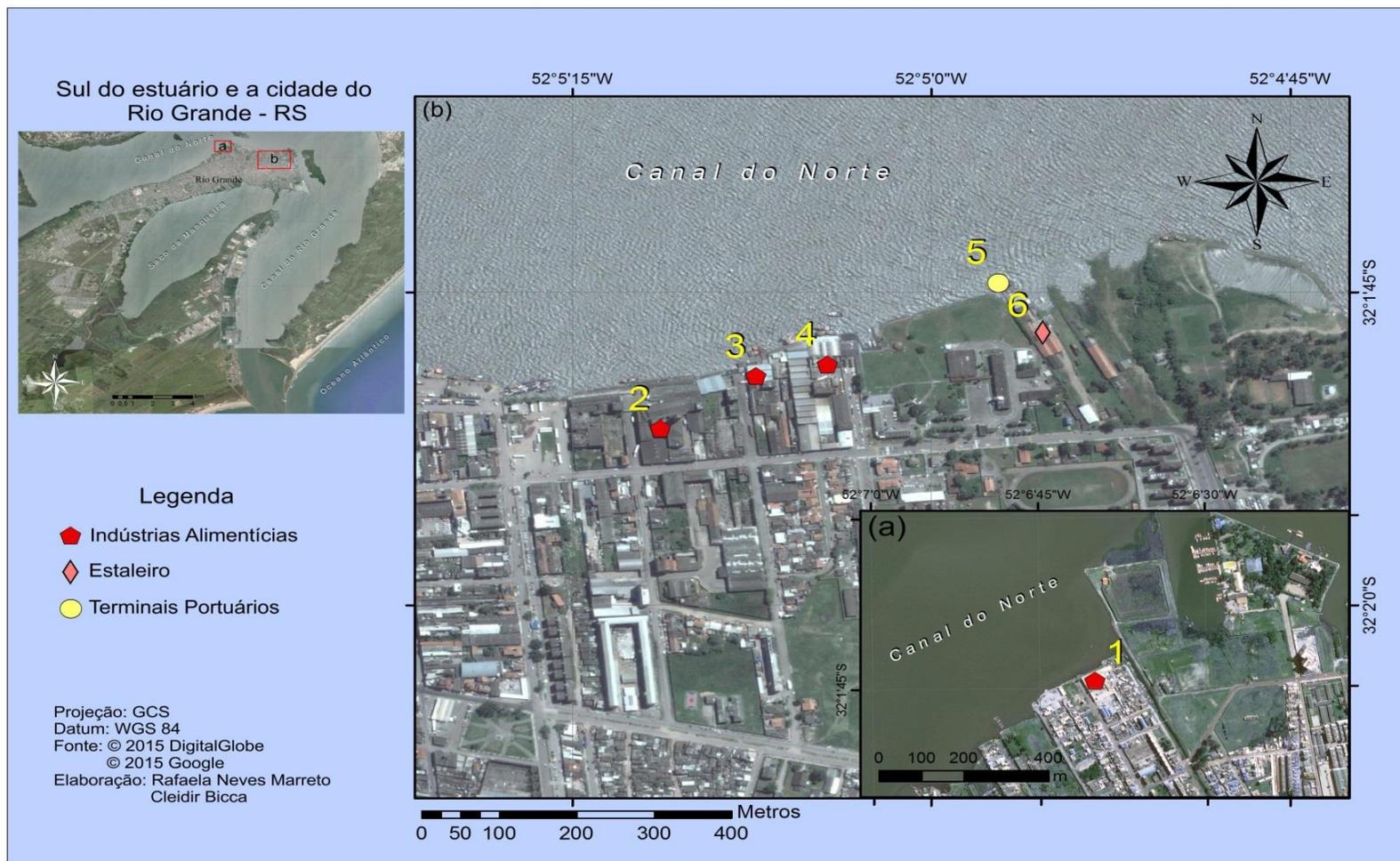


Figura 4. Principais atividades com potencial liberação de contaminantes, instaladas no Porto Velho na cidade do Rio Grande.

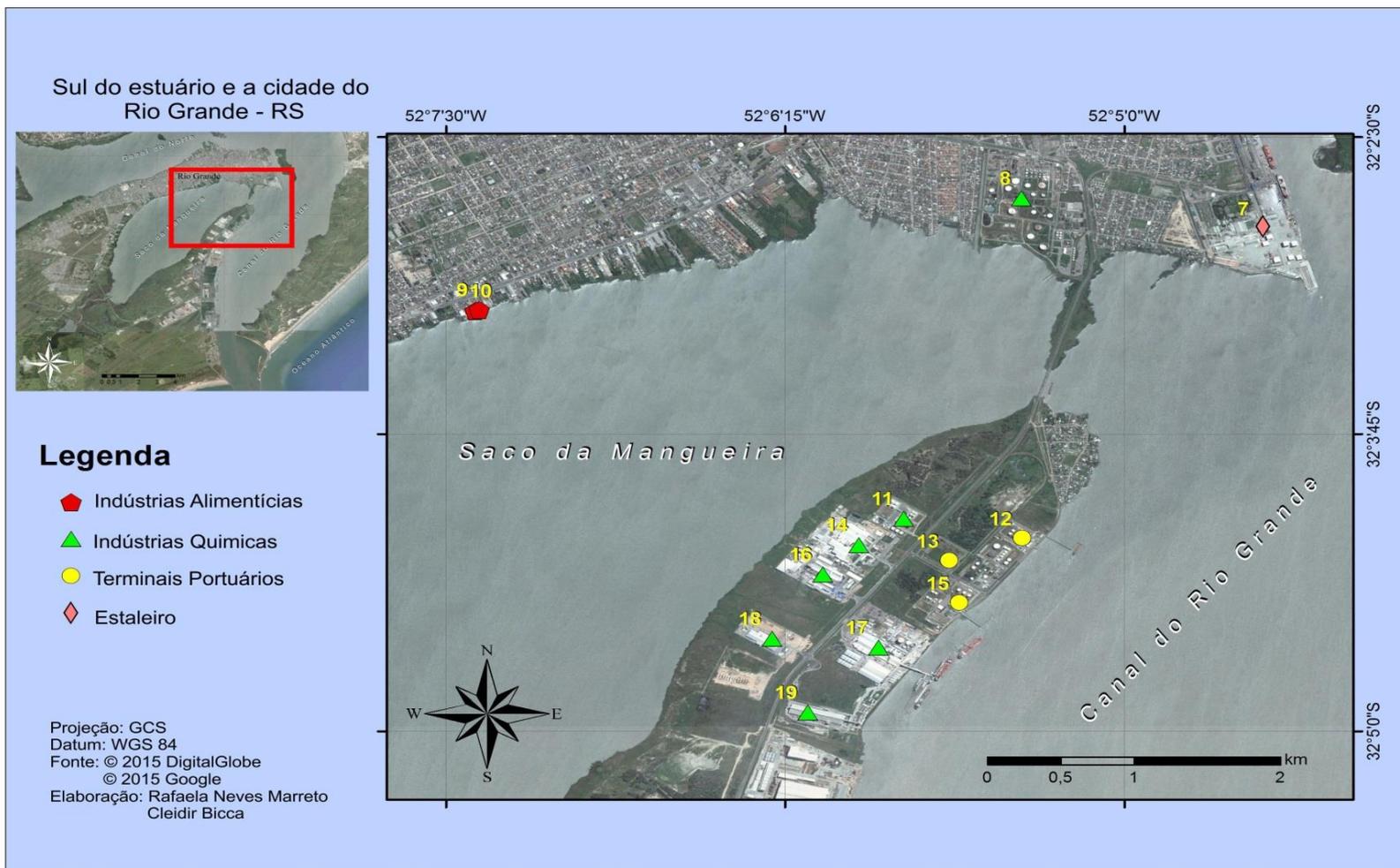


Figura 5. Principais atividades com potencial liberação de contaminantes, instaladas no Superporto e margem sul da cidade do Rio Grande.

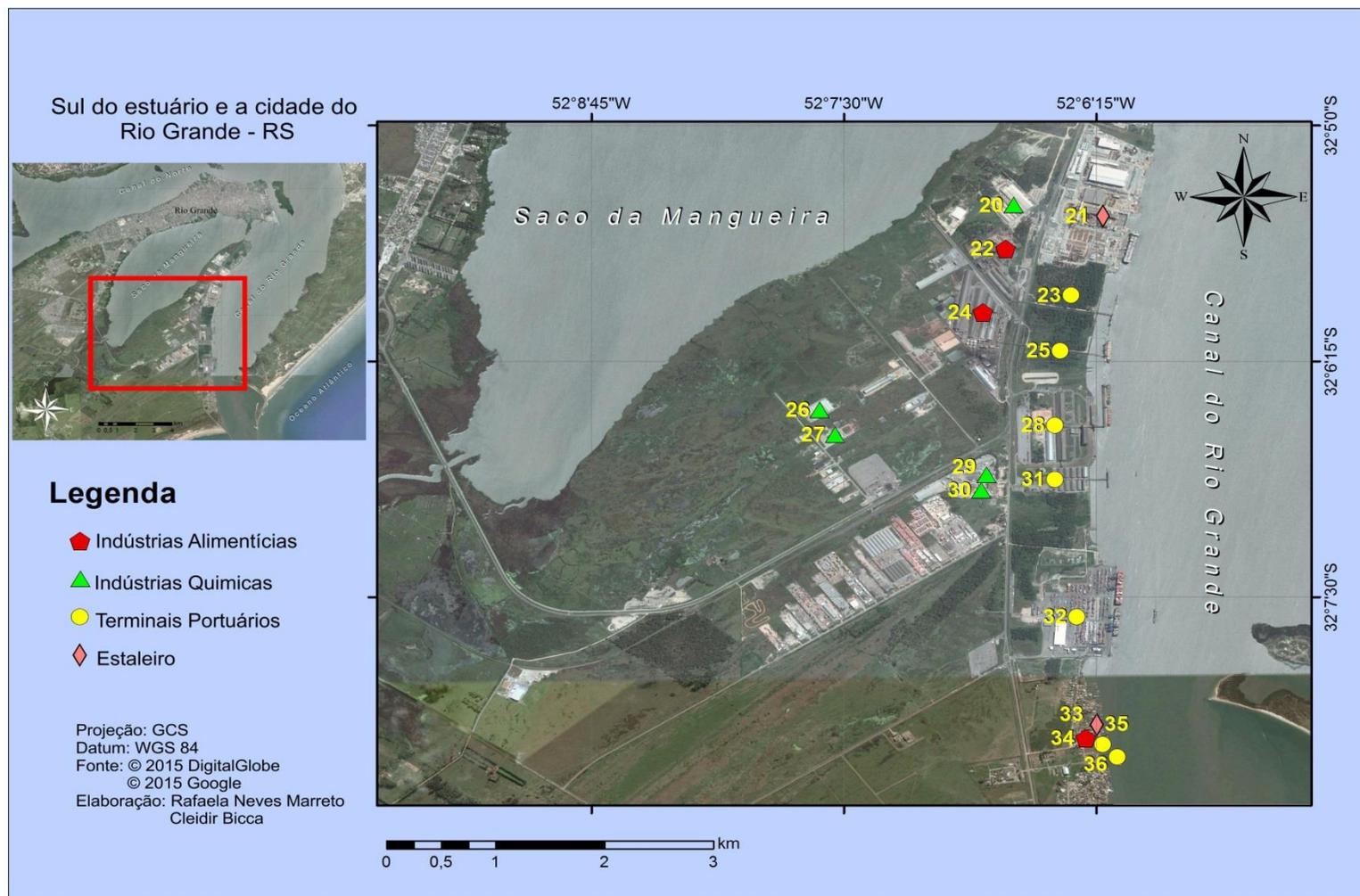


Figura 6. Principais atividades com potencial liberação de contaminantes, instaladas no Superporto na cidade do Rio Grande.

Tabela 2. Caracterização teórica das águas residuais de algumas atividades industriais e portuárias desenvolvidas na cidade do Rio Grande.

Tipo de atividade		Provável composição do efluente gerado
Indústrias Químicas	Fabricação de fertilizantes ¹	Compostos fosfatados, fluoretados, nitrogenados (nitrato, amônia), metais pesados (Cd, Hg, Pb).
	Refinaria de petróleo ²	Óleo livre e emulsionado, compostos sulfurados orgânicos e inorgânicos, compostos nitrogenados, poli-sulfetos e sulfetos de ferro e fenóis.
Indústrias Alimentícias	Processamento de pescado ³	Altas concentrações de matéria orgânica, sólidos suspensos totais, lipídeos e proteínas, óleos e graxas.
	Processamento de grãos vegetais ⁴	Altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes, material em suspensão, óleos e graxas.
Indústria naval	Estaleiros ⁵	Resíduos de tintas e galvanoplastia (metais pesados) e lubrificantes.
Atividades portuárias	Navegação ⁶	Metais pesados (Cu, Zn, Pb, etc.), lubrificantes, óleo diesel naval.

¹IFC, 2007; ²Mariano, 2001; ³Manetti, 2008; ⁴Zanotto, 2011; ⁵Schafran, 1998 e ⁶ Rezende, 2003.

Caso os efluentes líquidos e eventualmente as emissões atmosféricas destas indústrias não sejam tratados, o setor de indústrias químicas como as de fertilizantes, de refino de petróleo, de construção naval e a própria navegação, podem contribuir para o meio estuarino com a liberação de metais traço. No caso das indústrias do setor alimentício, como de processamento de

pescados e grãos vegetais, a alta contribuição de carga orgânica pode gerar condições de anoxia na água e nos sedimentos, passíveis de serem verificados pela elevação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅).

Como no interior da área urbana da cidade do Rio Grande possui poucas indústrias de maior porte e considerando que a rede coletora de esgotos não abrange toda a área da cidade, principalmente as periferias, é esperado que a maior contaminação da área marginal da península seja devido a aportes de matéria orgânica, via esgotos domésticos e industriais. Isto foi evidenciado em estudos de identificação e caracterização dos efluentes na margem da cidade (AGUIAR *et al.*, 2014; GARCIA *et al.*, 2014).

Entretanto, na área do Superporto, no sul da cidade, onde se encontra o Distrito Industrial, é esperada uma maior contribuição de elementos traço, como metais juntamente com o aporte de matéria orgânica. O impacto deste aporte está diretamente ligado à circulação e renovação da água estuarina nos locais com aportes líquidos diretos.

5. Conclusão

De uma maneira geral, os efluentes líquidos aportados para o estuário da Lagoa dos Patos sugerem serem constituídos basicamente de matéria orgânica e metais traço (WALLNER-KERSANACH *et al.*, 2016). Esses efluentes têm como fonte principal as atividades industriais, urbanas e portuárias existentes na cidade do Rio Grande.

Estudos anteriores identificaram inúmeros locais de aportes clandestinos e oficiais de efluentes para as águas estuarinas a partir das margens (AGUIAR *et al.*, 2014; ALMEIDA *et al.*, 1993). Neste sentido, torna-se importante conhecer de que forma as concentrações destes elementos variam nas águas da área de margem, com influência destes possíveis aportes de efluentes, em relação às águas do canal, uma vez que as margens possuem menor hidrodinâmica e, portanto menor capacidade de depuração dos compostos químicos que possam estar sendo aportados.

6. Referências

- AGUIAR, V.F.; BAUMGARTEN, M.G.Z.; RODRIGUES, H. 2014. **Identificação e diagnóstico dos locais de lançamento de efluentes nas margens da enseada estuarina Saco da mangueira (Rio Grande, RS)**. In: Anais do Congresso Brasileiro de Oceanografia, p.1793-1792, Itajaí, Brasil.
- ALMEIDA, M.T.; BAUMGARTEN, M.G.Z.; RODRIGUES, R.M.S. 1993. **Identificação das possíveis fontes de contaminação das águas que margeiam a cidade do Rio Grande – RS**. Série “Documentos Técnicos”- Oceanografia 06. FURG, Rio Grande, Brasil, 34p.
- ARAÚJO, A.M.; CALHEIROS, M.C. 1998b. **Perfis Longitudinais de Valores de Salinidade no Estuário do Rio Tejió/Recife, PE**. Revista Ciência & Engenharia, 7(1): p.18-23.
- BARBOSA, F. 2006. **Variações espaciais e temporais de nutrientes dissolvidos e metais traço na área portuária da cidade de Rio Grande (Estuário da Lagoa dos Patos-RS)**. Dissertação de Mestrado. Rio Grande: FURG, 135p.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F. 1998. **Avaliação da qualidade hidroquímica da área portuária da cidade do Rio Grande – RS**. Série “DocumentosTécnicos” - Oceanografia 09. FURG, Rio Grande, Brasil, 65 p.
- BAUMGARTEN, M.G.Z. 2010. **A eutrofização das águas de uma enseada do estuário da Lagoa dos Patos (RS) protegida pela legislação ambiental**. Fepam em revista, 3(2): p.34-42.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F. 2010. **A coluna sedimentar como reservatório e fonte de nutrientes em enseadas estuarinas**. Tropical Oceanography, Recife, 38 (1): p.88-104.
- GARCIA, C.A.E. 1998. **Características hidrográficas**. In: Ulrich Seeliger; Clarisse Odebrecht; Jorge P. Castello (org.), Os Ecossistemas Costeiros e Marinheiros do Extremo Sul do Brasil. Rio Grande: Ed. Ecoscientia, p.219-226.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO GRANDE. 2013. **Diagnóstico da situação da prestação dos serviços de saneamento básico (Subproduto 2.2)**. EG0157-R-PMSB-AMB-01-01. 419p.
- KENNISH, M.J. 1992. **Ecology of estuaries: anthropogenic effects**. Boca Raton: CRC Press, 494p.
- MANETTI, A.G. 2008. **Avaliação do potencial de reuso da água industrial oriunda de uma indústria processadora de pescado utilizando *Aphanothece microscopica* Nägeli**. Dissertação de Mestrado –

Engenharia e Ciência de Alimentos. Rio Grande: FURG, Departamento de Química, 85p.

- MARIANO, J.B. 2001. **Impactos Ambientais do refino do petróleo**. Dissertação de mestrado - Ciências em Planejamento Energético. Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 216p.
- MARTINS, C.A.A.; RENNER, M.A.G. 2014. **Industrialização do pescado no município do Rio Grande: da gênese ao final do século XX**. Geosul, Florianópolis, 29(58): p.29-72.
- REZENDE, J.H. 2003. **Estudo sobre a gestão de resíduos e efluentes em marinas, terminais hidroviários de passageiros e embarcações de turismo e lazer no reservatório de Bariri Hidrovia Tiete/Paraná**. Dissertação de Mestrado. São Paulo: Escola Politécnica, 143p.
- SCHAFFRAN, G.C.; POMMERENK, J.G.; AKAN, P.; MIZELLE, L. 1998. **Final Report: Stormwater Collection, Treatment, Recycling and Reuse in a Shipyard**. NSRP Project N1-96-07.Center for Advanced Ship Repair and Maintenance (CASRM). Old Dominion University, Norfolk.
- SECRETARIA DOS PORTOS – SEP. 2014. **Programa de conformidade do gerenciamento de resíduos sólidos e efluentes líquidos nos Portos Marítimos Brasileiros**. Rio de Janeiro. 114p.
- SUPRG (Superintendência do Porto do Rio Grande). 2011. Página eletrônica do Porto do Rio Grande. Disponível em: <www.portoriogrande.com.br>. Acesso em: 02 Jul. 2015.
- VON SPERLING, M. & CHENICHARRO, C.A.L. 2002. **Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries**. Urban Water, 4: p.105-114.
- WALLNER-KERSANACH, M.; MIRLEAN, N.; BAUMGARTEN, M.G.Z.; COSTA, L.D.F.; BAISH, P. 2016. **Temporal evolution of the contamination in the southern area of the Patos Lagoon estuary, RS, Brazil**. Journal of Integrated Coastal Zone Management (*In press*).
- ZANOTTO, C. 2011. **Caracterização de resíduo da indústria de beneficiamento do milho**. Trabalho de conclusão do curso. Bacharelado em Química. Pato Branco: UTFPR, 37p.

CAPÍTULO 2

“Variação espaço-temporal dos metais traço cobre (Cu), zinco (Zn) e ferro (Fe) nas águas da zona portuária do Rio Grande”.

1. Introdução

Lagoas costeiras são consideradas um dos ecossistemas mais produtivos da biosfera. Possuem uma multiplicidade de usos que resulta em maior pressão ambiental, devido às atividades que podem estar instaladas no entorno de suas margens (NASCIMENTO, 2010; SEILER, 2014).

Os metais traço são os maiores contaminantes das águas costeiras e estuarinas, como resultado do maior desenvolvimento urbano verificado nessas áreas e consequente aportes de inúmeras fontes antropogênicas. Os aportes dos metais traço nessas águas ocorrem através de processos fluviais, descargas de efluentes, precipitações atmosféricas e atividades *in situ*, como a navegação e outras atividades portuárias, que produzem efluentes que contém metais (CAMPOS, 2002).

No ambiente aquático, os metais traço estão presentes em diferentes formas, incluindo íons livres, complexos com ligantes orgânicos e inorgânicos e, adsorvidos às partículas em suspensão ou colóides. Sua distribuição e taxas de reatividade dependem de processos ambientais, como tempo de residência, padrões de mistura e processos de transporte e condições biogeoquímicas associadas (LACERDA, 1994). Diferentemente de outros grupos de contaminantes, os mesmos não são biodegradáveis (NIENCHESKI *et al.*, 2008).

Dentre os metais comumente aportados para as águas costeiras, o Cu, Fe e o Zn, são essenciais para a biota. No caso do Fe, esta importância se estende ao fato de que este metal controla a biomassa fitoplanctônica e a composição das comunidades, interagindo com o fosfato dissolvido, tornando o fósforo um forte limitante da produção primária (ESTEVES, 1998). No entanto, em altas concentrações estes metais apresentam toxicidade, o que torna importante a verificação de suas concentrações no meio (HORTELLANI *et al.*, 2008).

Em áreas estuarinas a maior fonte de elementos metálicos provém de atividades industriais, em especial de estaleiros (MONTEIRO *et al.*, 2012), e portuárias. Os metais Cu e Zn, por exemplo, encontram-se entre os principais constituintes de aportes de atividades portuárias proveniente dos efluentes urbanos e da navegação (BARBOSA *et al.*, 2012). Esses elementos são

componentes principais das tintas anti-incrustantes, sendo utilizados nas formulações na forma de óxidos de cobre, óxidos de zinco e tiocianato de cobre (COSTA, 2012; WATTERMANN *et al.*, 2005). São liberados lentamente das tintas, em sua forma dissolvida e bastante tóxica, retardando o crescimento de algas e outros organismos anti-incrustantes (SCHIFF *et al.*, 2004). O Fe, por sua vez, tem como principais fontes naturais para os estuários o intemperismo de rochas silicatadas e a erosão, com posterior transporte destes produtos dissolvidos através do estuário.

A avaliação dos metais dissolvidos na água representa uma ferramenta útil na avaliação da qualidade dos ecossistemas, pois fornecem dados relevantes para o estudo de processos naturais e antropogênicos que ocorrem nestes ambientes. A legislação da qualidade das águas no Brasil estabelece a análise da fração total da maioria dos metais (exceção Cu e Fe) nas águas naturais (CONAMA, nº357, 2005), embora esta análise não ofereça informações adequadas sobre a toxicidade que estes elementos podem ter sobre a biota. No entanto, as concentrações naturais de alguns destes elementos em águas estuarinas são normalmente baixas, como é o caso do Cu, o que viabiliza a utilização da análise da fração total destes metais.

A cidade do Rio Grande, situada na região estuarina da Lagoa dos Patos, apresenta estaleiros de grande porte, além de indústrias (direta ou indiretamente ligadas ao pólo naval) e um significativo volume de operações portuárias no Porto do Rio Grande, o que aumenta a possibilidade de contaminação por metais traço nas águas do seu entorno (COSTA, 2006), em especial Cu e Zn.

Em relação ao Fe, a entrada deste metal nas águas estuarinas da Lagoa dos Patos pode ocorrer não apenas associada aos nutrientes, mas também, através de aportes de sedimentos continentais das margens da cidade e da porção norte da lagoa. Calliari *et al.* (2008) indicam o transporte de alta concentração de sedimentos finos da lagoa para a região costeira, o que favorece esta ocorrência.

Poucos estudos verificaram a fração total de metais na coluna d'água no estuário da Lagoa dos Patos (WINDOM *et al.*, 1999; NIENCHESKI & BAUMGARTEN, 2000; BARBOSA *et al.*, 2012). Estudos na área portuária da

cidade antes da implantação do Pólo Naval, relativo à construção e manutenção de plataformas de petróleo, evidenciaram a maior contaminação por metais traço nas áreas de estaleiros antigos (Estaleiro Gustavo Fernandes Filho e Estaleiro Santos). Isto, tanto na fração potencialmente biodisponível na água (COSTA & WALLNER-KERSANACH, 2013), como no sedimento (PEREIRA, 2015).

As áreas de margem, onde os estaleiros mais antigos estão localizados, não foram investigados em relação aos metais traço na fração total na coluna d'água. O mesmo ocorre na área do Porto Novo, onde existe um maior fluxo de embarcações. Assim, o presente estudo visa avaliar as concentrações de metais traço (Cu, Fe e Zn) na fração total, na coluna d'água na margem e no canal, tanto sazonalmente como espacialmente, em áreas portuárias no estuário da Lagoa dos Patos.

1.1. Área de estudo

A região estuarina da Lagoa dos Patos localiza-se na porção sul da Lagoa dos Patos, ocupando 10% de sua área total (Figura 1). Trata-se de uma região rasa, com profundidades em torno de 2 m, exceto no canal de entrada, conhecido como Canal do Rio Grande, cujas profundidades chegam a 20 m. A descarga média de água doce neste sistema é de $4000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, aumentando para $24000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ em períodos de maior precipitação pluviométrica (VAZ *et al.*, 2006).

O Canal do Rio Grande, que atravessa a região estuarina, possui 18 km de extensão, largura variando entre 0,5 e 3 km e profundidade entre 10 e 14 m (CASTELÃO & MOLLER, 2003). A pequena amplitude de maré (0,47 m em média/ano) resulta na maior importância da ação dos fatores meteorológicos (ventos e precipitação nas bacias hidrológicas) sobre a dinâmica estuarina (HARTMANN & SCHETTINI, 1991).

Os ventos de NE-SO controlam as variações da salinidade, circulação e nível do mar, sendo que, o vento NE favorece o deságue da água doce da lagoa e o vento SO a entrada de água salgada no Canal do Rio Grande (GARCIA, 1998). As velocidades das correntes neste canal estão em torno de

1,5 m s⁻¹ durante períodos de alta descarga fluvial (FERNANDES *et al.*, 2002), sendo comparativamente mais fracas nas regiões com menores profundidades.

A cidade do Rio Grande situa-se na margem oeste deste sistema estuarino e tem como limites hídricos zonas de canais, a leste e ao norte, com maior circulação da água e, portanto, maior capacidade depurativa do ambiente hídrico. As regiões de baixios possuem menor renovação da água circulante. A zona portuária, com expressividade a nível nacional, é composta por três áreas de atracação de embarcações. Ao norte da cidade encontra-se o Porto Velho e ao leste, o Porto Novo. O Superporto está localizado ao sul da cidade na margem oeste do Canal do Rio Grande, no mesmo local do Distrito Industrial (Figura 1).

A maior parte do efluente no município de Rio Grande é disposta sem tratamento prévio no estuário (BAUMGARTEN *et al.*, 1998). Logo, o Canal do Rio Grande está sujeito a aportes de metais traço provenientes de despejos de origem doméstica, industrial, portuário, naval e pluvial.

2. Material e Métodos

2.1. Locais de amostragem e análises

A amostragem da água destinada à análise das concentrações de cobre (Cu), ferro (Fe) e zinco (Zn) foi realizada em três locais situados na área portuária de Rio Grande (Figura 1): no Posto Marine junto ao Estaleiro Gustavo Fernandes Filho, no Porto Velho; no Porto Novo, no cais de atracação e no Estaleiro Santos, instalado na área do Superporto.

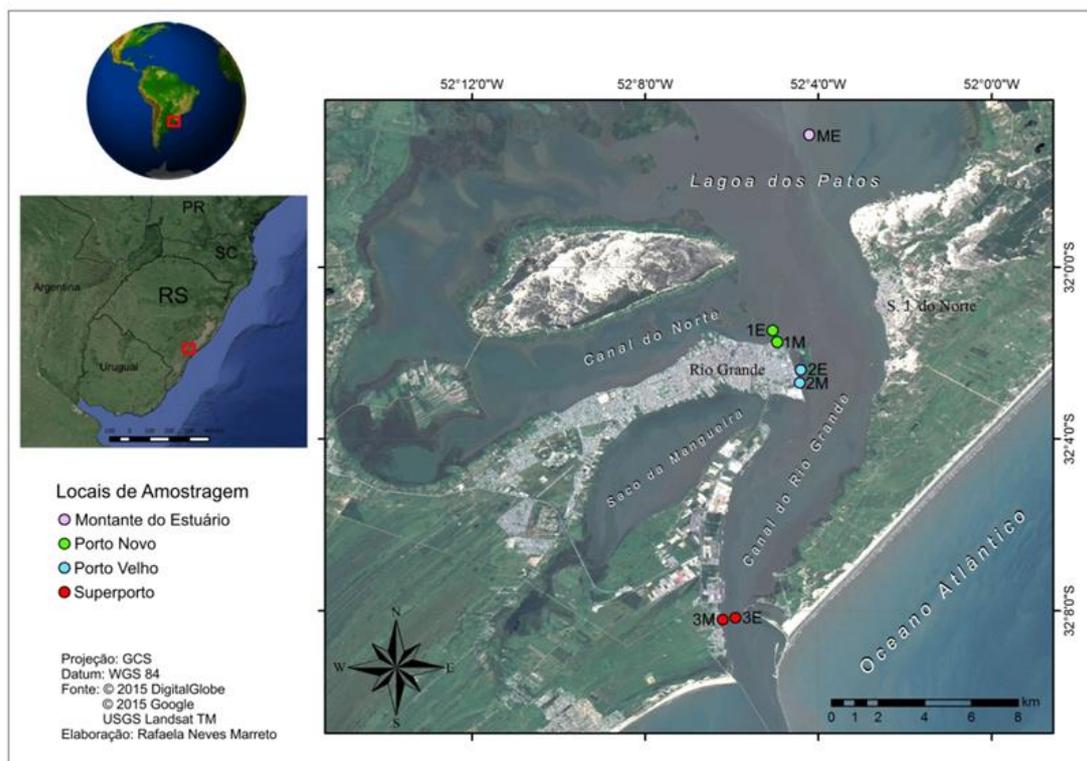


Figura 1. Locais de amostragem de água na zona portuária de Rio Grande, em margem (M) e no canal (E): Porto Velho (1M e 1E), Porto Novo (2M e 2E), Superporto (3M e 3E) e ponto à montante do estuário (ME).

As amostragens na margem e eixo do canal foram realizadas simultaneamente nos locais mencionados, sendo que as amostras do canal foram realizadas através do Programa “Monitoramento Ambiental para o Canal até Bacia de Evolução do Porto Novo e da área de descarte do material dragado”, viabilizado por um convênio entre FURG/SUPRG (FERNANDES & ROSA, 2011). Tais amostragens foram realizadas em diferentes períodos sazonais: Fevereiro (verão), Junho (outono), Julho (inverno) e Outubro (primavera), no ano de 2011.

Os parâmetros físico-químicos analisados na água foram: pH, temperatura, salinidade e material em suspensão. As medições de pH foram realizadas com um pHmetro digital (marca Homis, modelo 929). A temperatura e a salinidade das águas foram determinadas com um termosalinômetro modelo WTW cond. 315i. A análise do material em suspensão foi realizada por método gravimétrico, descrito em Baumgarten *et al.* (2010).

Para proceder a análise de metais em sua fração total, após a coleta, a água foi armazenada em garrafas de polietileno, previamente limpas com solução diluída de ácido nítrico a 20% (HNO₃) e imediatamente acidificada com 1 mL.L⁻¹ de HNO₃, em seguida, transportada sob refrigeração para o laboratório.

Em laboratório, as amostras foram digeridas com HNO₃ concentrado Suprapuro[®]. Após, 50 mL de cada amostra foi transferido para um béquer de teflon e adicionou-se 3 mL de HNO₃ e 2 mL de HCl. O béquer semi-fechado foi colocado em uma chapa de aquecimento até que o volume se reduzisse à metade. Esse volume foi então transferido para um tubo e aferido a 50 mL com água Milli-Q.

Como as concentrações de metais traço nas águas costeiras e estuarinas são naturalmente baixas, tornam-se necessários alguns pré-tratamentos da amostra como a pré-concentração e eliminação da matriz salina utilizando a resina Chelex 100. Para a passagem das amostras digeridas através dessa resina, essas foram neutralizadas com solução de hidróxido de amônio (NH₄Cl), uma vez que a resina opera em pH entre 4 e 9.

Cada amostra foi transferida em um volume de 50 mL para um funil de separação e liberada continuamente através desta resina, com uma velocidade máxima de fluxo de 2 mL.min⁻¹. Os metais ficaram retidos na resina e a água salgada restante foi descartada. A eluição dos cátions de metais retidos na coluna foi feita com 20 mL de HNO₃ Suprapuro[®], resultando em um volume final de 25 mL, o que representa uma pré-concentração de duas vezes e meia (Li *et al.*, 2009, com modificações).

Após, as análises de Cu, Fe e Zn foram feitas pelo método de Espectrofotometria de Emissão Atômica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). O limite de detecção das análises (3σ) foram 0,33; 0,65; 0,88 µg.L⁻¹ para o cobre, ferro e zinco, respectivamente.

Para o controle de qualidade analítico foi utilizado o material de referência para água estuarina (SLEW-3) do National Research Council Canada, estando os resultados dentro dos valores esperados. A recuperação foi expressa em percentuais dos valores de referência, sendo 96% para o Cu. Para o Fe e o Zn, não foram verificados os percentuais de recuperação, pois os valores mínimos encontrados estiveram abaixo do nível de detecção do método.

2.2. Tratamento estatístico dos dados

Os dados foram tratados estatisticamente pelo programa R, no intuito de verificar a normalidade da sua distribuição. Para a normalização, utilizaram-se as expressões $\log(x)$, para o Fe e Cu, e \sqrt{x} , para o Zn. A distribuição normal foi avaliada através do teste de Shapiro ($p > 0,05$).

De forma a verificar a existência de diferenças entre as águas de margem e do canal foi realizada uma MANOVA (Análise Multivariada da Variância). Para tal as estações de amostragem formaram dois grupos: margem e canal, independente da profundidade e sazonalidade. Para testar as diferenças sazonais das concentrações dos metais, os dados de superfície e fundo foram agrupados.

Para verificar a correlação entre os metais e os parâmetros físico-químicos (salinidade, pH e material em suspensão) foi realizada uma Correlação Linear de Spearman, utilizando o programa Statistica® e considerando intervalo de confiança de 95%. Para isto, os dados da margem foram analisados separados daqueles do canal, independentemente da sazonalidade e dos locais.

3. Resultados e Discussão

3.1. Parâmetros físico-químicos da água

Os quatro cruzeiros de amostragem foram representativos das diferentes condições salinas do estuário: no verão predominou alta salinidade e, no inverno, houve predominância de água mixohalina de baixa salinidade (ANEXO 3). No outono e primavera, a água se apresentou com salinidade intermediária, concordando com o padrão sazonal descrito por Möller *et al.* (1991). O padrão de ventos observado durante os períodos sazonais de amostragem foi variável e condizente com o padrão de salinidade verificado. Considerando um dia antes da amostragem e o dia da amostragem, o seguinte padrão de ventos foi observado: no verão houve predominância de vento com direção ENE e SSO, o que confirma o regime de enchente e alta salinidade no estuário; no outono e

inverno, o vento apresentou predominância NNE com regime de vazante e salinidade intermediária; e na primavera ocorreram ventos de ENE e SSE com salinidades intermediárias (ANEXO 2).

Quanto ao pH, em geral, os valores encontraram-se em conformidade com a legislação ambiental vigente (entre 6,5 e 8,5) (Classe C, água salobra - CONAMA, 2005). As variações entre as águas de superfície e fundo foram similares, assim como entre os locais de amostragem, embora, nas águas de margem o pH foi levemente mais baixo nos meses de inverno e primavera (entre 7,1 e 8,0) (ANEXO 3), possivelmente em função de uma maior atividade de respiração da biota, uma vez, que a respiração é um importante processo de liberação de gás carbônico, que tende a baixar o pH das águas pela formação de ácido carbônico.

A variação das concentrações de material em suspensão não distinguiu nitidamente as águas de margem das águas de canal (ANEXO 3). A maioria dos valores oscilaram em torno de 50 mg.L^{-1} , concentrações consideradas normais para este estuário (NIENCHESKI & WINDOW, 1994). Valores maiores são encontrados na presença de águas continentais e em regime de vazante do estuário, quando águas provêm do norte da lagoa carreando materiais de origem continental, inclusive efluentes diluídos (BAUMGARTEN *et al*, 1995).

Observaram-se importantes acréscimos de material em suspensão nas águas de fundo da margem e canal, nos períodos do verão e primavera (destacando-se os locais 2M e 3E, no verão, com valores de 325 e 210 mg.L^{-1} , respectivamente). Nessas situações pode ter ocorrido ressuspensão dos sedimentos pela entrada de água mais salina pelo fundo no estuário, como foi verificado no período de verão, e com estratificação mais salina pelo fundo na primavera (ANEXO 3).

3.2. Metais traço

As concentrações dos metais traço estudados variaram de forma distinta, de acordo com a salinidade do estuário, que se mostrou diferenciada durante as amostragens. A comparação entre as águas da margem com as do canal,

assim como a sazonalidade, indicou variações entre as concentrações dos metais traço.

No caso do Cu, ocorreram aumentos isolados de concentração nas margens, embora os dados não tenham indicado diferenças significativas ($p < 0,05$) entre margem e canal. Os aumentos de concentração deste elemento ocorreram na primavera, sendo que nas águas de superfície destacaram-se os locais situados no Superporto ($11,8 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Estaleiro Santos) e do Porto Novo ($3,5 \mu\text{g.L}^{-1}$), e na água de fundo no Porto Novo ($6,6 \mu\text{g.L}^{-1}$) em comparação com as concentrações registradas no Porto Velho ($1,01 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 2), onde freqüentam apenas embarcações pesqueiras, de transportes marítimos e comerciais, embora haja a presença de efluentes pluviais com ligações clandestinas de efluentes urbanos, além do lançamento de rejeitos de um estaleiro de pequeno porte situado na área (Almeida *et al.*, 1993). Não foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$) em termos de sazonalidade para as concentrações deste elemento.

As concentrações de Zn das águas da margem diferiram significativamente ($p < 0,05$) das do canal. Os maiores teores de Zn foram encontrados na primavera: no Superporto, na água de superfície, indicando uma concentração de $47,4 \mu\text{g.L}^{-1}$; na água de fundo, a concentração deste elemento se destacou nos três locais amostrados (Porto Velho, Porto Novo e Superporto) variando de $44,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $57,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 3). Sazonalmente, as concentrações de Zn indicaram diferenças significativas ($p < 0,05$).

A maior atividade naval na primavera nas áreas do Porto Novo e Superporto (Figura 3) pode ter contribuído com o aumento das concentrações de Cu e Zn neste período. Esta atividade resulta em um maior aporte de resíduos de tintas anti-incrustantes e a liberação de Cu e Zn na água (COSTA *et al.*, 2014). Além disso, a maior força iônica da água (maior salinidade) pode ter favorecido a redissolução desses metais nos sedimentos, elevando seus teores na coluna d'água (Baumgarten & Niencheski, 1998). Por outro lado, os efluentes domésticos podem ser fontes de Zn para as águas receptoras (NOVOTNY, 1995), assim, como para o Cu também (FRANÇA, 1998; NIENCHESKI *et al.*, 2004).

Na primavera, o pH das águas nos quatro locais de amostragem no canal (Porto Velho, Porto Novo, Superporto e ponto à montante) foi de 8,4 e a salinidade variou de 11 à 23, o que sugere que as altas concentrações de Zn encontradas nestas áreas podem estar relacionadas com a entrada de água salina no estuário, processo favorecido pela presença de vento SSE. Isto pode ser corroborado pelas correlações moderadas, mas significativas ($p > 0,05$) entre o Zn e o material em suspensão e o pH, tanto em superfície (Zn/MS, $r^2 = -0,69$; Zn/pH, $r^2 = 0,66$), quanto no fundo (Zn/pH, $r^2 = 0,78$). Estas correlações indicam que o aumento do pH ocorre com a entrada de água salina no estuário, o que decresce a concentração de material em suspensão na água, favorecendo a liberação de Zn do sedimento por dessorção e o consequente aumento das concentrações deste elemento na coluna d'água (HONG *et al.*, 2011). Wallner-Kersanach *et al.* (2009) demonstrou a influência destas duas variáveis físico-químicas na regulação da fração lábil (potencialmente biodisponível) do Zn no estuário da Lagoa dos Patos.

Independentemente da sazonalidade, o possível comportamento distinto do Cu e do Zn na água de superfície do canal pode ser confirmado pela alta correlação significativa ($p < 0,05$), mas inversa entre ambos ($r^2 = -0,83$). Isto indica que tais elementos possuem comportamento distinto na coluna d'água. Diferentemente da água de superfície do canal, o Cu e o Zn na água de fundo da margem indicou uma correlação alta e significativa ($r^2 = 0,75$), sugerindo que estes elementos, nesse caso, podem provir da mesma fonte de contaminação, por exemplo, do sedimento.

Quanto ao Fe, as concentrações nas águas da margem diferiram significativamente ($p < 0,05$) das do canal. Os teores de Fe apresentaram máximas concentrações para salinidade inferior a 5 e, rápido decréscimo na concentração para salinidades superiores a 5. Logo, altos teores deste elemento foram encontrados em todos os locais de amostragem no inverno, com predominância de ventos NE, que favorecem o regime de vazante no estuário e baixa salinidade. Isto ocorreu na área do canal, na água de superfície, variando de 4.057 a 5.402 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Figura 4), sendo o maior teor encontrado no local controle (5.576 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Os teores de Fe indicaram diferenças significativas ($p < 0,05$) em relação à sazonalidade.

No fundo do canal os teores de Fe foram em geral elevados, independente dos locais e do período sazonal. Embora as maiores concentrações de material em suspensão tenham sido no fundo do canal (Tabela 1), estes episódios não foram constantes. Esta tendência verificada em relação ao material em suspensão é normal para este estuário, incluindo os fenômenos de lama fluída que ocorrem nas águas de fundo do canal, sendo transportada do norte da lagoa para a região estuarina (CALLIARI *et al.*, 2007).

Na água de superfície as concentrações de Fe, independente da sazonalidade e dos locais, tiveram correlação moderada e significativa com o aumento do material particulado (Fe/MS, $r^2 = 0,64$). Isto sugere, que o Fe é transportado via material em suspensão. A correlação negativa com o pH (Fe/pH, $r^2 = -0,61$) demonstra que o Fe está em maior concentração em águas de baixo pH ou água doce/intermediária.

As concentrações de Cu foram comparadas com a legislação para águas salobras Classe C da FEPAM (1995) (valor máximo indicado: $50 \mu\text{g.L}^{-1}$), já que os limites indicados pela Resolução nº 357 do CONAMA (2005) são relativos apenas à fração dissolvida de metais na água (limite estabelecido: $7,8 \mu\text{g.L}^{-1}$). As máximas concentrações de Cu ($11,87 \mu\text{g.L}^{-1}$) encontradas nas águas de margem no Superporto estiveram abaixo dos limites máximos recomendados pela legislação da FEPAM, referente a fração total deste elemento na água. Assim como os máximos teores de Zn ($57,41 \mu\text{g.L}^{-1}$) encontrados nas águas marginais de fundo, no Superporto estão abaixo do valor recomendado para a Classe 2 pelo CONAMA (2005) (valor máximo recomendado: $120 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Quanto ao Fe, não há valores referência para esse metal em águas salobras, apenas para águas doces, que recomenda um máximo de $300 \mu\text{g.L}^{-1}$. (Classe C - FEPAM, 1995; Classe 2 - CONAMA, 2005). Assim, as águas da maioria dos locais analisados se apresentam ricas em Fe, ocorrência que pode estar diretamente relacionada com a constituição geológica da região.

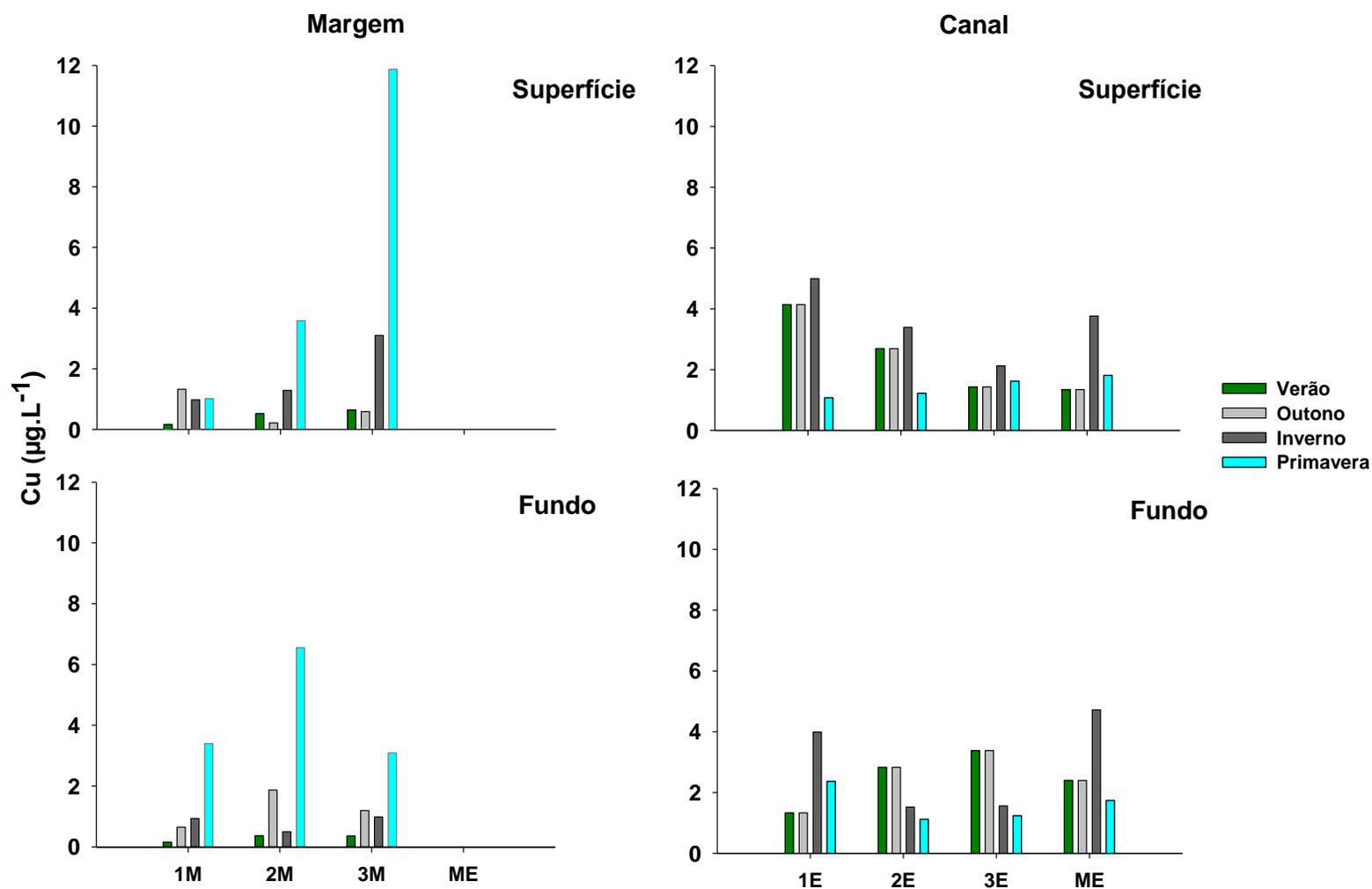


Figura 2. Variação sazonal das concentrações de Cu ($\mu\text{g.L}^{-1}$) total nas águas de margem e canal das três zonas portuárias de Rio Grande: Porto Velho – Locais 1M e 1E, Porto Novo – Locais 2M e 2E e Superporto – Locais 3M e 3E; e um local à montante do estuário (ME). Valor máximo recomendado pelo Fepam (Classe C, águas salobras): $50\mu\text{g.L}^{-1}$ para Cu total.

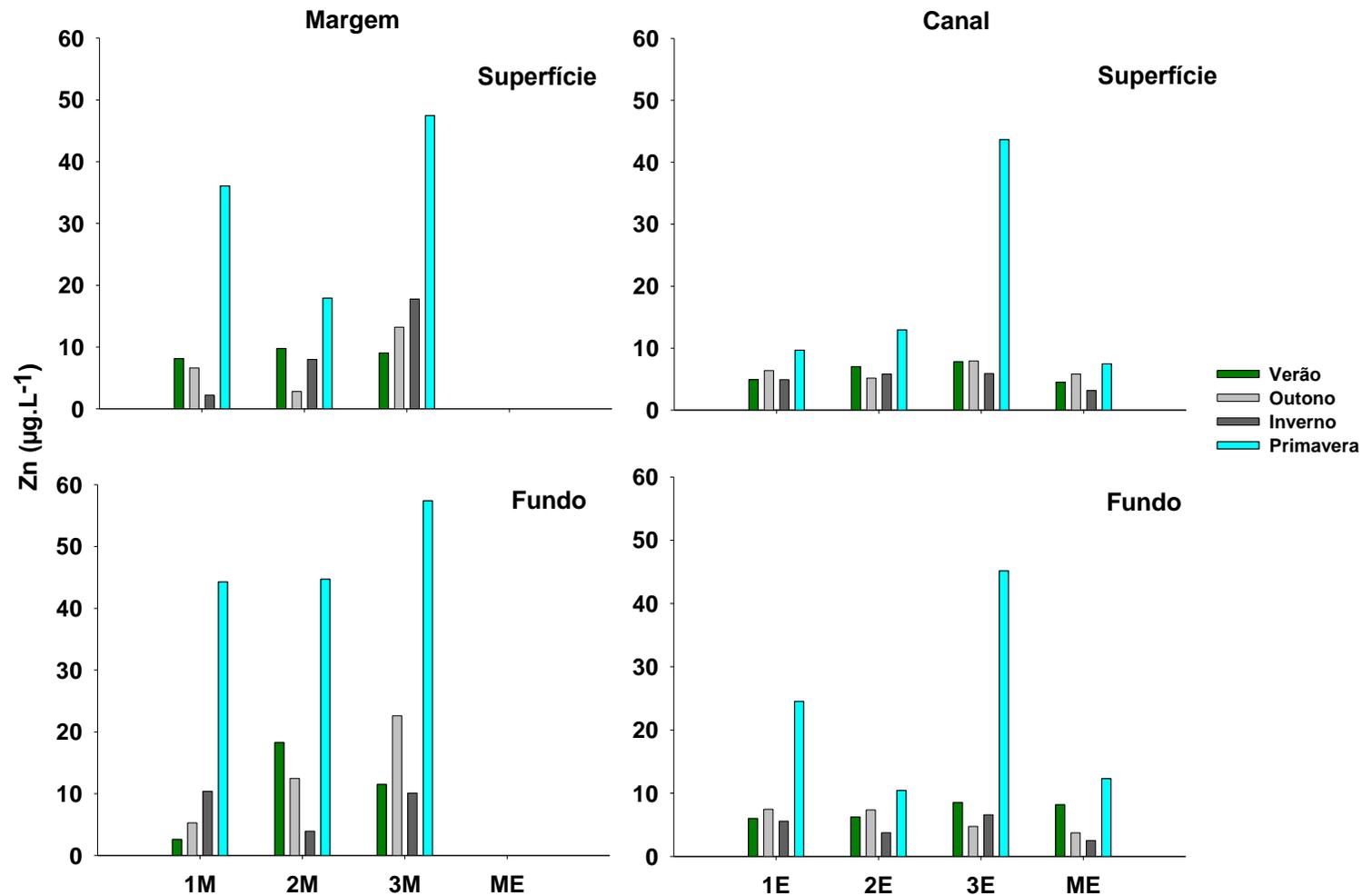


Figura 3. Variação sazonal das concentrações de Zn ($\mu\text{g.L}^{-1}$) total nas águas de margem e canal das três zonas portuárias de Rio Grande: Porto Velho – Locais 1M e 1E, Porto Novo – Locais 2M e 2E e Superporto – Local 3M e 3E; e um local à montante do estuário (ME). Valor máximo recomendado pelo Conama (Classe 2, águas salobras): $120 \mu\text{g.L}^{-1}$ de Zn total.

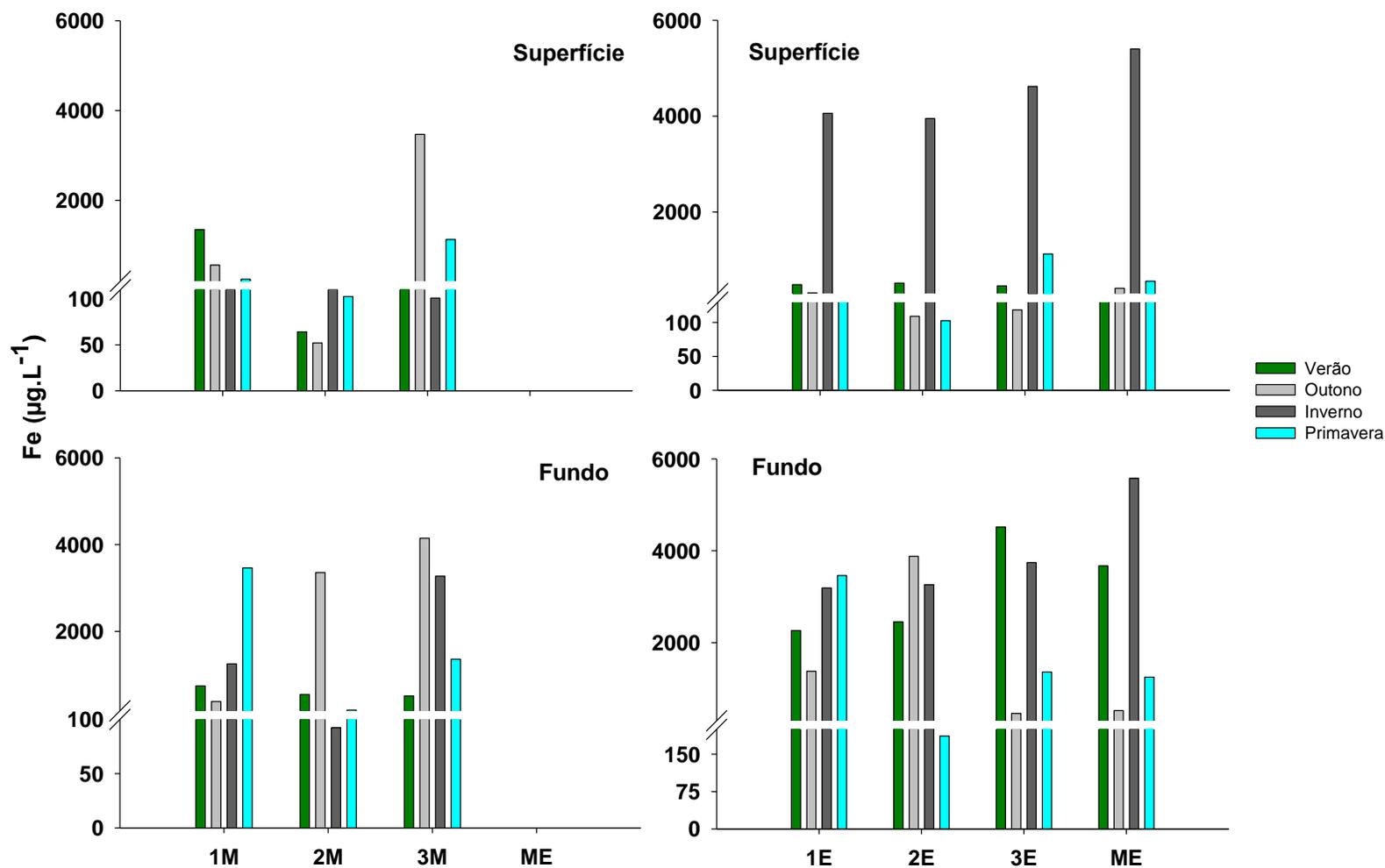


Figura 4. Variação sazonal das concentrações de Fe ($\mu\text{g.L}^{-1}$) total nas águas de margem e canal das três zonas portuárias de Rio Grande: Porto Velho – Locais 1M e 1E, Porto Novo – Locais 2M e 2E e Superporto – Local 3M e 3E; e um local à montante do estuário (ME). Valor máximo recomendado pelo Conama (Classe 2, águas doces): $300 \mu\text{g.L}^{-1}$ de Fe total.

4. Conclusão

O presente estudo demonstrou que o comportamento do Fe e Zn está diretamente relacionado com a entrada da água salina no estuário, favorecida pelos ventos, os quais influenciam na salinidade, pH e material em suspensão na coluna d'água. A correlação dos metais em estudo com estes parâmetros variaram, dependendo do metal em questão. Da mesma forma, o comportamento dos metais na margem em relação ao canal, e a sazonalidade não demonstraram haver mudanças para os teores de Cu entre estas áreas, mas indicou variações para os teores de Fe e Zn. Estas diferenças sugeriram estarem relacionadas com a grandeza das concentrações destes elementos na água.

Como as águas do estuário da Lagoa dos Patos comportam-se em relação às condições climáticas de vento e precipitação (HARTMANN & SCHETTINI, 1991), a dinâmica da circulação estuarina varia rapidamente, o que favorece a mistura e diluição de contaminantes. Neste sentido, as concentrações de Cu, Fe e Zn são diluídas em caso de contaminação local, dificilmente atingindo os limites recomendados pela legislação vigente.

5. Referências

- ALMEIDA, M.T.; BAUMGARTEN, M.G.Z.; RODRIGUES, R.M.S. 1993. **Identificação das possíveis fontes de contaminação das águas que margeiam a cidade do Rio Grande – RS.** Série “Documentos Técnicos”- Oceanografia 06. FURG, Rio Grande, Brasil, 34 p.
- BARBOSA, F. 2006. **Variações espaciais e temporais de nutrientes dissolvidos e metais traço na área portuária da cidade de Rio Grande (Estuário da Lagoa dos Patos-RS).** Dissertação de Mestrado. Rio Grande: FURG, 135p.
- BARBOSA, F.G.; WALLNER-KERSANACH, M.; BAUMGARTEN, M.G.Z. 2012. **Metais traço nas águas portuárias do estuário da Lagoa dos Patos, RS.** Brazilian Journal Aquatic Science Technology, 16(2): p.27-36.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F.; KUROSHIMA, K.N. 1995. **Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município de Rio Grande (RS-Brasil): nutrientes e detergentes dissolvidos.** Revista Atlântica, 17: p.17-34.
- BAUMGARTEN, M.G.Z., AZNAR, C.E., ROCHA, J.M., ALMEIDA, M.T.A., KINAS,P.G. 1998. **Contaminação química das águas receptoras do principal efluente doméstico da cidade do Rio Grande (RS).** Revista Atlântica, 20: p.35-54.
- BAUMGARTEN, M.G.; WALLNER-KERSANACH, M.; NIENCHESKI, L.F.H. 2010. **Manual de Análise em Oceanografia Química.** 2 ed. Rio Grande: Ed. FURG. 160 p.
- CALLIARI, L.J.; HOLLAND, K.T.; PEREIRA, P.S.; GUEDES, R.M.C.; Espírito Santo, R. 2007. **The influence of mud on the inner shelf, shoreface, beach and surf-zone morphodynamics-Cassino, Southern Brazil.** Proceedings of 7th Conference on Coastal Sediments, 2: p.1455–1465, New Orleans, U.S.A.
- CASTELÃO, R. & MOLLER, O.O. 2003. **Sobre a circulação tridimensional forçada por ventos na Lagoa dos Patos.** Atlântica 25(1): p.91-106.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA n° 357.** Decreto n° 99.274 de 17 de março de 2005. Revoga Resolução CONAMA n°20 de 1986. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 30 de julho 2006.
- COSTA, L.D.; WALLNER-KERSANACH, M. **Assessment of the labile fractions of cooper and zinc in marinas and port areas in Southern Brazil.** Environmental Monitoring and Assessment, 185(8): p.6667-6781.
- ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 1998. 2 ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência. 548p.

- FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental). 1995. **Portaria SSMA n°7, NT 003/95**. Enquadramento dos recursos hídricos do sul do estuário Lagoa dos Patos. DOU, 24/05/1995.
- FERNANDES, E.H. & ROSA, T. (Org.). 2011. **Programa de Monitoramento Ambiental para o Canal de Acesso ao Porto do Rio Grande, Bacia de Evolução do Porto Novo e da Área de Descarte do Material Dragado**. Relatório Técnico, Universidade Federal do Rio Grande - FURG, 184p.
- FERNANDES, E.H.; DYER, K.R.; MOLLER, O.O.; NIENCHESKI, L.F.H. 1998. **The Patos Lagoon hydrodynamics during na El Nino event**. Continental Shelf. Resourch, 22: p.1699-1713.
- FRANÇA, R.G. 1998. **Metais pesados nos sedimentos do sul da Lagoa dos Patos:Identificação do melhor normalizante geoquímico**. Dissertação de Mestrado - Engenharia Oceânica. Rio Grande: FURG, 90p.
- GARCIA, C.A.E. 1998. **Características hidrográficas**. In: Ulrich Seeliger; Clarisse Odebrecht; Jorge P. Castello (Org.), Os Ecossistemas Costeiros e Marinheiros do Extremo Sul do Brasil. Rio Grande: Ed. Ecocientia, p. 219-226.
- HARTMANN, C. & SCHETTINI, C.A.F. 1991. **Aspectos hidrológicos na desembocadura da Laguna dos Patos, RS**. Revista Brasileira de Geociências, 21(4): p.371-377.
- HONG, Y.S.; KERRY, H.K.; REIBLE, D.D. 2011. **Effects of cyclic changes in pH and salinity on metals release from sediments**. Environmental Toxicology and Chemistry, 30(8): p.1775-1784.
- HORTELLANI, M.A.; SARKIS, J.E.S.; ABESSA, D.M.S. & SOUSA, E.C.P.M. 2008. **Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do estuário Santos – São Vicente**. Química Nova, 31(1): p.10-19.
- LACERDA, L.D. 1994. **Biogeochemistry of Heavy Metals in Coastal Lagoons**. In: KJERFVE, B. Coastal Lagoon Processes. Elsevier Oceanography Series, V.60.
- MONTERO, N.; BELZUNCE-SEGARRA, M.J.; GONZALES, J.L.; LARRETA, J.; FRANCO, J. 2012. **Evaluation of diffusive gradients in the thin-film (DGT) as a monitoring tool for the assessment of the chemical status of transitional water with the water Framework Directive**. Marine Pollution Bulletin, 64: p.31-39.
- MOLLER, O.O. JR.; PAIM, P.S.G.; SOARES, I.D. 1991. **Facteurs et mecanismes de la circulation dê seaux dans l'estuarie de la Lagune dos Patos (RS, Bresil)**. Bull.Inst. Geol. Basin Aquitaine (Bordeaux), 49: p.15-21.
- NASCIMENTO, A.P. 2010. **Análise dos impactos de atividades antrópicas em Lagoas Costeiras – estudo de caso na Lagoa Grande e Paracuru- CE**.

- Dissertação de Mestrado. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, 110p.
- NIENCHESKI, L.F.; WINDOM, H.; SMITH, R. 1994 . **Distribution of particulate trace metal in Patos Lagoon Estuary (Brazil)**. Marine Pollution Bulletin, 28 (2): p.96-102.
- NIENCHESKI, L.F., BAUMGARTEN, M.G.Z. 2000. **Distribution of particulate trace metal in the Southern Part of the Patos Lagoon Estuary**. Aquatic Ecosystem Health and Management, 3(4): p.515-520.
- NIENCHESKI, L.F.; MILANI, M.R.; MILANI, I. **Metais traço: Água**. 2008. In: José Antônio Baptista Neto, Mônica Wallner-Kersanach, Soraya Maia Patchineelam (Org.). Poluição Marinha. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 179-196p.
- NOVOTNY, V. 1995. **Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters**. In: Salomons, W.; Förstner, U. & Mader, P (Ed.). Heavy Metals: problems and solutions; Metal behavior in the environment. Springer-Verlag. 33-52p.
- PEREIRA, T.L. 2015. **Vanádio, Níquel e Chumbo como marcadores de contaminação por derivados de petróleo em sedimento estuarino**. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Química, Física e Geológica. Rio Grande: FURG.
- SCHIFF, K., DIEHL, D., VALKIRS, A. 2004. **Copper emissions from antifouling paint on recreational vessels**. Marine Pollution Bulletin, 48: p.371-377.
- SEILER, L.M. 2014. **Modelagem numérica da Lagoa dos Patos: variação espacial e temporal da qualidade da água**. Dissertação de Mestrado. São Paulo: USP, 165 p.
- VAZ, A.C., MÖLLER, O.O., ALMEIDA, T.L. 2006. **Análise quantitativa da descarga dos rios afluentes da Lagoa dos Patos**. Revista Atlântica, 28: p.13–23.
- WALLNER-KERSANACH, M., ANDRADE, C.F.F., ZHANG, H.; MILANI, M.R. & NIENCHESKI, L.F.H. 2009. **In situ measurement of trace metals in estuarine waters of the Patos Lagoon using the diffusive gradient in thin film (DGT)**. Journal of Brazilian Chemical Society, 20(2): p.333-340.
- WATERMANN, B.T., DEHNE, B., SIEVERS, S., DANNERBERG, R., OVERBEKE, J.C., KLIJNSTRA, J.W., HEEMKEN, O. 2005. **Bioassays and select chemical analysis of biocide-free antifouling coatings**. Chemosphere, 60: p.1530-1541.
- WINDOM, H.L.; NIENCHESKI, L.F. & SMITH JR., R.G. 1999. **Biogeochemistry of Nutrients and Trace Metals in the Estuarine Region of the Patos Lagoon (Brazil)**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 48(1): p.113-123.

CAPÍTULO 3

**“Qualidade trófica das águas do Estuário da Lagoa dos Patos (RS):
comparação entre a margem e o canal portuário do Rio Grande”.**

Este manuscrito será submetido no Pan-American Journal of Aquatic Science
(PanamJAS).

“Qualidade trófica das águas do Estuário da Lagoa dos Patos (RS): comparação entre a margem e o canal portuário do Rio Grande”

Título abreviado: Qualidade trófica do estuário da Lagoa dos Patos

Marreto, RN ^a; Baumgarten, MGZ ^a e Wallner-Kersanach, M. ^a

^a Universidade Federal do Rio Grande, Instituto de Oceanografia, Laboratório de Hidroquímica, Programa de Pós Graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica, Av. Itália km 8, 96201-900, Rio Grande – Rio Grande do Sul, Brasil.

Resumo

Os aportes urbanos, portuários, navais e industriais provenientes da cidade do Rio Grande, situada às margens do estuário da Lagoa dos Patos (RS) podem alterar a qualidade das águas. Foram avaliadas as variações de parâmetros físico-químicos, de fitonutrientes e dos Índices do Estado Trófico (IET) nas águas de margem e do Canal do Rio Grande, sendo estas comparadas com as águas rasas da enseada Saco da Mangueira (sul da cidade). As amostragens da água ocorreram em 2011, em três locais do canal (margem e eixo) e em dois locais do Saco da Mangueira, em diferentes condições hidrológicas. Os resultados salientaram que as águas do Saco da Mangueira são muito contaminadas por compostos fosfatados e nitrogenados. O IET classifica essas águas como hipereutróficas, consequência do lançamento de efluentes insuficientemente tratados e da menor circulação da água nessa enseada. Nas águas das margens do canal a contaminação foi amena, sendo classificadas desde eutróficas até mesotróficas. No eixo deste canal houve equilíbrio trófico (águas mesotróficas - superfície e oligotróficas - fundo), consequência da intensa circulação da água e diluição dos contaminantes oriundos das margens. O tratamento dos efluentes deve ser uma exigência para controlar os graves desequilíbrios tróficos das águas da margem de Rio Grande.

Palavras-chave: condições tróficas, estuário, Canal do Rio Grande, Saco da Mangueira

1. Introdução

Estuários são ecossistemas que apresentam alta produtividade e decomposição de matéria orgânica. Suas complexas hidrodinâmicas os tornam sítios de estocagem temporária de materiais em suspensão e de elementos, às vezes poluentes, que neles estão associados (HARTMANN & SCHETTINI, 1991). A retenção de nutrientes no ambiente estuarino é o principal fator de contribuição para a alta produtividade encontrada nos estuários (NIENCHESKI *et al.*, 1994).

O crescimento demográfico e o aumento de atividades impactantes em torno dos estuários tornaram crescente a preocupação com relação à qualidade das águas destes sistemas. Os lançamentos de substâncias tóxicas, resultantes das atividades industriais, podem afetar a qualidade do ambiente para os organismos aquáticos, enquanto o lançamento excessivo de nutrientes no ambiente - via efluentes domésticos, industriais, portuários e navais não suficientemente tratados - pode mudar as características dos corpos d'água (LAMPARELLI, 2004). O lançamento de grandes quantidades de nutrientes nos corpos d'água propicia a proliferação intensa de microvegetais oportunistas sob a forma de florações, que podem liberar toxinas, diminuindo a biodiversidade natural e prejudicando a boa qualidade da água sendo gerado um desequilíbrio trófico (ARAÚJO, 2005; BAUMGARTEN, 2010).

A avaliação de desequilíbrios tróficos que possam estar ocorrendo na água, pode se basear na disponibilidade de nutrientes, associada com dados de biomassa ou pigmentos fotossintéticos (como clorofila *a*) e de oxigênio, entre outros parâmetros (BAUMGARTEN & PAIXÃO, 2013). No entanto, a complexidade da interação entre os parâmetros envolvidos torna tal avaliação uma tarefa difícil. Desta forma, o uso do Índice de Estado Trófico (IET) promove o agrupamento e a simplificação de dados, auxiliando na gestão dos recursos hídricos. Esse índice tem por finalidade avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB, 2007).

O IET foi originalmente proposto por Carlson (1977), modificado por Toledo (1983) e posteriormente por Mercadante & Tucci-Moura (1999). São consideradas para o cálculo deste índice, variáveis diretamente ligadas a processos influentes no

equilíbrio trófico da água como o fósforo total, o pigmento fotossintético clorofila *a*, transparência e nitrogênio total.

A partir do cálculo do IET, os ambientes podem ser classificados em quatro níveis tróficos distintos: oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hipereutrófico (CETESB, 2007; LAMPARELLI, 2004).

No estuário localizado ao sul da Lagoa dos Patos (RS) situa-se a cidade do Rio Grande (cerca de 200.000 hab.), onde se localiza um Distrito Industrial, no qual se destacam indústrias de fertilizantes e de processamento de grãos vegetais, pescados, entre outras. Existe nesta cidade um importante complexo portuário e naval, o Porto do Rio Grande, que representa a mais importante saída marítima de cargas do sul do Brasil. A área portuária divide-se em quatro zonas: Porto Velho, localizado ao norte da cidade; Porto Novo, localizado na região leste; Superporto, a sudoeste da cidade e a área portuária que margeia a cidade de São José do Norte. O Canal do Rio Grande é o canal principal de acesso ao estuário e recebe contribuições de contaminantes provenientes das atividades instaladas às margens da cidade.

A cidade do Rio Grande é margeada por enseadas que se diferenciam das áreas de canais pela pouca profundidade, intensa pesca artesanal e condições geográficas mais protegidas e de menor circulação da água, principalmente nas suas margens (BAUMGARTEN *et al.*, 1995). No estuário, entre essas áreas, destaca-se o Saco da Mangueira, por ser importante ambiente para o desenvolvimento de espécies comercializáveis e, assim, intensamente utilizado para pesca artesanal (BAUMGARTEN, 2010).

A correnteza das águas estuarinas é mais intensa nos canais, o que resulta em uma maior capacidade depurativa dos aportes que recebem, quando comparadas às áreas mais rasas e abrigadas. A consequência é a maior retenção de contaminantes junto às margens e maior impacto ambiental da água receptora dos efluentes, pois aumenta o tempo de residência das águas marginais em relação às águas do canal (BAUMGARTEN, 2010).

Os monitoramentos da área portuária tiveram início entre os anos de 1996 e 1997, relacionando-se à qualidade da água, sedimentos e características da fauna bentônica e também testes de toxicidade nos locais de amostragem, monitorando o

efeito das atividades de dragagens sobre o meio hídrico (BARBOSA, 2006). Os estudos relacionados à qualidade ambiental nesta área mantiveram uma periodicidade a partir de 2006, através do Programa “Monitoramento Ambiental para o Canal até Bacia de Evolução do Porto Novo e da área de descarte do material dragado”. Esse monitoramento foi feito sazonalmente até 2012 nas águas de 11 locais espalhados ao longo do Canal do Rio Grande.

Com relação ao Saco da Mangueira, suas águas são consideradas oficialmente como pertencentes à área de conservação e assim, enquadradas como Classe B – águas salobras (FEPAM, 1995). Dessa forma, legalmente essas águas podem receber efluentes, desde que os mesmos não excedam os limites de concentrações estabelecidos para águas dessa classe. Apesar disso, essa enseada recebe grande quantidade de efluentes insuficientemente tratados. Estudos prévios focaram a situação da qualidade da sua água, se destacando o de Almeida *et al.* (1993) que identificaram neste ambiente 22 pontos de lançamentos de efluentes, sendo que destes, a maioria são industriais e domésticos predominantemente sem tratamento e clandestinos, com a minoria de lançamento apenas pluvial. Em estudo mais recente neste ambiente, foi verificada a existência 49 locais de lançamento de efluentes antropogênicos nessa enseada, dos quais 49% apresentam níveis de contaminação variando entre média e muito forte. Esse critério de classificação foi definido em função das concentrações de fósforo encontradas nas amostras de água, comparadas a uma tabela de cor, em que cada tom corresponde a um nível de contaminação (AGUIAR *et al.*, 2014). Esse nutriente está presente na matéria orgânica e pode ser encontrado nos efluentes domésticos e industriais, principalmente em indústrias alimentícias e de fabricação de fertilizantes (WALLNER-KERSANACH *et al.*, 2016).

Em 1995, Baumgarten *et al.* evidenciaram que a circulação interna dessa enseada e a frequente ocorrência de fortes ventos favorecem a oxigenação da coluna d'água e a ressuspensão dos sedimentos superficiais. Esse último caso se torna um problema adicional devido a frequente anoxia da coluna sedimentar das margens da enseada, principalmente na subsuperfície de áreas receptoras dos efluentes. A liberação de nutrientes a partir da ressuspensão de sedimentos contaminados por efluentes proporciona o desencadeamento de florações

oportunistas, principalmente nas margens da enseada (BAUMGARTEN *et al.*, 2001; BAUMGARTEN, 2010).

Segundo Fernandez *et al.* (2007) é maior o tempo de residência das águas no Saco da Mangueira em relação às águas do canal. Isso torna essa enseada um local de armazenagem e, no caso de vazante, de exportação de nutrientes para o eixo do estuário. Ventos de direção sudoeste causam o decréscimo do nível de água dentro da enseada e ventos de nordeste causam a elevação desse nível.

A avaliação da qualidade das águas do estuário até o ano de 2010 foi feita apenas em termos de identificações de aportes de matéria orgânica e avaliações das concentrações de fitonutrientes e clorofila *a* bem como a biomassa fitoplantônica (PERSICH, 1996; BAUMGARTEN, 2010), não sendo calculados índices numéricos classificatórios mais diretos, principalmente com relação a desequilíbrios tróficos.

Em função disso, em 2013, Baumgarten & Paixão otimizaram e testaram a eficiência do uso pela primeira vez do Índice do Estado Trófico (IET total) para o estuário da Lagoa dos Patos, adequando o mesmo para este estuário. Neste estudo, as águas do Saco da Mangueira foram classificadas como hipereutróficas e as águas do canal como mesotróficas. Entretanto, essa classificação trófica não levou em consideração a variação temporal dessa classificação no Saco da Mangueira e não avaliou as águas de margem do canal, onde os aportes antropogênicos são maiores. Considerando que esses ambientes têm diferente circulação das águas e características em geral e assim, diferenças na capacidade de autodepuração e diferentes aportes antropogênicos, é importante que sejam avaliados simultaneamente visando uma comparação das suas qualidades tróficas.

Portanto, o presente trabalho objetiva evidenciar a atual qualidade trófica do estuário, avaliando simultaneamente na coluna d'água da margem e região de canal do Canal do Rio Grande e no Saco da Mangueira, as variações sazonais da qualidade trófica das águas, comparando essas áreas em uma mesma condição físico-química de suas águas.

2. Material e Métodos

2.1. Localização e caracterização da área de estudo

O Canal do Rio Grande, que atravessa o estuário da Lagoa dos Patos, é intensamente utilizado para navegação e atividades portuárias em geral. Tem extensão aproximada de 18 km, tendo uma largura variando entre 0,5 e 3 km e profundidades variando de 0 a 14 m (NIENCHESKI *et al.*, 1994). Recebe aportes provenientes das atividades de navegação no eixo do canal, efluentes liberados nas margens e do escoamento natural da Lagoa dos Patos (BARBOSA, 2006).

A cidade do Rio Grande, localizada na margem oeste do Canal do Rio Grande, é limitada ao norte pelo Canal do Norte, sendo uma parte da área portuária conhecida como Porto Velho (Figura 1). Esta área é utilizada, entre outros fins, para atividades de carga e descarga de produtos hortifrutigranjeiros e de materiais de construção e atividades operacionais, indústrias pesqueiras, além de possuir um posto de abastecimento para as embarcações do estuário. À leste da cidade está o Porto Novo e além da área urbana do município, ao longo do Canal do Rio Grande, encontra-se a área portuária conhecida como Superporto. Junto a essas áreas desenvolvem-se atividades portuárias em geral, plantas industriais de pescado, refino de petróleo e fertilizantes.

A enseada rasa Saco da Mangueira (Figura 1) fica ao sul de Rio Grande, sendo semi-fechada junto ao seu deságue no Canal do Rio Grande. A dinâmica desta enseada está diretamente relacionada à dinâmica do Canal do Rio Grande, a qual é controlada principalmente pelo efeito do vento: o vento de nordeste causa um abaixamento do nível na costa com aumento do nível dentro do estuário e no Saco da Mangueira; o vento de sudoeste causa um empilhamento de água na costa e um abaixamento do nível dentro do estuário e, conseqüentemente dentro do Saco da Mangueira (MONTEIRO *et al.*, 2005). Em uma de suas margens localiza-se o Distrito Industrial de Rio Grande e, em outra, existe ocupação urbana. No fundo da enseada há uma zona de marisma e aporte de águas continentais oriundas de arroios (BAUMGARTEN, 2010).

As águas do Saco da Mangueira e do Porto Velho recebem destaque quanto à intensidade do lançamento de efluentes. Particularmente nessa enseada ocorrem lançamentos de esgotos domésticos e de várias indústrias, se destacando as

indústrias de processamento de pescado e fabricação de fertilizantes (ALMEIDA *et al.*, 1993; BAUMGARTEN *et al.*, 2001).

A atual rede coletora de esgotos de Rio Grande abrange 32% dos efluentes gerados pela cidade mostrando-se inadequada ao tamanho e desenvolvimento dessa cidade.

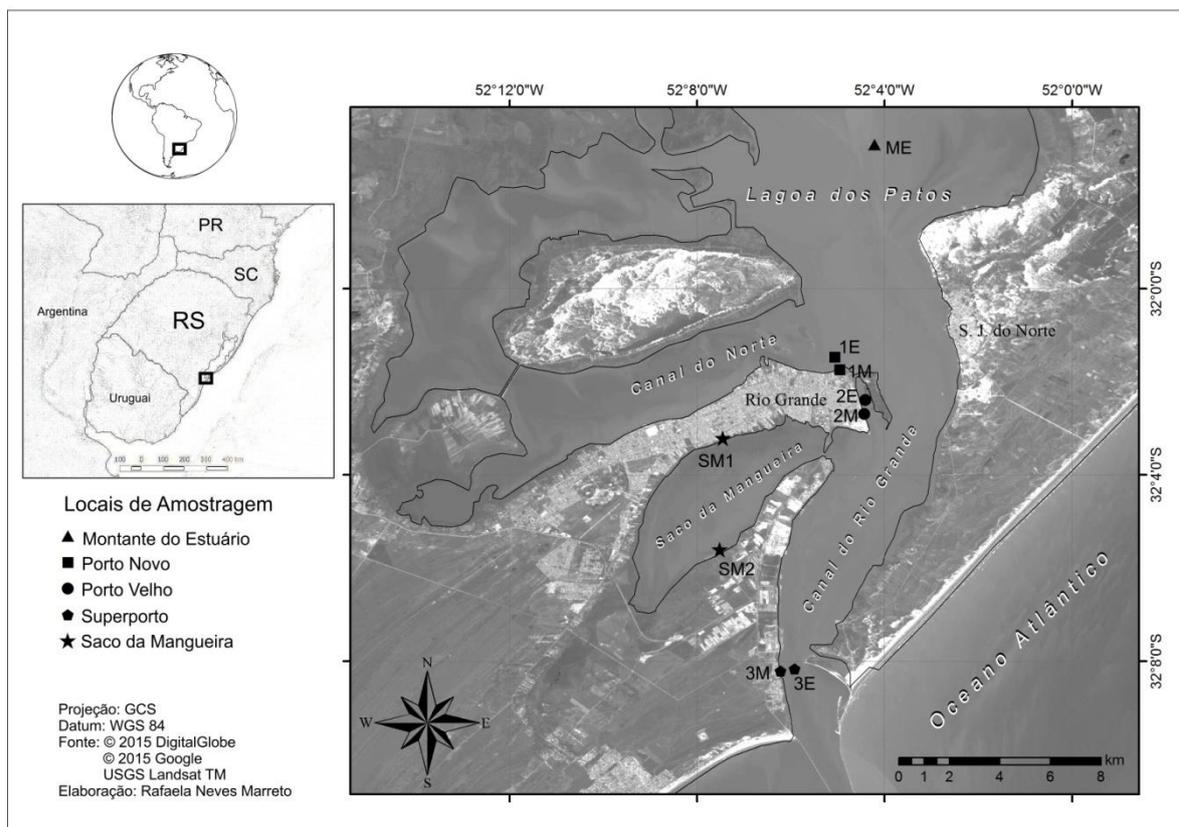


Figura 1. Locais de amostragem no sul do estuário da Lagoa dos Patos: Canal do Rio Grande - margem (1M, 2M e 3M) e eixo do canal (1E, 2E e 3E) e, Saco da Mangueira (SM1 e SM2).

Embora esta rede esteja em expansão, continua não abrangendo a maior parte da cidade (ENGEPLUS, 2012/2013). Isso resulta no fato de que a maioria das águas marginais da cidade recebe efluentes industriais e domésticos clandestinos ou não (BAUMGARTEN *et al.*, 1995).

2.2. Amostragem e análise

Amostras de água foram coletadas em quatro cruzeiros, realizados na porção estuarina da Lagoa dos Patos, nos meses de Fevereiro, Junho, Julho e Outubro de 2011. As coletas foram realizadas em três locais situados na área portuária do município de Rio Grande (Porto Velho, Porto Novo e Superporto), na margem e eixo longitudinal do estuário (Canal do Rio Grande). As amostragens na margem e no canal foram realizadas simultaneamente.

Em cada local de coleta a coluna d'água foi amostrada em superfície e fundo utilizando uma garrafa de Niskin e as alíquotas, colocadas em garrafas de polietileno pré-limpas. Os parâmetros analisados foram nutrientes dissolvidos (fosfato e nitrogênio amoniacal), fósforo total, pigmento fotossintético (clorofila *a*) e parâmetros físico-químicos (salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido, sua saturação e a Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO, pH e material em suspensão). Tais parâmetros foram escolhidos por refletirem a influência de atividades antrópicas sobre o meio. Os dados relativos às águas do canal foram obtidos através do Programa "Monitoramento Ambiental para o Canal até Bacia de Evolução do Porto Novo e da área de descarte do material dragado", realizado em um convênio entre a Furg e a Superintendência do Porto do Rio Grande (SUPRG).

Após a coleta as amostras foram mantidas refrigeradas para o transporte até o laboratório. Para a análise do material em suspensão e fitonutrientes (fosfato, amônio) as amostras foram filtradas em filtros de acetato de celulose com porosidade de 0,45 μm . No caso dos fitonutrientes, alíquotas de 50 mL foram congeladas até o momento da análise. A determinação das concentrações do material em suspensão nas amostras foram realizadas por gravimetria. As análises seguiram os métodos descritos em BAUMGARTEN *et al* (2010).

Os frascos contendo as amostras para a análise de fósforo total foram imediatamente congelados. Para a determinação das concentrações deste parâmetro, o método de análise seguido foi descrito por APHA (1998). As concentrações foram obtidas em mg.L^{-1} .

Para a análise do pigmento clorofila *a*, a amostra foi filtrada por gravidade em filtro de fibra de vidro, sendo que o pigmento retido no filtro foi analisado segundo

método descrito por Mackiney (1941) e as concentrações obtidas foram expressas em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

A concentração do oxigênio dissolvido e sua Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) foram determinadas por método titulométrico, sendo a DBO_5 calculada após período de incubação de 5 dias das amostras, de acordo com Baumgarten *et al* (2010). Nas amostras do eixo do canal, as concentrações de oxigênio e a DBO_5 foram determinados com o auxílio de oxímetro digital portátil (Metler 0128 – Toledo). As concentrações são expressas em mg.L^{-1} .

A temperatura e salinidade das águas foram determinadas no momento da coleta com o auxílio de um termosalinômetro modelo WTW cond. 315i.

2.3. Cálculo do Índice do Estado Trófico

O IET foi calculado para todos os locais de coleta, utilizando as fórmulas otimizadas para o estuário da Lagoa dos Patos por Baumgarten & Paixão (2013). Na otimização desse índice foi definido que deveriam ser considerados na fórmula os resultados do fosfato, além daqueles da clorofila *a* e do fósforo total, já que todos são compostos quimioindicadores de trofia no ambiente. Isso, porque não é uma unanimidade na bibliografia sobre o assunto, a inserção do fosfato nas fórmulas para o cálculo do IET.

Assim, para o cálculo do IET total do estuário, foram inicialmente calculados os IET específicos do fósforo total (IET PT), clorofila *a* (IET Cla) e fosfato ou fósforo solúvel reativo (IET PSR), segundo as fórmulas descritas por Lamparelli (2004), as quais também são utilizadas pelo Cetesb (2007) - no caso do fósforo total e da clorofila *a* - e Toledo *et al.* (1983), para o fosfato.

As fórmulas usadas para o cálculo dos IETs específicos são:

$$\text{IET (Cla)} = 10^{\{6 - [0,7 - 0,6 * (\ln \text{Cla}) / \ln 2]\}} - 20 \text{ (Eq. 1)}$$

$$\text{IET (PT)} = 10^{\{6 - [0,42 - 0,36 * (\ln \text{PT}) / \ln 2]\}} - 20 \text{ (Eq. 2)}$$

$$\text{IET (PSR)} = 10^{\{6 - [\ln(21,67/\text{PSR}) / \ln(2)]\}} \text{ (Eq. 3)}$$

Onde: $\ln \text{Cla}$ é o logaritmo neperiano da concentração da clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$);

Ln PT é o logarítmo neperiano da concentração do fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$);

PSR é a concentração do fósforo solúvel reativo ou fosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

* significa multiplicação

Para esses cálculos as unidades originais do fosfato ($\mu\text{M P-PO}_4^{3-}$) e do fósforo total (mg.L^{-1}) foram transformadas em $\mu\text{g.L}^{-1}$. Os resultados originais de clorofila a já estavam expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

A partir do cálculo dos IET específicos para cada local analisado (cada amostra), se obteve os valores dos IET totais pela seguinte fórmula:

$$IET_{total} = IET(Cla) + IET(Pt) + IET(PSR) / 3$$

A tabela I associa os valores de IET total às diferentes categorias de estado trófico.

Tabela I. Limites dos IET e classificatórios das classes de trofia (LAMPARELLI, 2004).

Classes de trofia	IET total
Ultraoligotrófico	< 47
Oligotrófico	47 < IET < 52
Mesotrófico	52 < IET < 59
Eutrófico	59 < IET < 63
Supereutrófico	63 < IET < 67
Hipereutrófico	> 67

2.4. Tratamento estatístico dos dados

Visando avaliar a influência de cada parâmetro nas variações dos IET total das águas de margem e das águas do canal, foram calculados os Coeficientes de Correlação Linear de Spearman para dados não paramétricos, com nível de significância de 95%. Foram considerados os locais e as quatro amostragens sazonais em conjunto. Para esse cálculo, os dados de amônio foram transformados de μM para $\mu\text{g.L}^{-1}$, a exemplo do que foi feito com os dados de fosfato, fósforo total e

clorofila *a*, quando esses foram usados nas fórmulas do cálculo do IET total. Dessa maneira, se gerou uma equivalência de unidades e de magnitude entre os dados correlacionados, fatores importantes para que as correlações geradas espelhem melhor as reais intercorrelações entre as variações de cada parâmetro.

3. Resultados

3.1. Parâmetros físico-químicos e Demanda Bioquímica do Oxigênio

As concentrações do oxigênio e sua saturação nas águas das duas áreas amostradas (margem e canal) estiveram em conformidade com a legislação ambiental ($> 5 \text{ mg.L}^{-1}$ - FEPAM, 1995, $>100\%$ - CONAMA, 2005, Classe 2, água salobra), com exceção da água de margem do canal, junto ao Porto Novo (local 2M) onde salientaram-se importantes subsaturações no inverno em superfície e fundo (65,37% e 71,83%, respectivamente) (ANEXO 3).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) dos locais no eixo do canal apresentou valores em conformidade com as legislações ambientais em superfície e fundo ($< 5 \text{ mg.L}^{-1}$). Na margem, em superfície, houveram aumentos de concentração nos locais SM1 e SM2 na primavera, e nos locais 1M, no inverno e 2M, no outono. A maior concentração verificada nessas águas ultrapassou o limite máximo recomendado pela legislação, chegando a ser o dobro (em torno de 8 mg.L^{-1}) do valor máximo registrado no eixo do canal ($4,06 \text{ mg.L}^{-1}$) (ANEXO 3).

Em relação ao material em suspensão (MS), a maioria das concentrações deste parâmetro no eixo do canal e sua margem oscilaram entre 30 a 50 mg.L^{-1} , não distinguindo nitidamente esses dois tipos de ambientes hídricos (ANEXO 3). Houve aumentos expressivos nas concentrações desse parâmetro no Saco da Mangueira, em superfície, no período da primavera e no verão com valor máximo verificado na primavera (260 mg.L^{-1} , local SM2).

A salinidade nos períodos amostrados concordou com padrão sazonal estabelecido por Möller *et al.* (2001): verão, com maiores salinidades (valor máximo de 34,3); salinidades mixoalinas no outono (variando entre 9,6 e 16,8) e quase doces no inverno (valores entre 0,3 e 3,2). Na primavera houve predomínio de águas fortemente mixoalinas (ANEXO 3). Este parâmetro distinguiu, sem padrão, o

ambiente de enseada e a região do canal, sendo a salinidade no Saco da Mangueira, no verão e primavera, menores que no Canal do Rio Grande e, no outono e inverno, com maiores valores na enseada que no canal.

3.2. Nutrientes dissolvidos e fósforo total

As concentrações de fosfato e fósforo total foram maiores nas águas de margem quando comparadas ao eixo do canal (Figura 2). Para o fosfato, estes valores chegaram a ultrapassar em até dez vezes os valores médios do eixo do canal. Na margem do canal, isso ocorreu somente nas águas de fundo no verão ($0,33 \text{ mg.L}^{-1}$), e no Saco da Mangueira as concentrações foram elevadas no local SM1 no inverno ($0,15 \text{ mg.L}^{-1}$) e no local SM2 no verão, outono e inverno ($0,13$; $0,30$; $0,17 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente).

As concentrações de fósforo total somente salientaram um enriquecimento nas águas do Saco da Mangueira, onde foram cerca de três vezes maiores que as do canal, apresentando valor máximo de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$, na amostragem de outono, em superfície no ponto SM2. O ponto SM1 durante a primavera apresentou a segunda maior concentração ($0,19 \text{ mg.L}^{-1}$).

No eixo do canal, as concentrações do fósforo total se apresentaram em conformidade com a legislação ambiental (CONAMA n°357/2005, valor de referência para fósforo total: $0,186 \text{ mg.L}^{-1}$). No caso do fosfato, esse parâmetro não é citado na legislação ambiental, sendo suas concentrações comparadas aos valores de referência considerados normais para estuários não-poluídos (Aminot & Chaussepied, 1983, valor de referência para fosfato: $0,031 \text{ mg L}^{-1}$). Neste estudo, os valores verificados encontram-se pouco acima deste limite.

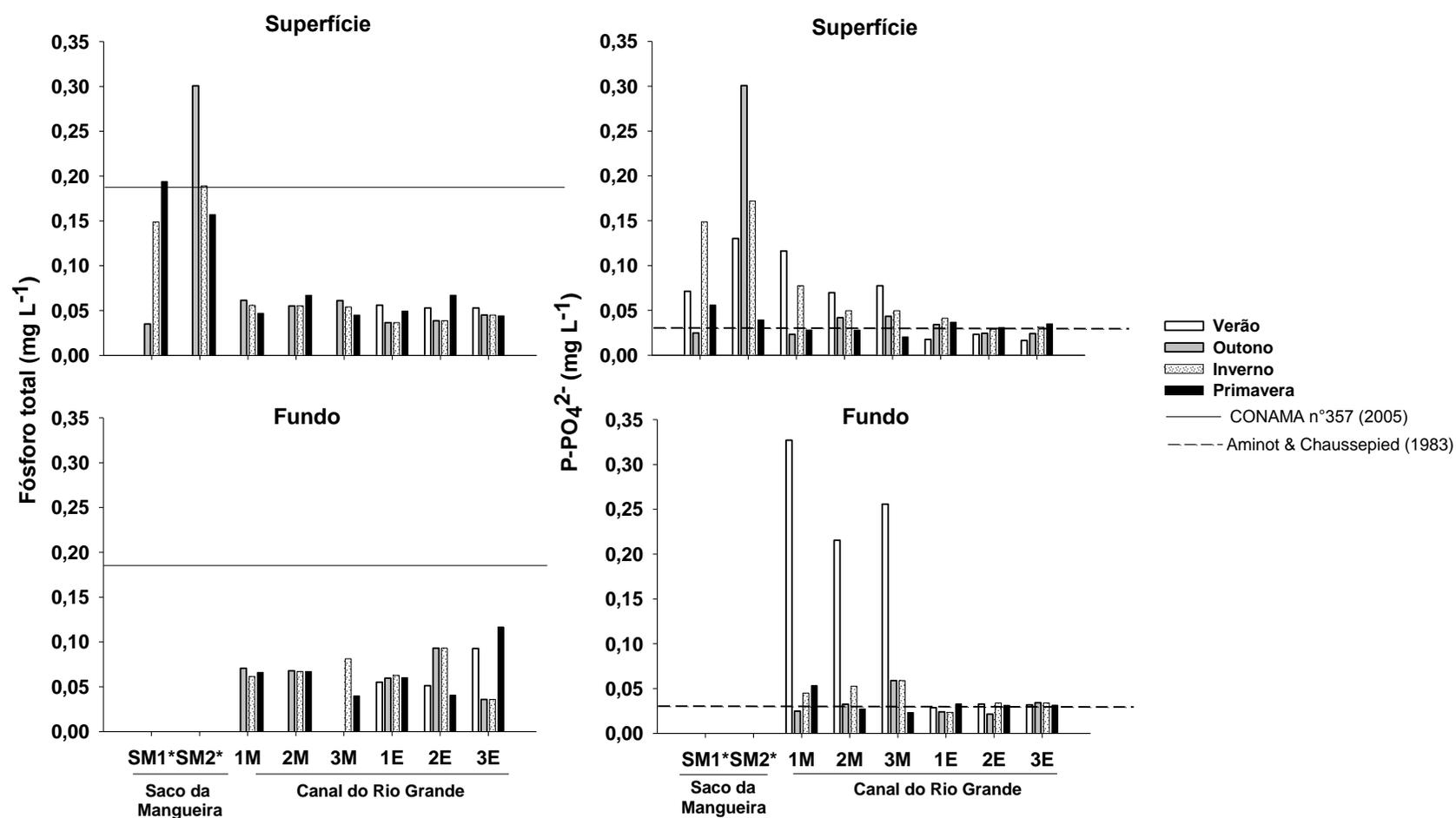


Figura 2. Variação sazonal de fósforo total e fosfato (mg.L⁻¹), na margem do Saco da Mangueira (locais SM1 e SM2) e do Canal do Rio Grande na margem (locais 1M, 2M e 3M) e no canal (locais 1E, 2E e 3E) ao longo do ano de 2011. Linha inteira: Conama n°357, valores de referência para fósforo total: 0,186 mg L⁻¹ e Linha tracejada: Aminot & Chaussepied (1983), valores de referência para fosfato: 0,031 mg L⁻¹. *Dados ausentes devido à baixa profundidade do local.

Em relação ao amônio, as concentrações deste fitonutriente nas águas de margem em superfície, em geral foram maiores que as de fundo (Figura 3). Os destaques para esses acréscimos ocorreram no Saco da Mangueira no outono e primavera no local SM2 (0,66 e 0,44 mg.L⁻¹, respectivamente) e em menor amplitude no inverno no local SM1 (0,27 mg.L⁻¹). Na margem do canal, o destaque foi para o local 1M na primavera (0,49 mg.L⁻¹).

Em termos de magnitudes de concentrações, os valores registrados no Saco da Mangueira (SM2) e na margem do canal junto ao Porto Velho (1M) se apresentaram em torno de duas a três vezes maiores que aqueles verificados no eixo do canal, cuja maior concentração verificada foi 0,15 mg.L⁻¹ N - NH₄⁺(local 1M).

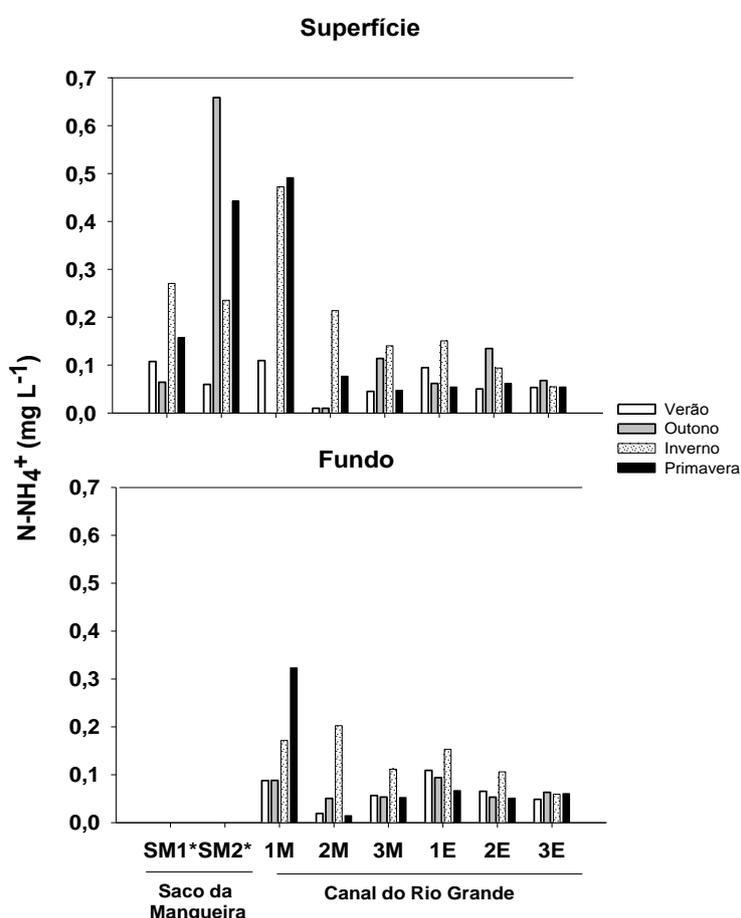


Figura 3. Variação sazonal do amônio (mg.L⁻¹) na margem do Saco da Mangueira (locais SM1 e SM2) e do Canal do Rio Grande na margem (locais 1M, 2M e 3M) e no canal (locais 1E, 2E e 3E) ao longo do ano de 2011. Linha inteira indica limite estabelecido pelo CONAMA n°357/2005 (0,7 mg L⁻¹). *Dados ausentes devido a baixa profundidade do local.

3.3. Índice de Estado Trófico

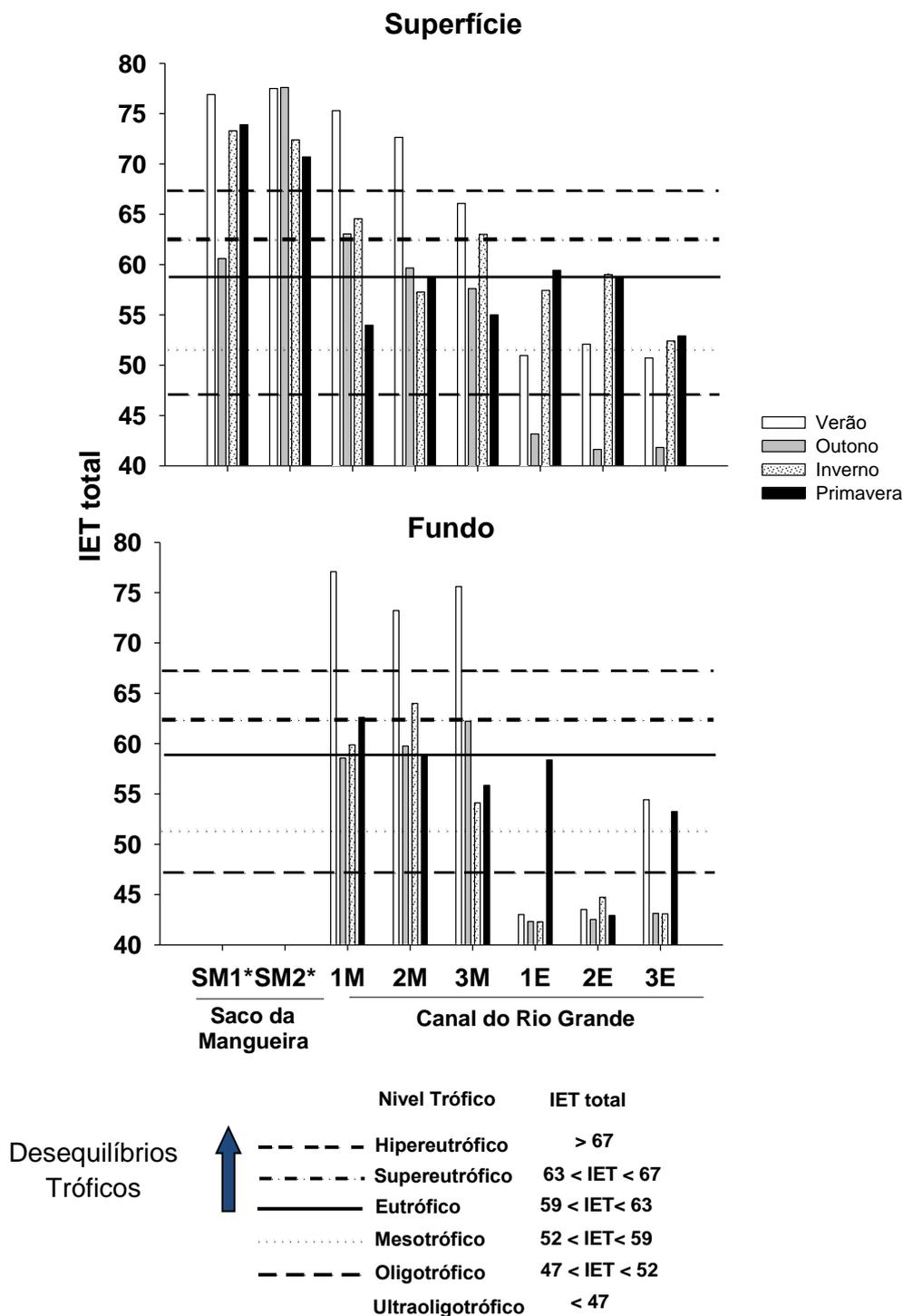


Figura 4. Variação sazonal do Índice de Estado Trófico total (IET total) na margem do Saco da Mangueira (locais SM1 e SM2) e do Canal do Rio Grande na margem (locais 1M, 2M e 3M) e no canal (locais 1E, 2E e 3E) ao longo do ano de 2011.*Dados ausentes devido a baixa profundidade do local.

Os valores do IET total classificaram as águas do eixo do canal entre eutróficas (no limite do valor) e ultraoligotróficas, com valores que variaram de 42 a 59, para os locais estudados (Figura 4). Em contrapartida, o IET nas águas do Saco da Mangueira variou entre 77,6 (SM2) e 60,6 (SM1) no outono, o que caracterizou esses locais com trofia entre hipereutrófico e eutrófico. Na margem do canal a situação foi mais amena, mas também apresentando desequilíbrio trófico: IET máximo de 77,1 (1E, na superfície, no período do verão) e mínimo de 54,1 (3E, no fundo no período do inverno), classificando essas águas entre hipertróficas e mesotróficas (ANEXO 4).

4. Discussão

4.1. Amônio

Apesar desse nutriente não fazer parte dos cálculos dos IET, destaca-se em termos de avaliação de trofia da água porque é o produto da decomposição microbológica da matéria orgânica, sendo a forma preferida para assimilação vegetal (ESTEVES, 1998). Segundo Rodrigues (2009), grandes concentrações de amônio em estuários provêm de efluentes domésticos e decomposição de matéria orgânica no sedimento ressuspensionado pelas correntes e turbilhonamento. O estuário da Lagoa dos Patos recebe intensos aportes de matéria orgânica nitrogenada, sendo o amônio considerado como ótimo quimioindicador deste tipo de contaminação nesse estuário (Baumgarten *et al.*, 2001).

Os resultados encontrados deste fitonutriente no eixo do canal e nas águas de fundo, indicam que as concentrações estiveram abaixo do limite máximo recomendado pelo CONAMA (2005), tendo em vista a relativa grande tolerância do valor referência para águas salobras, Classe 2 ($0,7 \text{ mg.L}^{-1}$). Isso porque essa legislação se baseia em fixar limites com base na toxicidade para a biota, sendo o amônio eutrofizante para o ambiente, mas pouco tóxico (BAUMGARTEN & POZZA, 2001).

Os valores mais elevados encontrados nas águas de superfície dos locais situados nas margens do Saco da Mangueira (SM1 e SM2) e no Porto Velho (1M) (Figura 3) se devem à dispersão para o ambiente de efluentes industriais e domésticos ricos em matéria orgânica biodegradável, o que pode ser confirmado pela correlação negativa entre o amônio e a salinidade ($r^2 = -0.62$). Este processo é favorecido no regime de vazante e presença de águas doces: No local SM1, os acréscimos de amônio podem ser oriundos dos efluentes de uma indústria de processamento de pescados situada nas proximidades. No caso do local SM2, a origem pode ser o efluente de uma indústria de processamento de grãos vegetais localizada próximo deste local. O efluente proveniente desta atividade é rico em amônio e apresenta alta DBO_5 . Baumgarten (2010) registrou a contaminação, baseada no aumento das concentrações de fitonutrientes (amônio e fosfato) e DBO_5 , das águas de uma valeta para escoamento pluvial, situada ao lado desta planta industrial.

No caso do local 1M, no Porto Velho, o aumento de amônio pode estar relacionado à presença de um Terminal Pesqueiro, com operações de carga e descarga de pescados e processamento dos mesmos, o que representa uma potencial fonte de matéria orgânica a ser decomposta nas águas da margem. As elevações nos resultados da DBO_5 e MS (ANEXO 3), parâmetros ligados à ocorrência de distúrbios tróficos no ambiente, destes locais corroboram com a hipótese da fonte destes acréscimos de amônio, serem efluentes ricos em matéria orgânica detritiva e biodegradável.

Em regime de enchente no canal, a entrada da água costeira no estuário, favorece a diluição dos efluentes ou os mesmos são represados junto ao local de lançamento e não são dispersos. Esta condição foi verificada no verão, com predomínio de vento nordeste. Isto pode explicar as poucas diferenças entre as concentrações da margem e do eixo do canal, e indica uma maior contaminação pontual.

No Saco da Mangueira, neste período, apenas o local SM1 apresentou valores acima dos limites estabelecidos pela literatura para estuários não poluídos (DAY *et al.*, 1986, limite estabelecido inferior a $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$) ainda assim, estando muito abaixo dos limites inferidos pela legislação vigente (CONAMA, 2005).

4.2. Índice de Estado Trófico e variáveis correlacionadas

A concentração das variáveis ligadas à produção primária (nutrientes, clorofila *a* e fósforo total) é influenciada por fatores ambientais como o regime hidrológico e padrão de ventos, pela diferença entre os locais, nas origens e intensidade dos aportes. Isso reforçou a validade de classificar a qualidade trófica de ambientes aquáticos com base no cálculo do IET total, um índice que pondera o efeito dos aportes de nutrientes no ambiente aquático.

Os valores encontrados do IET indicaram a ocorrência de amplas variações espaço-temporal da qualidade trófica dos diferentes tipos de ambientes aquáticos do estuário da Lagoa dos Patos (canal e margem do canal e do Saco da Mangueira) (Figura 4, ANEXO 4). As águas do eixo do canal se enquadraram em um padrão de equilíbrio trófico praticamente constante ao longo do tempo e entre os locais amostrados, ao passo que as águas da margem do canal e Saco da Mangueira apresentaram fortes desequilíbrios tróficos (altos valores de IET), em especial no verão.

Nesta ocorrência de desequilíbrios tróficos nas águas de margem, o Saco da Mangueira destacou-se por se apresentar constantemente nessa situação. A condição de eutrofia nesta enseada já foi verificada em estudos realizados por Persich *et al.* (1996) e Baumgarten & Paixão (2013). Em relação à clorofila *a*, as águas do Saco da Mangueira apresentaram um enriquecimento relacionado a esse parâmetro, enfatizando a diferença existente entre esta enseada e as outras áreas estudadas do canal, inclusive das margens. Isso é reforçado pelo fato de que as concentrações de clorofila *a* nas águas do eixo do canal foram insignificantes, sendo levemente maiores na superfície. Nas margens do canal foram em média 10 vezes maiores que nas águas do eixo do mesmo. Entretanto, ao considerar as concentrações verificadas no Saco da Mangueira, essas chegaram a valores de 68,75 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (local SM1, na primavera), enquanto que, o máximo no canal, mesmo na margem não passou de 17 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A elevação nas concentrações deste pigmento é comum no inverno e primavera. Isto, devido ao fato de que o aumento das chuvas reforça o aporte de nutrientes para as margens, proporcionando maior eutrofização destes ambientes.

Os nutrientes fosfatados, assim como a clorofila *a*, apresentaram maiores concentrações no Saco de Mangueira. Nesta enseada, altas concentrações de fosfato já tinham sido verificadas em um estudo anterior (BAUMGARTEN *et al.*, 2001), registrando neste ambiente, valores três vezes superiores ao encontrado em outras áreas hídricas no entorno da cidade de Rio Grande. No estudo atual, as concentrações de fosfato nas margens ultrapassaram em até dez vezes os valores médios do eixo do canal, com os maiores valores encontrados na área do Distrito Industrial (SM2). Segundo Rocha (2004), fontes pontuais de nutrientes fosfatados compreendem redes de efluentes domésticos e industriais, derramamentos acidentais e atividades de mineração, enquanto fontes difusas compreendem práticas agrícolas, residências difusas e deposições atmosféricas, entre outras. Neste caso, nas proximidades deste local, estão instaladas indústrias de processamento de soja e de fertilizantes que lançam efluentes clandestinos, nas águas do Saco da Mangueira. Os efluentes oriundos das indústrias de processamento de grãos vegetais possuem uma grande carga de matéria orgânica, que ao se degradar ao longo do seu lançamento até chegar a essa enseada, proporcionam aportes importantes de fósforo e nitrogênio. Esses aportes desencadeiam florações na área do deságue, hipereutrofizando as margens dessa enseada. As indústrias de fertilizantes, por sua vez, teoricamente não têm efluentes hídricos, mas lançam compostos fosfatados e nitrogenados, via aérea ou por escoamento pluvial contaminado por poeiras industriais. Essas emissões chegam à água, se depositam e, posteriormente redissolvem-se e migram para a coluna d'água (BAUMGARTEN *et al.*, 1995), desequilibrando troficamente as águas dessa enseada, principalmente em períodos de menor nível da coluna d'água, como no verão, por exemplo. Além disso, a coincidência de maiores concentrações de fosfato com os de amônio, anteriormente descritos para estes locais, corroboram com essa hipótese, pois a base da composição de fertilizantes é o nitrogênio, o fósforo e o potássio (IFC, 2007).

Na margem do Canal do Rio Grande, por sua vez, altas concentrações de fosfato foram encontradas nas águas de fundo, no verão. Segundo Baumgarten & Niencheski (2010), a entrada de água salina no estuário, ocasiona a liberação de fosfato presente na coluna sedimentar contaminada com depósitos de partículas

fosfatadas, para a coluna d'água via água intersticial que se difunde. No eixo do canal, os valores encontrados situaram-se dentro dos valores de referência, sugeridos pela literatura para estuários não poluídos (AMINOT & CHAUSSEPIED, 1983, limite de 0,031 mg.L⁻¹).

Em relação ao fósforo total, as altas concentrações verificadas no Saco da Mangueira resultam dos aportes industriais e domésticos lançados nas margens da cidade (vários clandestinos), pluviais e mistos (ALMEIDA *et al.*, 1993), sendo que na primavera a maioria dos lançamentos fosfatados não estavam dissolvidos, sendo partículas. Por isso, os valores máximos de fósforo total não coincidiram com os de fosfato, forma dissolvida do fósforo. No eixo do canal, as concentrações se apresentaram em conformidade com a legislação ambiental ou com valores referência considerados normais (CONAMA, 2005, Classe 2, águas salobras, limite de 0,186 mg.L⁻¹).

A maior ocorrência de desequilíbrios tróficos (maiores IET) nas águas de margem, tanto do Saco da Mangueira como na margem do canal, no verão é explicada pelo fato de que neste período ocorre um menor índice pluviométrico e o aumento da temperatura (aumenta o metabolismo celular), o que resulta no crescimento de florações. Além disso, esse processo é favorecido nas margens do estuário pela menor circulação da água causada pela diminuição do nível da água causada pela permanência e dominância da água marinha penetrante no estuário nessa época. Nessa situação, as florações de microvegetais oportunistas se acumulam junto às margens, propiciando esses desequilíbrios tróficos.

As principais florações constatadas no Saco da Mangueira são basicamente constituídas da cianobactéria *Aphanothece sp*, cujas colônias formam flocos mucilaginosos quando estão muito concentradas. Como esses flocos se aglomeram e se acumulam nas bordas da enseada, empurrados pelos ventos e ondulações da água, não ficam homogêneos na coluna d'água. Essas florações geram prejuízos, entre os quais se destacam danos causados à prática da pesca artesanal; poluição visual da água; formação de nova carga de matéria orgânica a ser somada com a antrópica e decomposta; formação de bolsões de gases reduzidos, tóxicos e de odor desagradável na coluna sedimentar pouco oxigenada; diminuição da biodiversidade

natural (BAUMGARTEN, 2010) e, exportação dessas florações para as águas do canal, aumentando a eutrofização do estuário, em geral.

No entanto, altos valores do IET registrados no inverno (águas doces e regime de vazante) e primavera (retenção de água fortemente mixohalina), evidenciam que os desequilíbrios tróficos nessa enseada estão presentes, independente do regime hidrológico.

A diferença na intensidade da contaminação verificada entre os pontos situados no Saco da Mangueira (SM1 e SM2) se deve à diferença na circulação da água destes dois pontos. O local SM1 (margem da cidade), sob influência do lançamento de efluentes oriundos das indústrias de pescado localizadas nessas margens, por apresentar uma circulação relativamente maior que nas outras margens, caracterizou-se por uma contaminação menos intensa (exceto no verão), resultante da diluição parcial desses efluentes através de marolas. Assim, se explica o abaixamento do IET total no outono, única condição de somente eutrofia constatada no Saco da Mangueira neste estudo.

A fim de verificar quais os parâmetros foram responsáveis pelo valor do IET total nas águas de margem, estabeleceram-se coeficientes de correlação linear entre o IET total e os IET de fósforo total, fosfato, clorofila *a* e entre os outros nutrientes nitrogenados. Os resultados obtidos evidenciaram que os desequilíbrios tróficos nessas águas foram primariamente desencadeados pelas altas biomassas de produtores primários/florações (r^2 IETtotal/IETCla:+0,639), o que foi intensamente proporcionado pelos intensos aportes de fósforo total (r^2 IETtotal/IETPT=+0,631), fosfato (r^2 IETtotal/IETPSR:+0,584), e ainda pelo alto aporte de amônio (r^2 IETtotal/amônio:+0,465).

Com relação às águas do eixo do canal, as raras situações de eutrofia ocorreram no inverno e primavera com vazante do estuário, quando as águas de margens e seus compostos são mais misturados e exportados para o eixo do canal. Esses casos foram condicionados por acréscimos na clorofila *a*, quando produtores primários foram carreados para o eixo do canal pela correnteza a partir das margens, onde se proliferaram, ou provenientes da porção norte da lagoa. Este pigmento, indicador da biomassa algal, funciona com uma variável ligada ao nível de estado trófico de um corpo d'água. Essa hipótese é reforçada pelo fato de que

nessas ocasiões, as concentrações dos nutrientes se mantiveram relativamente homogêneas entre os locais do eixo do canal. Além disso, os valores dos coeficientes de correlação calculados com relação ao IET total para essas águas, os quais foram altos somente para a clorofila *a* ($r_{\text{IETtotal/IET Cla}}=+0,902$), de forma bem diferente do observado para as águas de margem e anteriormente relatado. Não houve correlação significativa com o amônio, já que essa forma de nitrogênio ou é diluída, ou assimilada ou se oxida antes de chegar a altas concentrações até o eixo do canal.

Logo, o menor tempo de residência dessas águas, a maior profundidade dos canais e a alta oxigenação conferem às águas do eixo do canal, em geral, um alto poder de autodepuração dos aportes antropogênicos. Isto, em termos de compostos eutrofizantes, o que sugere que a intensa carga de matéria orgânica lançada nas margens chega ao eixo do canal semi ou totalmente decomposta e com seus produtos da decomposição diluídos e dispersados. O resultado disso é que, além de diminuir os IET, a diluição dos nutrientes torna os IET mais homogêneos entre os diferentes locais de águas de maior profundidade (ANEXO 4).

Por fim, os distúrbios tróficos identificados nas margens do estuário comprovaram que essas águas estão recebendo efluentes não suficientemente tratados em quantidades além das suas capacidades de autodepuração. Em vista disso, são necessárias medidas urgentes para evitar ou amenizar a carga destes efluentes que são lançados nas margens da cidade, principalmente os clandestinos industriais, já que esse distúrbio de trofia no Saco da Mangueira tem se mantido nos últimos anos. Paixão & Baumgarten (2013) usando dados de 2002 do Saco da Mangueira somente da primavera e de 2006 do eixo do canal obtiveram uma classificação das águas desta enseada entre hipereutrófico e eutrófico, semelhante à encontrada neste estudo. Por isso, para a modificação desse quadro de degradação ambiental dessas áreas, de extremo interesse ecológico e econômico para a região, é necessário ações mais vigorosas e efetivas por parte dos órgãos estaduais e municipais. Essas ações devem ocorrer no sentido de que sejam aumentadas as fiscalizações de lançamentos clandestinos de efluentes domésticos, mas principalmente industriais nas águas de margem desse estuário, principalmente

no Saco da Mangueira, devendo existir a obrigatoriedade do tratamento destes antes de sua liberação no estuário.

A variação espacial dos valores do IET permitiu a nítida distinção entre as áreas de margem e canal, pois refletiu a presença pontual de aportes antropogênicos nas águas de margem, em especial para o Saco da Mangueira. Nesta enseada as variações do índice proposto indicaram a presença de fontes pontuais de compostos fosfatados, especialmente fosfato.

5. Referências

- ALMEIDA, M.T.A.; BAUMGARTEN, M.G.Z.; RODRIGUES, R.M. 1993. **Identificação das possíveis fontes de contaminação das águas que margeiam a cidade de Rio Grande - RS**. Série “Documentos Técnicos” – Oceanografia 06. FURG, Rio Grande, Brasil, 34p.
- AMINOT, A.; CHAUSSEPIED, M. 1983. **Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre National pour l'exploitation des océans**. CNEXO, Brest Documenation, 395p.
- APHA, American Public Health Association. 1998. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 14 ed. Washington DC. 119p.
- ARAÚJO, E.D.C. 2005. **Fatores ambientais que colaboram para a ocorrência de cianobactérias nas águas ao redor da cidade de Rio Grande (RS)**. Dissertação de Mestrado. Rio Grande: FURG, 112p.
- BARBOSA, F.G. 2006. **Variações espaciais e temporais de nutrientes dissolvidos e metais traço na área portuária da cidade de Rio Grande (Estuário da Lagoa dos Patos-RS)**. Dissertação de Mestrado. Rio Grande: FURG, 135p.
- BARBOSA, F. G.; WALLNER-KERSANACH, M.; BAUMGARTEN, M.G.Z. 2012. **Metais traço nas águas portuárias do estuário da Lagoa dos Patos, RS**. Brazilian Journal Aquatic Science Technology, 16(2): p.27-36.
- BAUMGARTEN, M. G. 2010. **A eutrofização das águas de uma enseada do estuário da Lagoa dos Patos (RS) protegida pela legislação ambiental**. Fepam em Revista, 3(2): p.34-42.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F.; KUROSHIMA, K. N. 1995. **Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município de Rio Grande (RS-Brasil): nutrientes e detergentes dissolvidos**. Revista Atlântica, 17: p.17-34.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F.; VEECK, L. 2001. **Nutrientes na coluna d'água e na água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem antrópica (RS)**. Revista Atlântica, 23(1): p.101-116.
- BAUMGARTEN M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F. 2010. **A Coluna sedimentar como reservatório e fonte de nutrientes em enseadas estuarinas**. Tropical Oceanography, 38(1): p.88-104.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; POZZA, S.A.P. 2001. **Qualidade de águas – Descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental**. Rio Grande: Ed. FURG, 164p.

- BAUMGARTEN, M.G.; WALLNER-KERSANACH, M.; NIENCHESKI, L.F.H. 2010. **Manual de Análise em Oceanografia Química**. 2 ed. Rio Grande: Ed. FURG. 160 p.
- BAUMGARTEN, M.G.Z. & PAIXÃO, B.E.G. 2013. **Uso do Índice de Estado Trófico para avaliar as águas do estuário da Lagoa dos Patos (RS)**. Revista Atlântica, 35(1): p.5-22.
- CARLSON, R. **Trophic state index for lakes**. 1977. Limnology and Oceanography, 22(2): p.362–369.
- CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). 2007. **Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: 2006**. São Paulo: (Série Relatórios). Disponível em: [http:// www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br).
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 357**. Decreto nº 99.274 de 17 de março de 2005. Revoga Resolução CONAMA nº20 de 1986. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 30 de julho 2006.
- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 1998. 2 ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência. 548p.
- FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental). 1995. **Portaria SSMA nº7, NT 003/95**. Enquadramento dos recursos hídricos do sul do estuário Lagoa dos Patos. DOU, 24/05/1995.
- FERNANDES, E.H.L.; MONTEIRO, I.O.; MOLLER O.O. JR. 2007. **On the dynamics of Mangueira Bay - Patos Lagoon (Brazil)**. Journal of Coastal Research - SI nº 47: p.97-107. Project: Estuaries and coastal areas, basis and tools for a more sustainable development (ECOSUD).
- HARTMANN, C. & SCHETTINI, C.A.F. 1991. **Aspectos hidrológicos na desembocadura da Laguna dos Patos, RS**. Revista Brasileira de Geociências, 21(4): p.371-377.
- LAMPARELLI, M.C. 2004. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese de Doutorado - Instituto de Biociências. São Paulo: USP, 238p.
- MACKINEY, G. 1941. **Absorption of light by chlorophyll solutions**. J.Biol.Chem., 140: p.315-322.
- MERCANTE, C.T.J.; TUCCI – MOURA, A. 1999. **A comparação entre os índices de Carlson modificado aplicado a dois ambientes aquáticos subtropicais**. Acta Limnologica Brasiliensia, 11(1): p.1-14.

- MONTEIRO, I.O.; PEARSON, M.L.; MÖLLER, O.O. JR.; FERNANDES, E.H.L. 2005. **Hidrodinâmica do Saco da Mangueira: mecanismos que controlam as trocas com o estuário da Lagoa dos Patos.** Revista Atlântica, 27(2): p.87-101.
- NIENCHESKI, L.F.; BAUMGARTEN, M.G.Z. 2007. **Water quality in Mangueira Bay: Antropic and natural contamination.** Journal of Coastal Research – SI, 47: p.56-62.
- NIENCHESKI, L.F.; WINDOM, H.; SMITH, R. 1994. **Distribution of particulate trace metal in Patos Lagoon Estuary (Brazil).** Marine Pollution Bulletin, 28(2): p.96-102.
- PERSICH, G.R.; ODEBRECHT, C.; BERGESCH, B.; ABREU, P.C.1996. **Eutrofização e fitoplâncton: comparação entre duas enseadas rasas no estuário da Lagoa dos Patos.** Revista Atlântica, 18: p.27-41.
- TOLEDO Jr. A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. 1983. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** In: Anais do XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, p.1-34.

CONCLUSÃO GERAL

Encontram-se instaladas nas margens da cidade do Rio Grande, indústrias químicas, alimentícias, navais e atividades portuárias. Tais atividades possuem um potencial de geração de efluente líquido, os quais podem comprometer as águas estuarinas da parte sul da Lagoa dos Patos, ao serem lançados nessas águas sem um tratamento prévio adequado. De uma maneira geral, os efluentes líquidos aportados para este estuário sugerem serem constituídos basicamente de matéria orgânica e metais traço.

Investigando as concentrações cobre (Cu), zinco (Zn) e ferro (Fe) na água estuarina, verificou-se que as mesmas variaram de forma distinta, de acordo com a condição hidrológica do estuário e o comportamento desses elementos no meio. A influência da condição hidrológica foi mais expressiva que a intensidade dos possíveis aportes destes elementos nas áreas estudadas.

Assim, o presente estudo demonstrou que o comportamento do Fe e Zn está diretamente relacionado com a entrada da água salina no estuário, favorecida pelos ventos, os quais influenciam na salinidade, pH e material em suspensão na coluna d'água.

Em relação aos teores de Cu, esses não apresentaram diferenças significativas entre as áreas de margem e canal, e entre as estações sazonais. No entanto, aumentos isolados na concentração desse metal ocorreram na margem, no período da primavera. Neste período, o maior teor de cobre ocorreu no Porto Novo e Superporto, em comparação com as concentrações registradas no Porto Velho.

De forma similar, os maiores teores de Zn também foram encontrados no Superporto, na margem, tanto em superfície como em fundo, neste mesmo período. Em áreas portuárias mais movimentadas (caso do Porto Novo e Superporto) pode haver uma contribuição significativa de Cu para as águas das margens, proveniente de tintas anti-incrustantes utilizadas em embarcações. Além, disso, a maior atividade de manutenção de embarcações nos estaleiros na primavera, aliado a aporte de efluentes domésticos, podem ser fontes de Cu e Zn para o estuário.

Sazonalmente, ao contrário do Cu, as concentrações de Zn indicaram diferenças significativas. Os teores de Zn no canal estão relacionados, em

superfície, ao material em suspensão e ao pH; no fundo, as concentrações desse elemento dependeram somente do pH das águas amostradas.

Na margem, as concentrações de Cu e o Zn na água de fundo indicaram uma correlação forte e significativa ($r^2 = 0,75$), sugerindo que estes elementos podem provir da mesma fonte de contaminação, por ex. do sedimento.

As concentrações de Fe das águas da margem diferiram significativamente das do canal. Altos teores de Fe foram encontrados em todas as localidades no inverno com predominância de ventos NE, que favorecem o regime de vazante no estuário. Na água de superfície as concentrações de Fe, independente da sazonalidade e dos locais, estiveram relacionadas ao aumento do material particulado, sugerindo que esse metal é transportado via material em suspensão. No fundo do canal os teores de Fe foram em geral elevados, independente dos locais e do período sazonal.

Em relação à qualidade trófica das águas do estuário, a concentração das variáveis ligadas à produção primária (nutrientes, clorofila *a* e fósforo total) foi influenciada por fatores ambientais como a salinidade e padrão de ventos, pela diferença entre os locais, nas origens e intensidade dos aportes.

No estuário da Lagoa dos Patos, os aportes de nutrientes fosfatados e nitrogenados são provenientes dos efluentes domésticos e industriais. As indústrias alimentícias e de produção e mistura de fertilizantes, instaladas nas margens do Saco da Mangueira e Canal do Norte liberam para o ambiente, por meio de efluentes não adequadamente tratados, uma alta carga orgânica. A decomposição desta carga resulta na liberação de compostos químicos, principalmente amônio e fosfato, e conseqüentemente, em desequilíbrios tróficos nas margens dessa enseada e do canal. Desta forma, a variação espacial dos valores do IET refletiu a presença pontual de aportes antropogênicos nas águas de margem, em especial para o Saco da Mangueira.

A comparação entre os IET totais do canal e margem do Canal do Rio Grande e do Saco da Mangueira evidenciou a grande diferença dos níveis de trofia entre esses ambientes. Devido às características da circulação do Saco da Mangueira e à intensidade dos aportes de nutrientes em suas águas, os desequilíbrios tróficos que se estabelecem na margem desta enseada, caracterizados pelos altos valores do IET, são constantes ao longo do ano, independente das condições de salinidade.

As águas do canal, no entanto, apresentam um padrão de equilíbrio trófico praticamente constante ao longo do tempo e dos locais, com condições de eutrofia apenas no inverno e outono.

Diante aos aspectos portuários, de extração de recursos pesqueiros e turísticos da cidade do Rio Grande é de suma importância a mobilização do poder público em adequar a rede de coleta de efluentes às necessidades do crescimento urbano e industrial da cidade, a fim de evitar ou amenizar a carga de efluentes não tratados que são lançados nas margens dessa, principalmente os clandestinos industriais. Isto deve estar aliado à busca de soluções de tratamento dos efluentes gerados e ao monitoramento de seus corpos receptores.

O crescimento industrial de vários setores para fornecer materiais metálicos para a indústria naval de grande porte instalada nesta cidade é expressivo. Isto pode contribuir num futuro próximo para um maior aporte de metais para as águas estuarinas da Lagoa dos Patos, assim, futuros estudos devem ser conduzidos nesta área para verificação das concentrações desses elementos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, C.A. 2005. **Avaliação *in situ* da especiação de metais traço no estuário da Lagoa dos Patos utilizando o sistema DGT.** Dissertação de Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica, Rio Grande : FURG, 74p.
- APHA, American Public Health Association. 1998. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 14 ed. Washington DC. 119p
- ASMUS, M.L. & TAGLIANI, P.R.A. (Ed.). 2000. **Relatório técnico referente ao Monitoramento Ambiental do Porto do Rio Grande.**
- ASMUS, M.L. & ZAMBONI, A.J. (Coord.). 2001. **Relatório técnico referente ao Monitoramento Ambiental da Operação de Dragagem de Manutenção do Porto do Rio Grande.** Relatório Final – Fase 1, 197p.
- ASMUS, M.L., FREITAS, D.M., ZAMBONI, A.J. (Coord.). 2002. **Relatório técnico referente ao Monitoramento Ambiental da Operação de Dragagem de Manutenção do Porto do Rio Grande.** Relatório Final – Fase 2, 180p.
- ASMUS, M.L. & GRANATO, F.C. (Ed.). 2004. **Relatório técnico referente às atividades desenvolvidas no monitoramento ambiental da operação de dragagem no Canal de Acesso ao Porto do Rio grande.** 230p.
- AZEVEDO, A.A; CHASIN, A.M. 2003. **Metais: Gerenciamento da Toxicidade.** São Paulo: Editora Atheneu.
- BARBOSA, F. G.; WALLNER- KERSANACH, M.; BAUMGARTEN, M.G.Z. 2012. **Metais traço nas águas portuárias do estuário da Lagoa dos Patos, RS.** Brazilian Journal Aquatic Science Technology, 16(2): p.27-36.
- BAPTISTA, J.B. 1984. **Flutuações diárias e horárias dos elementos dissolvidos, material em suspensão e características físicas da água na parte sul do estuário da Lagoa e praia do Cassino (RS-Brasil).** Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Rio Grande: FURG, 100p.
- BAUMGARTEN, M.G.Z., AZNAR, C.E., ROCHA, J.M., ALMEIDA, M.T.A., KINAS, P.G. 1998. **Contaminação química das águas receptoras do principal efluente doméstico da cidade do Rio Grande (RS).** Revista Atlântica, 20: p.35-54.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F.; KUROSHIMA, K. N. 1995. **Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município de Rio Grande (RS-Brasil): nutrientes e detergentes dissolvidos.** Revista Atlântica, 17: p.17-34.

- BAUMGARTEN, M.G.Z.; NIENCHESKI, L.F. 1998. **Avaliação da qualidade hidroquímica da área portuária da cidade do Rio Grande – RS**. Série “Documentos Técnicos - Oceanografia 09”. FURG, Rio Grande, Brasil, 66p.
- BAUMGARTEN, M.G.Z. & PAIXÃO, B.E.G. 2013. **Uso do Índice de Estado Trófico para avaliar as águas do estuário da Lagoa dos Patos (RS)**. Revista Atlântica, 35 (1): p.5-22.
- CARLSON, R. **Trophic state index for lakes**. 1977. Limnology and Oceanography, 22(2): p.362–69.
- CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). 2007. **Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: 2006**. São Paulo: (Série Relatórios). Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>
- CLARK, R.B. 2001. **Marine Pollution**. 5ed. Oxford University Press, New York (EUA), 235p.
- CLOERN, J.E. 2001. **Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem**. Marine Ecology Progress Series, 210: p.223–253.
- COSTA, L.D. 2012. **Avaliação de metais na forma lábil no sedimento e na água de marinas e áreas portuárias de Rio Grande, RS, na Lagoa dos Patos sob influência do uso de tintas anti-incrustantes em embarcações**. Tese de Doutorado em Oceanografia. Rio Grande: FURG, 110p.
- COSTA, L.D.; WALLNER-KERSANACH, M. 2009. **Assessment of the labile fractions of copper and zinc in marinas and port areas in Southern Brazil**. Environmental Monitoring and Assessment, 185(8): p.6667-6781.
- FARIAS, M.S.S. 2006. **Monitoramento da Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Cabelo**. Tese de Doutorado – curso de Engenharia Agrícola. Campina Grande: UFCG, 152p.
- FERNANDES, E.H. & ROSA, T. (Org.). 2011. **Programa de Monitoramento Ambiental para o Canal de Acesso ao Porto do Rio Grande, Bacia de Evolução do Porto Novo e da Área de Descarte do Material Dragado**. Relatório Anual 2011. Relatório Técnico, Universidade Federal do Rio Grande-FURG, 184p.
- HARTMANN, C. & SCHETTINI, C.A.F. 1991. **Aspectos hidrológicos na desembocadura da Laguna dos Patos, RS**. Revista Brasileira de Geociências, 21(4): p.371-377.
- KANTIN, R. & BAUMGARTEN, M.G.Z. 1982. **Observações hidrográficas no estuário da Lagoa dos Patos: distribuição e flutuações dos sais nutrientes**. Revista Atlântica, 5: p.76-92.

- LAMPARELLI, M.C. 2004. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** Tese de Doutorado - Instituto de Biociências. São Paulo: USP, 238p.
- MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. 2002. **Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para sobrevivência futura.** Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável, 3(4): p.33-38.
- NIENCHESKI, L.F. & WINDOM, H. 1994. **Nutrient flux and budget in Patos Lagoon Estuary.** The Science of the Total Environment. 149 (1-2): p.53-60.
- NIENCHESKI, L.F.; BAUMGARTEN, M.G.Z. 2000. **Distribution of particulate trace metal in the southern part of the Patos Lagoon estuary.** Aquatic Ecosystem Health and Management, 3: p.56-62.
- PEREIRA, R.S. 2004. **Identificação e Caracterização das fontes de poluição em Sistemas Hídricos.** Revista Eletrônica de Recursos Hídricos. IPH - UFRGS, 1: p.20-36.
- PROENÇA, L.A., ABREU, P.C., ODEBRECHT, C. 1988. **Nutrientes inorgânicos em água doce, meso-oligohalina e mixo-polieuhalina no canal de acesso a Lagoa dos Patos.** Dissertação de Mestrado. Rio Grande: FURG, 81p.
- SCANES, P.; COADE, J. DOHARTY, M.; HILL, R. 2007. **Evaluation of the utility of water quality based indicators of estuarine lagoon condition in NSW, Australia.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, 74: p.306-319.
- SCHIFF, K., DIEHL, D., VALKIRS, A., 2004. **Copper emissions from antifouling paint on recreational vessels.** Marine Pollution Bulletin, 48: p.371-377.
- SEILER, L.M. 2014. **Modelagem numérica da Lagoa dos Patos: variação espacial e temporal da qualidade da água.** Dissertação de Mestrado. São Paulo: USP, 165p.
- SILVA, M.C. 2000. **Estuários - Critérios para uma classificação ambiental.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 5(1): p.25-35.
- TAGLIANI, P.R.A. & ASMUS, M.L. (Coord.). 1997. **Estudo de impacto ambiental do Porto do Rio Grande, RS.** Universidade Federal do Rio Grande, RS. Documento Técnico, 850p.
- TOLEDO Jr. A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. 1983. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação e processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** In: Anais do XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, p.1-34.
- TUNDISI, J.G.; TUNDISI T.M.; ROCHA, O. 1999. **Ecossistemas de Águas Interiores.** In: Rebouças A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI L. G. (Ed.). Águas doces

no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras, cap. 5, p.153-194.

TURNER, A. 2010. **Marine Pollution from antifouling paints particles**. Marine Pollution Bulletin, 60: p.159-171.

VILAS BOAS, D.F. 1990. **Distribuição e comportamento dos sais nutrientes, elementos maiores e metais pesados na Lagoa dos Patos, RS**. Dissertação de Mestrado. Rio Grande: FURG.

WINDOM, H.L.; NIENCHESKI, L.F. & SMITH JR., R.G. 1999. **Biogeochemistry of Nutrients and Trace Metals in The Estuarine Region of the Patos Lagoon (Brazil)**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 48(1): p.113-123.

.

.

.

ANEXOS

ANEXO 1

Identificação e tipo de atividade das indústrias da cidade do Rio Grande com potencial de contaminação para o estuário.

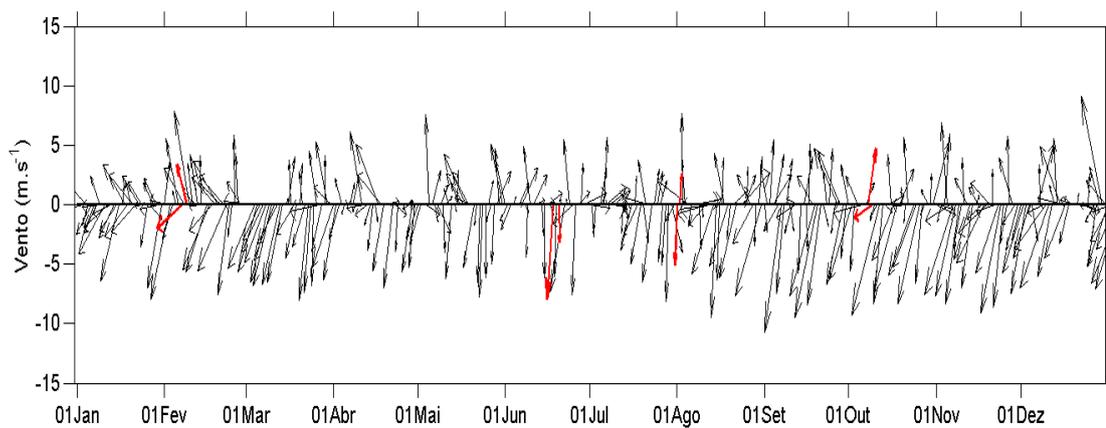
N°	Identificação	Tipo	Atividade
1	Asiamerica	Ind. Alimentícia	Processamento de pescado
2	Pescal AS	Ind. Alimentícia	Processamento de pescado
3	Super Píer	Ind. Alimentícia	Processamento de pescado
4	Torquato Pontes	Ind. Alimentícia	Processamento de pescado
5	Posto Marine	Terminal portuário	Abastecimento de embarcações.
6	Estaleiro Gustavo Fernandes Filho	Ind. Naval (estaleiro)	Manutenção de embarcações
7	QGI	Ind. Naval (estaleiro)	Construção de módulos para plataformas petrolíferas.
8	Refinaria de Petróleo Rio-Grandense	Ind. Química	Refinaria de petróleo.
9	Mar Alimentos	Ind. Alimentícia	Processamento de pescado.
10	Ártico Pescados	Ind. Alimentícia	Processamento de pescado.

N°	Identificação	Tipo	Atividade
11	Granel Química	Terminal portuário	Armazenagem de granéis líquidos, produtos químicos, petroquímicos e derivados de petróleo.
12	Copesul – Companhia Petroquímica do Sul	Terminal portuário	Armazenagem de produtos petroquímicos e metanol.
13	Amoniasul Serviços de Refrigeração Industrial	Terminal portuário	Estocagem de amônia líquida.
14	Yara Brasil Fertilizantes (unid 1)	Ind. Química	Fabricação de fertilizantes e agroquímicos.
15	Transpetro	Terminal Portuário	Terminal de petróleo e derivados.
16	Timac Agro Indústria e Comércio de Fertilizantes	Ind. Química	Fabricação de fertilizantes NPK
17	Yara Brasil Fertilizantes (unid 2)	Ind. Química	Fabricação de fertilizantes e agroquímicos.
18	Fertilizantes Piratini	Ind. Química	Mistura de fertilizantes.
19	Yara Brasil Fertilizantes (unid 3)	Ind. Química	Fabricação de fertilizantes e agroquímicos
20	Zanon Comércio, Serviços e Transportes	Ind. Química	Mistura de fertilizantes

N°	Identificação	Tipo	Atividade
21	Companhia Estaleiro Rio Grande	Ind. Naval	Construção de plataforma de petróleo
22	Bunge Alimentos S/A	Ind. Alimentícia	Refino e preparação de óleos vegetais, gordura animal e vegetal
23	Bunge Alimentos S/A	Terminal Portuário	Carga e descarga de produtos agrícolas como soja, trigo e arroz.
24	Bianchini S/A Indústria, Comércio e Agricultura	Ind. Alimentícia	Refino e preparação de óleos vegetais, gordura animal e vegetal
25	Bianchini S/A Indústria, Comércio e Agricultura	Terminal Portuário	Carga e descarga de produtos agrícolas como soja, trigo, arroz e outros
26	Fertilizantes Santa Catarina	Ind. Química	Mistura de fertilizantes
27	Allchem Química Indústria e Comércio Ltda	Ind. Química	Fabricação de produtos químicos
28	Tergrasa	Terminal Portuário	Carga e descarga de produtos agrícolas como soja, trigo, arroz e outros

N°	Identificação	Tipo	Atividade
29°	Rio Grande Fertilizantes	Ind. Química	Mistura de fertilizantes
30	InsumotecFertilizantes	Ind. Química	Mistura de fertilizantes
31	Termasa	Terminal Portuário	Carga e descarga de produtos agrícolas como soja, trigo, arroz e outros
32	Tecon Rio Grande S/A	Terminal Portuário	Armazenamento e movimentação de contêineres
33	Estaleiro Santos	Ind. Naval	Manutenção de embarcações
34	Indústrias Alimentícias Leal Santos	Ind. Alimentícia	Processamento de pescado
35	Indústrias Alimentícias Leal Santos	Terminal Portuário	Produção e estocagem de pescados congelados
36	Estação Naval do Rio Grande	Terminal Portuário	Atracadouro dos navios da Marinha.

ANEXO 2



Velocidade média do vento (m.s^{-1}) registrada na região estuarina da Lagoa dos Patos em 2011. Setas em vermelho representam a intensidade deste parâmetro nos dias das coletas.

ANEXO 3

Dados brutos dos parâmetros físico-químicos analisados nas águas das margens do Saco da Mangueira (SM1 e SM2) e do Canal do Rio Grande (1M, 2M e 3M) e eixo do canal (1E, 2E e 3E).

Parâmetro	Sazonalidade	Prof.	SM1	SM2	1M	2M	3M	1E	2E	3E	ME
Salinidade	Verão	S	20,4	16,7	29,2	30,6	34,3	19,1	31,9	32,1	27,3
		F	-	-	29,6	33,6	34,0	30,5	25,1	33,1	29,4
	Outono	S	16,8	13,6	14,4	9,6	11,6	3,2	3,0	4,5	2,0
		F	-	-	14,4	11,9	11,7	7,8	18,7	11,9	2,8
	Inverno	S	3,2	1,9	0,3	0,4	0,4	1,2	0,3	0,5	0,3
		F	-	-	1,2	0,5	0,4	1,6	0,4	0,5	0,4
	Primavera	S	0,4	0,7	22,3	2,2	10,2	11,5	12,8	20,0	3,1
		F	-	-	25,1	26,6	14,3	20,8	22,3	23,3	21,5
pH	Verão	S	8	8	8,0	8,0	8,0	7,9	7,3	8,4	8,3
		F	-	-	8,1	8,1	7,9	7,8	7,5	8,5	8,3
	Outono	S	8,53	8,49	8,2	8,0	7,9	8,4	8,0	7,6	7,9
		F	-	-	8,2	8,0	7,9	8,2	8,1	8,1	8,2
	Inverno	S	7,42	7,36	7,2	7,1	7,3	7,2	7,3	7,2	7,3
		F	-	-	7,4	7,2	7,3	7,5	7,6	7,6	7,5
	Primavera	S	7,71	6,93	7,8	7,8	7,8	8,4	8,4	8,4	8,5
		F	-	-	7,7	7,7	7,6	8,4	8,4	8,4	8,3
Material em suspensão (mg.L ⁻¹)	Verão	S	22	-	28,8	31,2	45,2	163,6	73,2	84,0	52,4
		F	-	-	50	210,4	60,8	43,2	50,8	325,2	61,6
	Outono	S	6	87,5	46,8	67,5	54,4	62,4	46,8	37,6	15,2
		F	-	-	36,0	40,0	58,4	82,0	74,7	40,4	103,2
	Inverno	S	56	35	80,0	64,5	73,5	77,3	68,7	93,3	72,7
		F	-	-	85,5	64,5	59,0	84,0	84,7	110,7	89,3
	Primavera	S	129	260,5	54,0	106,0	45,0	41,6	33,6	40,8	40,0
		F	-	-	132,5	99,0	31,0	37,5	90,0	245,3	245,3

Continuação

Parâmetro	Sazonalidade	Prof	SM1	SM2	1M	2M	3M	1E	2E	3E	ME
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	Verão	S	7,9	7,8	6,6	6,9	6,3	6,4	7,3	8,4	7,8
		F	-	-	6,6	6,3	7,1	6,4	7,5	8,5	,7,6
	Outono	S	10,1	8,5	9,9	10,6	10,1	8,6	8,0	7,6	8,8
		F	-	-	9,2	10,8	10,1	8,6	8,1	8,1	8,9
	Inverno	S	7,7	9,6	10,3	6,7	8,4	8,4	7,3	7,2	8,9
		F	-	-	9,3	7,3	-	8,6	7,6	7,6	9,1
	Primavera	S	9,41	8,7	-	-	-	8,1	8,2	8,2	8,1
		F	-	-	-	-	-	8,0	7,9	8,0	7,7
Saturação de oxigênio (%)	Verão	S	106,4	102,6	95,8	99,7	93,6	87	86,3	104,4	110
		F			95,8	92,6	104,8	87,0	86,4	101,4	105,9
	Outono	S	118,5	98,8	104,7	110,2	107,8	98,6	98,3	99,1	100,7
		F			97,7	115,9	107,9	97,6	93,2	98,0	100,9
	Inverno	S	0,79	2,65	5,85	0,72	1,8	95,1	98,5	98,0	100,1
		F			4,05	1,8		96,4	98,9	98,5	99,4
	Primavera	S	95,86	90,15	-	-	-	94,5	95,6	94,5	94,4
		F	-	-	-	-	-	91,8	91,1	92,8	89,2
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	Verão	S	4,17	2,73	3,02	3,14	1,41	2,3	0,3	2,3	0,35
		F			3,45	3,73	2,72	1,75	0,26	1,78	0,27
	Outono	S	0	3,71	1,72	8	0,38	1,65	1,46	3,05	0,74
		F			3,25	1,71	0,38	0,92	0,27	0,31	0,43
	Inverno	S	0,79	2,65	5,85	0,72	1,8	1,68	1,51	3,57	1,02
		F			4,05	1,8		0,99	0,73	0,61	0,69
	Primavera	S	5,55	4,54	-	-	-	2,03	1,76	1,97	1,84
		F	-	-	-	-	-	1,52	1,61	2,19	1,48

ANEXO 4

Variação sazonal do Índice do Estado Trófico total nas águas de superfície (S) e fundo (F) da margem do Saco da Mangueira (locais SM1 e SM2) e do Canal do Rio Grande em margem (locais 1M, 2M, 3M) e canal (locais de 1E, 2E e 3E), ao longo do ano de 2011, com a respectiva identificação do nível de trofia.

Parâmetro	Sazonalidade	Prof.	Áreas Marginais					Eixo do Canal		
			SM1	SM2	1M	2M	3M	1E	2E	3E
IET Total	Verão	S	76,9	77,5	75,3	72,6	66,1	51	52	51
		F	-	-	77,1	73,2	75,6	43	44	54
	Outono	S	60,6	77,6	63,0	59,7	57,6	43	42	42
		F	-	-	58,6	59,8	62,2	42	43	43
	Inverno	S	73,3	72,4	64,6	57,3	63,0	57	59	52
		F	-	-	59,9	64	54,1	42	45	43
	Primavera	S	73,9	70,7	54,0	58,6	55,0	59	59	53
		F	-	-	62,6	58,8	55,9	58	43	53

Níveis de trofia	
Hipereutrófico	IET > 67
Supereutrófico	63 < IET < 67
Eutrófico	59 < IET < 63
Mesotrófico	52 < IET < 59
Oligotrófico	47 < IET < 52
Ultraoligotrófico	IET < 47

DESEQUILÍBRIOS
TRÓFICOS



LISTA DE FIGURAS E TABELAS

CAPÍTULO 1

Figura 1. Locais de amostragem de água na zona portuária de Rio Grande, em margem (M) e no canal (E): Porto Velho (1M e 1E), Porto Novo (2M e 2E), Superporto (3M e 3E) e ponto à montante do estuário (ME).

Figura 2. Rede de coleta de esgotos instalada no município de Rio Grande e seus subsistemas (1, 3, 4 e 5).

Figura 3. Localização das indústrias alimentícias, químicas, navais e terminais portuários em Rio Grande com contaminação potencial para a água estuarina.

Figura 4. Principais atividades com potencial liberação de contaminantes instaladas no Porto Velho.

Figura 5. Principais atividades com potencial liberação de contaminantes instaladas no Superporto e margem sul da cidade.

Figura 6. Principais atividades com potencial liberação de contaminantes instaladas no Superporto.

Tabela 1. Setor de atuação e número das principais indústrias em funcionamento em Rio Grande, considerando apenas aquelas com potencial de geração de contaminantes para o meio estuarino.

Tabela 2. Caracterização teórica das águas residuais de algumas atividades industriais e portuárias desenvolvidas no município de Rio Grande

CAPÍTULO 2

Figura 2. Locais de amostragem de água na zona portuária de Rio Grande, em margem (M) e no canal (E): Porto Velho (1M e 1E), Porto Novo (2M e 2E), Superporto (3M e 3E) e ponto à montante do estuário (ME).

Figura 2. Variação sazonal das concentrações de Cu ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas águas de margem e canal das três zonas portuárias de Rio Grande: Porto Velho (PV) – Local 1, Porto Novo (PN) – Local 2 e Superporto (SP) – Local 3; e um local ao norte do estuário (ME).

Figura 3. Variação sazonal das concentrações de Zn ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas águas de margem e canal das três zonas portuárias de Rio Grande: Porto Velho (PV) – Local 1, Porto Novo (PN) – Local 2 e Superporto (SP) – Local 3; e um local ao norte do estuário (ME).

Figura 4. Variação sazonal das concentrações de Fe ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas águas de margem e canal das três zonas portuárias de Rio Grande: Porto Velho (PV) – Local 1, Porto Novo (PN) – Local 2 e Superporto (SP) – Local 3; e um local ao norte do estuário (ME).

Matriz de correlação de Pearson para Cu, Fe, Zn, pH, salinidade e material em suspensão (MS) nas águas de superfície do eixo do Canal do Rio Grande; $p < 0.05$, $n: 16$.

Variáveis	Cu	Zn	Fe	pH	Salinidade	MS
Cu						
Zn	-0,83					
Fe	-0,39	-0,39				
pH	-0,59	0,66	-0,61			
Salinidade	-0,38	0,52	-0,27	0,65		
MS	-0,40	-0,69	0,64	-0,41	-0,04	

*Valores em negrito representam correlações significativas para $p < 0.05$

Matriz de correlação de Pearson para Cu, Fe, Zn, pH, salinidade e material em suspensão (MS) nas águas de fundo do eixo do Canal do Rio Grande; $p < 0.05$, $n: 16$

Variáveis	Cu	Zn	Fe	pH	Salinidade	MS
Cu						
Zn	0,75					
Fe	0,49	-0,01				
pH	-0,32	0,78	-0,04			
Salinidade	-0,08	0,46	-0,06	0,48		
MS	-0,21	0,29	0,16	0,29	0,006	

*Valores em negrito representam correlações significativas para $p < 0.05$

CAPÍTULO 3

Figura 1. Locais de amostragem no sul do estuário da Lagoa dos Patos: Canal do Rio Grande - margem (1M, 2M e 3M) e eixo do canal (1E, 2E e 3E) e, Saco da Mangueira (SM1 e SM2).

Figura 2. Variação sazonal de fósforo total e fosfato (mg.L^{-1}), na margem do Saco da Mangueira (locais SM1 e SM2) e do Canal do Rio Grande na margem (locais 1M, 2M e 3M) e no canal (locais 1E, 2E e 3E) ao longo do ano de 2011.

Figura 3. Variação sazonal do amônio (mg L^{-1}) na margem do Saco da Mangueira (locais SM1 e SM2) e do Canal do Rio Grande na margem (locais 1M, 2M e 3M) e no canal (locais 1E, 2E e 3E) ao longo do ano de 2011.

Tabela 1: Limites dos IET e classificatórios das classes de trofia (LAMPARELLI, 2004).

Tabela 2. Valores brutos do oxigênio dissolvido, saturação do oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) e material em suspensão nas águas da margem do Saco da Mangueira (SM1 e SM2) e Canal do Rio Grande (1M, 2M e 3M) em superfície e fundo.

Tabela 3. Variação sazonal do Índice do Estado Trófico total nas águas de superfície (S) e fundo (F) da margem do Saco da Mangueira (locais SM1 e SM2) e do Canal do Rio Grande em margem (locais 1M, 2M, 3M) e canal (locais de 1C, 2C e 3C), ao longo do ano de 2011, com a respectiva identificação do nível de trofia.