

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA**

**Uso de índices ambientais como ferramentas de avaliação do estado trófico
(qualitativo e quantitativo) de estuários no estado de Pernambuco.**

Gilson Alves do Nascimento Filho

**Recife – PE
2014**

Gilson Alves do Nascimento Filho

**Uso de índices ambientais como ferramentas de avaliação do estado trófico
(qualitativo e quantitativo) de estuários no estado de Pernambuco.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Oceanografia como
requisito parcial à obtenção do título
de Doutor em Oceanografia Química.

Orientador: Dr. Manuel de Jesus Flores Montes

**Recife – PE
2014**

Catálogo na fonte

Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

N244u Nascimento Filho, Gilson Alves do.

Uso de índices ambientais como ferramentas de avaliação do estado trófico (qualitativo e quantitativo) de estuários no estado de Pernambuco / Gilson Alves do Nascimento Filho. - Recife: O Autor, 2014.

ix, 70 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Manuel de Jesus Flores Montes.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2014.

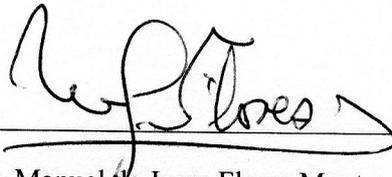
Inclui Referências.

Gilson Alves do Nascimento Filho

Tese submetida ao curso de Pós – Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do Grau de Doutor.

Uso de índices ambientais como ferramenta de avaliação do estado trófico (qualitativo e quantitativo) de estuários no estado de Pernambuco.

Banca Examinadora:



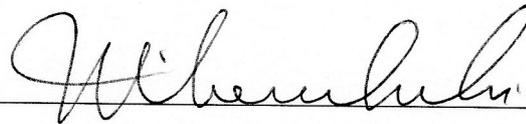
Prof. Dr. Manuel de Jesus Flores Montes – UFPE (Orientador)



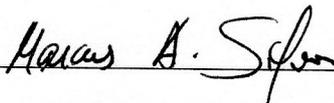
Prof. Dr. Silvio José de Macedo – UFPE



Prof. Dr. Marcos Honorato da Silva – UFPE



Prof. Dr. Luis Felipe Hax Niencheski – FURG



Prof. Dr. Marcus André Silva - UFPE

*“Um passo a frente e você não está
mais no mesmo lugar”.*

“Chico Science”

AGRADECIMENTOS

A Deus, Jesus Cristo e ao Divino Espírito Santo pela Iluminação na realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de doutorado concedida, auxiliando de maneira crucial no desenvolvimento do seguinte trabalho.

Ao Dr. Manuel de Jesus Flores Montes pela orientação, amizade e confiança durante o desenvolvimento desse estudo.

Ao Laboratório de Oceanografia Química, seus Professores, Alunos e técnicos que muito auxiliaram na realização deste projeto.

Ao Laboratório de Fitoplâncton, seus Professores e Alunos que ajudaram em análises imprescindíveis para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Curso de Pós-Graduação em Oceanografia e ao Departamento de Oceanografia, representado pelos seus professores e funcionários.

À todas as pessoas que participaram direta ou indiretamente no planejamento e no desenvolvimento deste projeto, permitindo assim sua realização (Dr. Manuel Flores Monte, Felipe Lima, Keyla Travassos, Josiane Gomes, Dr. Silvio Macedo).

Aos meus pais, Gilson Alves do Nascimento e Sonia Maria Paes Alves, esposa Adriana Afonso Ferreira Alves e irmão Gleison Paes Alves, pelo incentivo e apoio irrestrito em todos os momentos da minha vida.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 2: Eutrophication and water quality in a tropical Brazilian estuary.

Figure 1. Map of the study area with the location of collection stations. Adapted (Silva *et al.*, 2004). 20

Figure 2: TRIX evolution of the sampling stations during monitoring on different tides. (HT: high tide; LT: low tide). 23

Figure 3. PCA between the TRIX index, chlorophyll a (Cl-a), oxygen saturation (%O₂), dissolved inorganic nitrogen (NID) and phosphorus (PID), in stations 01 (A), 02 (B) and 03 (C). 23

Capítulo 3: Aplicação e adaptação de índices e modelo para avaliação do grau de eutrofização em estuário tropical urbano no Nordeste do Brasil.

Figura 01: Mapa do estuário do rio Capibaribe com as estações de coleta. Fonte: Google earth. 28

Figura 02: Evolução da eutrofização nas estações do estuário do rio Capibaribe, de acordo com o índice TRIX Vollenweider *et al.* (1998) - A e o índice TRIX modificado - B. 54

Figura 03: Análises dos Componentes Principais entre os parâmetros que formam o TRIX Vollenweider *et al.* (1998), nas estações 01 (A), 02 (B), 03 (C) e 04 (D), Cl-a (Biomassa primária), PID (fósforo inorgânico dissolvido), NID (nitrogênio inorgânico dissolvido), %O₂ (taxa de saturação de oxigênio), Material em suspensão (Mat. Sus.), Secchi (penetração da luz) e o índice TRIX modificado. 55

Capítulo 4: Avaliação de estado trófico em estuários tropicais do Nordeste do Brasil e sua relação com as frações do nitrogênio inorgânico dissolvido.

Figura 01: Mapa dos estuários dos rios Carrapicho, Capibaribe e Jaboatão, localizados na região Nordeste do Brasil, estado de Pernambuco. 42

Figura 02: Variação dos índices TRIX e TRIXM ao longo do monitoramento nos estuários Carrapicho (A), Jaboatão (B) e Capibaribe (C) associadas as frações de DIN predominantes. 49

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2: Eutrophication and water quality in a tropical Brazilian estuary.

Table 1: List of values and the designations of the TRIX scale (Vollenweider <i>et al.</i> , 1998)	20
Table 2: parameters analyzed in the monitoring of the Massangana river estuary.	22
Table 3: Application of the ASSETS in estuary of Massangana river.	22
Table 4: Results of TRIX index in the stations during the tide periods in estuary of Massangana river.	22

Capítulo 3: Aplicação e adaptação de índices e modelo para avaliação do grau de eutrofização em estuário tropical urbano no Nordeste do Brasil.

Tabela 01: Relação dos valores e designações do índice TRIX.	30
Tabela 02: Resultado do modelo ASSETS para o estuário do rio Capibaribe.	32
Tabela 03: Adaptação do índice TRIX (Vollenweider <i>et al.</i> , 1998) para TRIX modificado para regiões tropicais anóxicas.	34
Tabela 04: Resultado final do modelo e índices para o estuário do rio Capibaribe.	34

Capítulo 4: Avaliação de estado trófico em estuários tropicais do Nordeste do Brasil e sua relação com as frações do nitrogênio inorgânico dissolvido.

Tabela 01: Tabela de relação entre valores, qualidade da água e níveis de eutrofização dos índices TRIX e TRIXM.	46
Tabela 02: Variância espacial e sazonal nos estuários estudados.	50

Capítulo 05: Considerações finais.

Tabela 01: comparação entre estuários submetidos a diferentes tipos e intensidades de impactos de acordo com as ferramentas de avaliação do nível de eutrofização.	62
--	----

LISTA DE ANEXOS

ANEXO I

Tabela 1: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CP1 do estuário do rio Capibaribe. 55

Tabela 2: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CP2 do estuário do rio Capibaribe. 55

Tabela 3: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CP3 do estuário do rio Capibaribe. 55

Tabela 4: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CP4 do estuário do rio Capibaribe. 56

ANEXO II

Tabela 5: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CR1 do estuário do rio Carrapicho. 56

Tabela 6: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CR2 do estuário do rio Carrapicho. 57

Tabela 7: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CR3 do estuário do rio Carrapicho. 57

ANEXO III

Tabela 8: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação J1 do estuário do rio Jaboatão. 58

Tabela 9: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação J2 do estuário do rio Jaboatão. 58

Tabela 10: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação J3 do estuário do rio Jaboatão. 58

Tabela 11: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação P1 do estuário do rio Jaboatão. 59

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	i
LISTA DE FIGURAS	ii
LISTA DE TABELAS	iii
LISTA DE ANEXOS	iv
SUMÁRIO	v
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
Capítulo 1: Introdução geral	
INTRODUÇÃO	02
METODOLOGIA GERAL	07
OBJETIVOS	12
Objetivos gerais	12
Objetivos específicos	12
ESTRUTURA DA TESE	13
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14
Capítulo 2: Artigo Eutrophication and water quality in a tropical Brazilian estuary.	
ABSTRACT	19
INTRODUCTION	19
METHODS	19
STUDIED AREA	20
RESULTS	21
DISCUSSION	21
CONCLUSION	23

ACKNOWLEDGEMENT	23
------------------------	----

LITERATURE CITED	23
-------------------------	----

Capítulo 3: Artigo Aplicação e adaptação de índices e modelo para avaliação do grau de eutrofização em estuário tropical urbano no Nordeste do Brasil.

RESUMO	26
--------	----

INTRODUÇÃO	26
------------	----

MATERIAIS E MÉTODOS	28
---------------------	----

ÁREA DE ESTUDO	28
----------------	----

COLETAS E ANÁLISES DE DADOS	28
-----------------------------	----

Índice e modelo de avaliação	29
------------------------------	----

Modelo ASSETS	29
---------------	----

Índice TRIX	30
-------------	----

RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
------------------------	----

Aplicação do ASSETS	31
---------------------	----

Aplicação do TRIX	32
-------------------	----

Modificação do índice TRIX para regiões tropicais anóxicas	33
--	----

CONCLUSÕES	35
------------	----

AGRADECIMENTOS	36
----------------	----

REFERÊNCIAS	36
-------------	----

Capítulo 4: Artigo Avaliação de estado trófico em estuários tropicais do Nordeste do Brasil e sua relação com as frações do nitrogênio inorgânico dissolvido.

RESUMO	40
--------	----

INTRODUÇÃO	40
------------	----

MATERIAL E MÉTODOS	42
--------------------	----

Área de estudo	42
Rio Carrapicho	43
Rio Capibaribe	43
Rio Jaboatão	44
Metodologia	44
RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
CONCLUSÕES	51
AGRADECIMENTOS	52
LITERATURA CITADA	52
ANEXO I	55
ANEXO II	56
ANEXO III	58
Capítulo 5: Considerações finais	
Considerações finais	61
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS	63

RESUMO

O aumento das atividades antrópicas que acontece nas regiões costeiras vem intensificando os processos de eutrofização, em consequência dos resíduos lançados. Isto demanda o uso de ferramentas para avaliar o estado trófico de águas estuarino-costeiras, entre estas, o uso de índices de estado trófico vem ganhando importância na avaliação do grau de influência antrópica eutrofizando e impactando os ambientes estuarinos e costeiros. O uso de ferramentas para avaliação do estado de eutrofização são muito importantes na avaliação do grau de influência antrópica. No presente trabalho foram utilizadas ferramentas (modelo ASSETS e índice TRIX) para avaliar o estado de eutrofização dos estuários dos rios: Massangana, Capibaribe, Jaboatão e Carrapicho, além de implementar o índice TRIX, o adaptando às regiões tropicais submetidas a impactos causados, principalmente pela descarga de nutrientes (TRIXM). Foi visto que os estados de eutrofização destes estuários variaram bastante. Utilizando o ASSETS qualificando os estuários dos rios Massangana e Capibaribe com os estados de eutrofização moderado e ruim, respectivamente. O nível de eutrofização analisado de acordo com o TRIX e o modificado para regiões tropicais demonstrou graus diferentes entre os estuários, onde no estuário do rio Massangana os valores do TRIX mostraram uma tendência de aumento à medida que se penetra no estuário indo de 2,26 na preamar, demonstrando um nível de estado trófico médio e uma boa qualidade da água, a 6,43 na baixa-mar, mostrando uma eutrofização muito alta e uma baixa qualidade da água. No estuário do rio Capibaribe 93% das análises utilizando o TRIX e 100% utilizando o TRIXM demonstraram um estado da qualidade da água baixo e elevado nível de eutrofização. O estuário do rio Jaboatão se apresentou de maneira similar ao Capibaribe, com níveis de eutrofização um pouco mais baixos de acordo com o TRIX e o TRIXM. Enquanto o estuário do rio Carrapicho apresentou menores níveis de eutrofização analisados pelo TRIX e TRIXM. Além da avaliação dos níveis de eutrofização foi realizada uma associação entre esses níveis e as frações do nitrogênio inorgânico dissolvido- NID-(Nitrito [NO₂], Nitrato [NO₃] e nitrogênio amoniacal [NH₃+NH₄]) nos ambientes estuarinos do Carrapicho, Capibaribe e Jaboatão e apesar da carga do NID ser diferente entre os estuários foi constatado que quanto maior a contribuição do NH₃+NH₄, maior o nível de eutrofização do ambiente. Sendo visível e comprovado que os aportes continentais estão acelerando os processos de eutrofização nestes ambientes. Estas informações servirão de subsídios para programas que melhorem as condições ambientais destes estuários.

Palavras chave: Poluição, Nutrientes, Clorofila – *a*, Oxigênio dissolvido, Ocupação urbana, Região costeira.

ABSTRACT

The increase of anthropogenic activities that occurs in coastal regions has intensified the processes of eutrophication as a result of released residues. This requires the use of tools to evaluate the trophic status of estuarine-coastal waters, among these, the use of indices of trophic state been gaining importance in assessing the level of anthropogenic influence polluting and impacting estuarine and coastal environments. The use of tools to evaluating the state of eutrophication are very important in assessing the degree of anthropogenic influence. In the present work tools were used (model ASSETS and TRIX index) to evaluate the state of eutrophication of the estuaries of the rivers: Massangana, Capibaribe Jaboatão and Carrapicho, addition to implementing the TRIX index, adapted to tropical regions submitted to impacts, primarily by discharge of nutrients (TRIXM). It was seen that the states of these estuaries eutrophication varied significantly. Using the model ASSETS to qualifying the estuaries of the rivers Capibaribe and Massangana, with the moderate and bad states of eutrophication, respectively. The level of eutrophication analyzed according to the TRIX and its modification for tropical regions demonstrated different degrees between the estuaries, where the estuary of the river Massangana TRIX values showed an increasing trend as it enters the estuary going from 2.26 at high tide, showing a medium level of trophic status and good water quality, to 6.43 at low tide, showing a very high eutrophication and poor water quality. On the estuary of river Capibaribe 93% of the analyzes using the TRIX and 100% using the TRIXM demonstrated a water quality state low and high level of eutrophication. The estuary of Jaboatão river showed similarity with Capibaribe, with levels slightly lower of eutrophication in accordance with TRIX and TRIXM. As long as the estuary of the river Carrapicho presented lower levels of eutrophication when analyzed by TRIX and TRIXM. Besides the assessment of eutrophication an association was made between those levels and fractions of dissolved inorganic nitrogen-NID-(Nitrite [NO₂], nitrate [NO₃] and ammonia [NH₃ + NH₄]) in estuarine environments of the rivers Carrapicho, Capibaribe and Jaboatão and despite the load of the NID be different between estuaries was found that the greater the contribution of NH₃ + NH₄, the higher the level of eutrophication of the environment. Being visible and proven that continental inputs are accelerating eutrophication processes in these environments. This information will serve as subsidies for programs that will improve environmental conditions in these estuaries.

Keywords: Pollution, Nutrients, Chlorophyll - *a*, dissolved oxygen, Urban Occupation, Coastal Region.

Capitulo 01

INTRODUÇÃO GERAL

INTRODUÇÃO:

Os estuários são ambientes costeiros bastante complexos, devido ao seu forte hidrodinâmismo, sofrendo grandes alterações em seus parâmetros hidrológicos, químicos e biológicos. Estas variações são decorrentes da geomorfologia, dos regimes da maré e a descarga fluvial, bem como da taxa de ocupação pelo homem, gerando padrões de circulação distintos para cada estuário, retendo, produzindo e exportando diferentes tipos de material (orgânico e inorgânico) para a zona costeira adjacente.

Estes ecossistemas são zonas de transição entre a rede hidrográfica continental e o ambiente marinho e apresentam alta produtividade primária (Gonzalez *et al.*, 2006). Além disso, os estuários desempenham funções importantes e bem reconhecidas como filtro biológico (na retenção de materiais) e área de reprodução, berçário e desenvolvimento para muitas espécies (Chaves & Bouchereau, 2000), e servem como fonte de alimentação e subsistência para comunidades ribeirinhas, atividades recreacionais e turísticas.

Os altos níveis de produção primária, freqüentemente observados nesses sistemas, são associados diretamente ao grande suprimento de nutrientes inorgânicos dissolvidos, tanto de origem natural quanto antrópica (Fonseca *et al.* 2002). Transportados pelas águas continentais, bem como pelas águas marinhas.

A ocupação humana desordenada causa destruição da vegetação ciliar e aporte de efluentes domésticos provocando o enriquecimento por nitrogênio e fósforo nos estuários gerando grandes distúrbios no equilíbrio dos organismos e deterioração da qualidade das águas destes corpos hídricos e de regiões adjacentes (Glibert *et al.*, 2010).

A manutenção do balanço ecológico e da alta produtividade em ambientes costeiros e marinhos está diretamente relacionada com os nutrientes fornecidos por varias fontes, como: trocas fluviais-estuarino-costeiras, ressurgências, precipitação, fixação de nitrogênio, regeneração de nutrientes (Coelho - Jr, 2003).

O estudo da dinâmica dos elementos nutrientes, tais como nitrito, nitrato, amônia, fosfato e silicato, servem como um bom indicador das relações abióticas e bióticas que ocorrem nas águas costeiras e marinhas tropicais (Bernini *et al.*, 2006) e nas águas subterrâneas.

O conhecimento das variáveis físicas, químicas, biológicas e geológicas, em escalas sazonais e espaciais, permite o conhecimento da dinâmica de cada estuário, possibilitando subsídios necessários para o entendimento de seus funcionamentos e interpretação dos dados gerados. Estas informações podem ser utilizadas no desenvolvimento de planos de manejo e monitoramento ambientais, determinando mudanças e estabelecendo previsões. Constituindo uma base para a avaliação da capacidade de suporte do ambiente para diversas atividades antrópicas.

Para o crescimento do fitoplâncton o nitrogênio e o fósforo são considerados macronutrientes, por serem os principais elementos exigidos em seu desenvolvimento. É importante ressaltar que o processo de eutrofização de águas estuarinas é natural e vem sendo exacerbado pelas atividades antrópicas em áreas costeiras (White *et al.*, 2004).

Como atividades antrópicas os efluentes domésticos e industriais ricos em matéria orgânica, quando lançados em águas superficiais, transportam grandes quantidades de nitrogênio e fósforo, que quando biodisponibilizados em demasia provocam o enriquecimento do meio, e possibilitando o crescimento intensivo das comunidades fitoplânctônicas.

Particularmente nas últimas décadas, tem se mostrado claro que esse fenômeno constitui um problema global. Como relatado para diversos estuários e zonas costeiras, nos Estados Unidos (NOAA, 1996; Cloern, 2001; Bricker *et al.*, 1999; Bricker *et al.*, 2003; Scavia & Bricker, 2006; Bishop *et al.*, 2006), nos Golfo do México (Justic *et al.*, 2005), em diferentes estuários do Atlântico Norte, especialmente os europeus, (OSPAR, 2001; Ferreira *et al.*, 2007; Tett *et al.*, 2003; Bettencourt *et al.*, 2004; Nobre *et al.*, 2005), bem como em ecossistemas estuarinos brasileiros (Moser, 2002, Mizerkowski *et al.*, 2012, Azevedo & Braga, 2011, Araujo *et al.*, 2013). Devido ao aumento populacional e ocupação desordenada nas grandes cidades, com cerca de 2/3 da população localizada próxima a estuários e regiões adjacentes (Halpern *et al.*, 2008; Pereira Filho *et al.*, 2003), a urbanização de sistemas estuarinos pode alterar o funcionamento do ecossistema e, assim, afetar a magnitude das concentrações de nutrientes e a produção primária, em escala temporal e espacial (White *et al.*, *op cit.*). As atividades humanas nas regiões costeiras vêm reduzindo a capacidade de proporcionar benefícios ambientais, para as atuais gerações e para as futuras gerações.

Mudanças na coloração da água, o aumento da turbidez e os odores desagradáveis devido à degradação da matéria orgânica, são algumas das conseqüências do processo de eutrofização. Outros efeitos mais graves são o aparecimento de zonas anóxicas e proliferação de espécies tóxicas que causam mortandade na flora e fauna dos ecossistemas estuarinos. Originando prejuízos ecológicos e econômicos (principalmente diminuição dos recursos pesqueiros e depreciação turística), além de implicar em um risco potencial para os seres humanos podendo causar, direta ou indiretamente, diversos tipos de doenças (Charmichael, 1986).

A aplicação de índices do estado trófico em sistemas estuarinos é uma grande necessidade, pela grande carência de ferramentas que envolvam um maior número de variáveis dos tipos bióticos e abióticos (Ferreira *et al.*, 2006). De acordo com Cloern (2001), no processo de eutrofização, são inumeráveis as variáveis de causa e efeito envolvidas, e estas por sua vez, vão determinar o estado de sanidade dos sistemas costeiros.

Um dos principais nutrientes responsáveis pela eutrofização dos ecossistemas aquáticos costeiros é o nitrogênio, que pode ser encontrado em diversos estados de oxidação, entre eles, nitrogênio molecular, nitrato, nitrito, amônia, óxido nitroso, nitrogênio orgânico dissolvido (Berlinski *et al.*, 2006). As principais fontes de nitrogênio para os organismos fitoplanctônicos são o nitrato e a amônia, pois são abundantes e preferencialmente absorvidos pelas células, devido à rapidez de reações associadas ao baixo consumo de energia (Reynolds, 1997).

De acordo com Tett, *et al.* (2003) o efeito das grandes contribuições de nutrientes nas regiões costeiras manifestados com altas concentrações de clorofila-*a* são devido ao maior tempo de residência das águas no litoral protegidas, como a bacia do Porto de Recife (Flores Montes *et al.*, 2011).

Alguns dos principais processos de alterações antrópicas no ciclo do nitrogênio em ecossistemas aquáticos são: aplicação de fertilizantes nitrogenados na agricultura aumentando a sua lixiviação; o aumento da deposição atmosférica devido à queima de combustíveis fósseis e queimadas em florestas; a pecuária com a liberação de nitrogênio amoniacal e finalmente as atividades industriais e lixiviação dos tanques sépticos para os corpos d'água (Galloway *et al.*, 2010).

Além do nitrogênio o fósforo é o outro nutriente responsável pelo aumento dos níveis de eutrofização nos ecossistemas aquáticos costeiros. As formas de fósforo presentes nestes ecossistemas são: fósforo particulado, fósforo orgânico e o inorgânico dissolvido. Destas, a principal utilizada pelos organismos fitoplanctônicos é a inorgânica dissolvida, na forma de ortofosfato (Esteves, 1998).

Recentemente, vem sendo observada um maior uso de ferramentas para avaliação do estado de eutrofização dos ambientes aquáticos, que envolve índices e modelos multivariados, que envolvem um grande número de variáveis bióticas e abióticas (Ferreira *et al.*, 2006). De acordo com Cloern (2001), é grande o número de variáveis de causa e efeito que estão envolvidos no processo de eutroficação.

Algumas ferramentas vêm sendo utilizadas a nível mundial, adaptadas e incrementadas nos ecossistemas aquáticos costeiros dentre elas podem ser citadas:

- Classificação exposta por Contreras, *et al.* (1994) baseada no índice proposto por Carlson (1977) – baseado na concentração dos pigmentos de Clorofila – *a*;
- Índice de eutrofização (IE) proposto por Karydis, *et al.* (1983) – Concentrações de nitrogênio e fósforo inorgânico dissolvidos (NID e NIP).
- Índice proposto por Nixon (1995) – Concentrações de nitrogênio e fósforo,
- Classificação ecológica de Crouzet, *et al.* (1999).- Concentrações de nitrogênio (exceto amônia) e fósforo separadamente

- Transitional Water Quality Index (TWQI) Giordani, *et al.* (2009) - NID, PID, oxigênio dissolvido, clorofila – *a*, cobertura de fanerógamas bênticas e espécies oportunistas de macroalgas.

Os estuários tropicais dos rios Massangana, Capibaribe, Jaboatão e Carrapicho são regiões de grande interesse para estudos por conta de sua produtividade natural, sua biodiversidade e sua importância sócio-econômica.

Algumas ferramentas foram utilizadas na determinação do estado de eutrofização dos estuários citados, foi determinada a utilização de um índice multivariado para avaliação do estado trófico – TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) e o modelo Assessment of Estuarine Trophic Status - ASSETS (Bricker *et al.*, 1999, 2003). O índice multivariado de avaliação do estado de eutrofização TRIX tem sido utilizado pelas autoridades italianas para monitorar a qualidade de água do Mar Adriático (Ærtebjerg *et al.*, 2003). Alguns trabalhos em ambiente costeiro utilizando o TRIX foram realizados, além da Itália, na Espanha, Portugal e Cuba, (Giovanardi & Vollenweider, 2004; Salas *et al.*, 2008; Seisdedo & Arencibia, 2009).

O modelo de avaliação do estado de eutrofização ASSETS tem sido amplamente utilizado ao redor do mundo por se tratar de um modelo que leva em consideração as forças hidrológicas (físico-químicas) e biológicas. Muitos trabalhos foram realizados em regiões costeiras dos Estados Unidos, Europa e China (Bricker *et al.*, 2003; Ferreira *et al.*, 2007; Xiao *et al.*, 2007).

O estuário do rio Massangana vem sofrendo grandes pressões, especialmente nos últimos anos, devido à construção e ampliação das atividades do Complexo Industrial e Portuário de Suape. Este estuário tropical possui grande importância ecológica e econômica no litoral sul do estado de Pernambuco. Sendo de fundamental importância a realização de monitoramento por meio de técnicas nunca utilizadas para este ambiente, com intuito de avaliar o grau de eutrofização provocado por atividades industriais e agrícolas ao longo de suas margens, que trazem impactos diretos e indiretos causados pelas ações antrópicas neste sistema.

No caso do estuário do rio Capibaribe, que cruza a região metropolitana do Recife, recebendo grande carga de efluentes domésticos, ricos em matéria orgânica, vem recebendo uma atenção especial, uma vez que será transformado em via fluvial, além de projetos para a recuperação das margens e saneamento da cidade, para diminuir os impactos devido ao crescimento populacional a sua volta.

O estuário do rio Jaboatão igualmente ao do rio Capibaribe também recebe pressões por ocupação desordenada em suas margens, além das atividades industriais e agrícolas trazidas pelos rios que o formam.

Por outro lado o estuário do rio Carrapicho, por possuir uma baixa taxa de ocupação, permite que o mesmo seja usado para controle, sendo um estuário ainda preservado e sem grandes atividades degradantes ao longo de suas margens.

É de fundamental importância obter o maior número de informações sobre a qualidade ambiental das áreas, através de ferramentas de avaliação ambientais amplamente testadas, que permitirão formar um banco de dados, que poderão ser confrontados com futuros monitoramentos hidroambientais.

A proposta e adaptação de uma ferramenta ambiental para ambientes estuarinos têm como principal objetivo o uso de índices que possam ser globalmente comparados, e ter uma idéia mais precisa sobre as mudanças da qualidade da água das áreas costeiras do Brasil, permitindo planos de manejos com impacto global. Além disto, são poucos os trabalhos realizados no Brasil, que apliquem este tipo de ferramenta para identificar qual nível de eutrofização e qualidade de água dos estuários brasileiros. Este trabalho tem o intuito de alertar para os efeitos da ocupação desenfreada destes ecossistemas e o uso inadequado dos mesmos, ocasionando uma carga de poluição muito alta para ser suportada, fazendo com que o ambiente perca a sanidade, e principalmente sua biodiversidade.

METODOLOGIA GERAL

Medições dos parâmetros abióticos

Climatologia

Os dados climatológicos foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) do Ministério de Agricultura.

Profundidade local e Penetração de luz (m)

Para profundidade foi utilizada uma ecossonda manual e para medida da penetração de luz foi utilizado um disco de Secchi.

Análise das águas de superfície e fundo

Temperatura da água (°C)

Para medição da temperatura da água foram utilizados um termômetro comum *in situ* com escala de -10 a 60 °C e CTD.

Salinidade

Para determinação da salinidade foi empregado o método de Morh-Knudsen, descrito por Strickland e Parsons (1972) e utilizado um CTD.

Oxigênio dissolvido (OD)

Para determinação do teor de oxigênio dissolvido (O.D.) na coluna de água, foram coletadas amostras de água em frascos âmbar, por meio de garrafas oceanográficas. As amostras serão fixadas em campo, para posterior análise em laboratório, segundo metodologia de Winkler modificada, descrita por Strickland & Parsons (1972). Para cálculo da taxa de saturação de oxigênio, foi aplicada a correlação entre a temperatura e a salinidade da água, de acordo com a tabela da International Oceanographic Tables (UNESCO, 1973).

Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH foi obtido com a ajuda de um potenciômetro de bancada Hanna.

Nutrientes dissolvidos

As amostras de nutrientes dissolvidos coletadas na coluna de água foram armazenadas em garrafas plásticas previamente descontaminadas e resfriadas imediatamente para transporte ao laboratório, onde foram congeladas até o momento da análise. Para determinação do nitrito-NO₂ e nitrato-NO₃ foram empregadas às técnicas descritas por Strickland e Parsons (1972), para nitrogênio amoniacal (NH₃+NH₄) o silicato e fosfato-P foi utilizada a metodologia descrita por Grashoff *et al.* (1983).

Parâmetros bióticos

6.3.1 – Biomassa primária

Para determinação da biomassa primária foram coletadas amostras de água no rio, através de garrafa oceanográfica. As amostras foram armazenadas em garrafas plásticas, protegidas do sol e do calor até o momento de sua filtração. O método para determinação da clorofila – *a* foi o da análise espectrofotométrica descrito em Unesco (1966). Para identificação das algas presentes nos estuários estudados foi utilizada a metodologia Unesco (1966).

Aplicação dos índices tróficos

Índice TRIX

Para a caracterização do atual estado trófico dos sistemas foi utilizado um índice multivariado chamado índice de estado trófico TRIX (Vollenweider et al., 1998).

Visa usar os parâmetros: concentração de clorofila *a*, saturação de oxigênio dissolvido, concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido e concentração de fósforo dissolvido ou total.

A fórmula utilizada foi a seguinte:

$$\text{TRIX} = (\log_{10}(\text{Cl } a \times |\%O_2| \times \text{NID} \times \text{PID}) + k) / m$$

Onde:

a) Fatores que são a expressão direta da produtividade:

Cl *a* = concentração de clorofila *a*, em $\mu\text{g l}^{-1}$;

|%O₂| = Valor absoluto da porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido, [abs |100 - %O|];;

b) NID = nitrogênio inorgânico dissolvido (nitrato – NO₃, nitrito – NO₂, amônia – NH₄), em $\mu\text{g l}^{-1}$;

PID = fósforo inorgânico dissolvido, em $\mu\text{g l}^{-1}$.

As constantes $k = 1,5$ e $m = 1,2$, são valores de escalas introduzidos para ajustar o valor limite mais baixo do índice e a extensão da escala trófica relacionada, de 0 a 10 unidades TRIX. foram utilizados os seguintes valores para descrever os sistemas (Penna *et al.*, 2004):

Escala TRIX	Estado da qualidade da água	Nível de eutrofização
0 - 4	Alta	Baixa
4 - 5	Boa	Média
5 - 6	Mal	Alta
6 - 10	Pobre	Elevada

Modelo ASSETS

A metodologia de Bricker *et al.* (1999, 2003) utiliza as seguintes quatorze variáveis associadas à qualidade da água: clorofila- α , turbidez (transparência da água), material em suspensão, algas oportunistas, algas tóxicas, macroalgas, epífitas, nitrogênio, fósforo, status de oxigenação (anoxia, hipoxia e estresse biológico), produção primária, composição da comunidade fitoplanctônica, composição da comunidade bêntica e vegetação aquática submersa – VAS (cobertura). Grande parte destas variáveis será quantificada a partir de estudos pretéritos, disponíveis na literatura e estudos concomitantes.

Após a associação das variáveis pelo programa especificado foram obtidas as respostas do modelo de eutrofização estuarina ASSETS, gerado por três ferramentas diagnósticas: Condições Humanas Gerais/Overall Human Influence – OHI; Condições Gerais de Eutrofização/Overall Eutrophic Conditions – OEC; Determinação de Cenário Futuro/Determination of Future Outlook – DFO.

Condições Humanas Gerais/Overall Human Influence – OHI : Essa análise é uma estimativa da extensão da contribuição humana para os sintomas de eutrofização. Levando em consideração principalmente a quantidade de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID = nitrato + amônia + nitrito) em relação a suscetibilidade dos estuários. De acordo com a seguinte tabela:

Suscetibilidade Alta	Moderado	Moderado alto	Alto
Suscetibilidade Moderada	Moderado baixo	Moderado	Moderado alto
Suscetibilidade Baixa	Baixo	Baixo	Moderado baixo
	Baixo aporte de nutrientes	Moderado aporte de nutrientes	Alto aporte de nutrientes

Condições Gerais de Eutrofização/Overall Eutrophic Conditions – OEC: levam em consideração alguns fatores primários e secundários que determinarão as condições eutrofizadas em cada estuário. São considerados fatores primários: dominância algal, penetração de luz e matéria orgânica. Como sintomas secundários serão considerados: algas tóxicas, cobertura espacial (epífitas e macroalgas) e saturação de oxigênio dissolvido. De acordo com a seguinte tabela:

Sintomas Primários altos	Moderado	Moderado alto	Alto
Sintomas Primários moderados	Moderado baixo	Moderado	Alto
Sintomas Primários baixos	Baixo	Moderado baixo	Alto
	Sintomas Secundários baixos	Sintomas Secundários moderados	Sintomas Secundários altos

Determinação de Cenário Futuro/Determination of Future Outlook – DFO: Essa análise apresenta-se como uma tentativa de determinar a tendência das condições do estuário ao longo dos anos, levando em consideração a suscetibilidade dos estuários e a previsão da pressão por nutrientes. De acordo com a seguinte tabela:

Suscetibilidade Baixa	Melhoria alta	Nenhuma variação	Piora alta
Suscetibilidade Moderada	Melhoria baixa	Nenhuma variação	Piora alta
Suscetibilidade Alta	Melhoria baixa	Nenhuma variação	Piora baixa
	Diminuição das Pressões Futuras de Nutrientes	Nenhuma Variação nas Pressões Futuras de Nutrientes	Aumento das Pressões Futuras de Nutrientes

Também foram identificadas as fontes pontuais e difusas que são as mais importantes para o gerenciamento de eutrofização. Essas fontes incluem o tratamento de rejeitos, deposição de resíduos, descarga industrial, grandes operações animais, drenagem urbana, agricultura, práticas florestais, uso do solo, aportes atmosféricos, e aquíicultura.

A associação de todos os fatores citados anteriormente foi feita por meio de um programa especial desenvolvido por U.S. National Estuarine Eutrophication Assessment (NEEA) concebido pela NOAA. O Assessment of Estuarine Trophic Status (ASSETS), que irá gerar pontuações (scores) que determinarão o grau de eutrofização dos estuários, cruzando as informações dos diferentes fatores que influenciam nesta eutrofização e avaliando o cenário futuro para os estuários. De acordo com a seguinte tabela:

OBJETIVOS:

Objetivos gerais

Avaliar quantitativamente e qualitativamente os níveis de eutrofização e qualidade de água dos estuários dos rios Massangana, Capibaribe, Jaboatão e Carrapicho, por meio dos índices TRIX e ASSETS respectivamente, a fim de aperfeiçoar a interpretação dos dados gerados pelas análises realizadas.

Objetivos específicos

- Avaliar os principais parâmetros hidrobiológicos (temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, nutrientes inorgânicos dissolvidos e clorofila *a*), nas águas estuarinas dos rios Massangana, Capibaribe, Jaboatão e Carrapicho;
- Simplificar a interpretação das informações analisadas dos parâmetros hidrobiológicos agrupadas em ferramentas de avaliação do estado de eutrofização dos ambientes estudados;
- Avaliar comparativamente o estado trófico e a eutrofização estuarina em quatro sistemas estuarinos em diferentes regiões da costa de Pernambuco;
- Adaptar índice largamente utilizado em regiões temperadas (TRIX) para regiões tropicais (TRIXM) por conta das diferentes respostas dos parâmetros ambientais;
- Associar os níveis de eutrofização encontrados pelos índices TRIX e TRIXM com as frações do nitrogênio inorgânico dissolvido.
- Promover um levantamento de dados pretéritos, possibilitando a formação de um banco de dados ambientais sobre os estuários, facilitando, assim, a organização da estrutura básica necessária, ou rotinas, para estudos futuros que contemplem a utilização das ferramentas em outros estuários;
- Fornecer subsídios para o gerenciamento costeiro por meio do delineamento dos pontos críticos em termos de poluição por nutrientes e o processo de eutrofização.

ESTRUTURA DA TESE:

De acordo com os objetivos e metodologia do projeto proposto e os resultados obtidos ao longo da realização do estudo, a tese foi dividida em cinco capítulos. Os capítulos referentes aos artigos científicos seguem as normas de publicação das revistas escolhidas para publicação.

Capítulo 1: **Introdução geral.** Apresenta uma introdução geral destacando as diferentes ferramentas e importância da avaliação do nível de eutrofização dos estuários, os principais parâmetros envolvidos nesta eutrofização e os efeitos deletérios deste estado, além de apresentar os objetivos do presente estudo e as referências consultadas.

Capítulo 2: Artigo **Eutrophication and water quality in a tropical Brazilian estuary** (DOI: 10.2112/SI65-002.1) publicado na revista científica *Journal of Coastal Research* (ISSN 0749-0208) em 2013. Este artigo descreve a avaliação do nível de eutrofização no estuário do rio Massangana feito por meio das ferramentas TRIX e ASSETS e a comparação sazonal, espacial e entre marés.

Capítulo 3: Artigo **Aplicação e adaptação de índices e modelo para avaliação do grau de eutrofização em estuário tropical urbano no Nordeste do Brasil** referente à aula de qualificação realizada em Agosto de 2012 e submetido à revista científica *Estuaries and Coasts* (ISSN 1559-2731) em 2013. Este artigo avalia o estado de eutrofização de um estuário urbano (rio Capibaribe), submetido a fortes impactos antrópicos, além de criar uma adaptação do índice TRIX, usado em regiões temperadas, para avaliação do nível de eutrofização para regiões tropicais.

Capítulo 4: Artigo **Avaliação de estado trófico em estuários tropicais do Nordeste do Brasil e sua relação com as frações do nitrogênio inorgânico dissolvido.** A ser publicado na revista científica *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (ISSN: 0272-7714). Este artigo descreve a avaliação dos níveis de eutrofização de três estuários no Nordeste do Brasil por meio das ferramentas TRIX e TRIM e sua relação com as frações do nitrogênio inorgânico dissolvido presente nos ambientes estudados.

Capítulo 5: **Considerações finais.** Este capítulo apresenta as principais conclusões descritas a partir das informações geradas pelo presente estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- Araujo, M., Noriega, C., Veleda D. & Lefèvre N., 2013. Nutrient Input and CO₂ Flux of a Tropical Coastal Fluvial System with High Population Density in the Northeast Region of Brazil, *Journal of Water Resource and Protection*, Vol. 5 No. 3A, pp. 362-375.
- Azevedo, J.S & Braga, E.S., 2011. Hydrochemical characterization meant for environmental certifying of the Santos-São Vicente and Cananéia estuaries. *Arquivos Ciências do Mar*, 44(2): 52 – 61.
- Berlinski, N., Bogatova, Y. & Garkavaya, G., 2006. Estuary of Danube. *Handbook of Enviromental Chemistry*. Vol 5: 233-264.
- Bernini, E., Silva, M. A. B., Carmo, T. M. S. & Cuzzuol, G. R. F. 2006. Composição química do sedimento e de folhas das espécies do manguezal do estuário do Rio São Mateus, Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. V.29, n.4, p.689-699.
- Bettencourt, A. M., Bricker, S. B., Ferreira, J. G., Franco, A., Marques, J. C., Melo, J. J., Nobre, A., Ramos, L., Reis, C. S., Salas, F., Silva, M. C., Simas, T. & Wolff, W. J. 2004. Tipology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters. *Development of Guidelines for the Application of European Union Water Framework Directive*. Instituto da Água – INAG/ Instituto do Mar – IMAR. 98 p. Disponível em: www.ecowin.org/ticor. Acesso em 26 de Agosto de 2010. (2004).
- Bishop, M. J., Powers, S. P., Porter, H. J. & Peterson, C. H. 2006. Benthic biological effects of seasonal hypoxia in a eutrophic estuary predate rapid coastal development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (70): 415-422.
- Bricker, S.B., Clement, C.G., Pirhalla, D.E., Orlando, S.P. & Farrow, D.R.G. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, 71 p.
- Bricker, S. B., Ferreira, J. G. & Simas, T. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*. V. 169: 36-60.
- Carlson, R. E. A., 1977. trophic state index of lakes. *Limnology Oceanography*., 22(2): 361-368.
- Chaves, P. & Bouchereau, J. L., 2000. Use of mangrove habitat for repordutive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. *Oceanologica Acta*. (3):273-280.
- Charmichael, W. W. 1986. Algal Toxins, *Advances in Botanical Research*. 12, 47-101.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*. V. 210: 223-253.
- Coelho-Jr., C. 2003. *Ecologia de manguezais: zonação e dinâmica da cobertura vegetal em gradientes ambientais, Cananéia, São Paulo, Brasil*. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 166p.
- Contreras, F., Castañeda, O. & García, A. 1994. La clorofila-a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *An. Instituto de Ciencias del Mar y Limnologia*. Univ. Nac. Autón., México, 21(1-2): 55-66.

- Crouzet, P., Leonard, J., Nixon, S., Rees, Y., Parr, W., Laffon, L., Bøgestrand, J., Kristensen, P., Lallana, C., Izzo, G., Bokn, T. & Bak, J. 1999. Nutrients in European Ecosystems. European Environment Agency. pp. 1-155.
- Esteves, F.A. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2. ed. Rio de Janeiro. *Interciência* p. 316-373.
- Ferreira, J. G., Nobre, A. M., Simas, T. C., Silva, M. C., Newton, A., Bricker, S. B., Wolff, W. J., Stacey, P. E. & Sequeira, Y. A. 2006. A methodology for defining homogeneous water bodies in estuaries – application to the transitional systems of de EUA water framework directive. *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, 66: 468-482.
- Ferreira, J. G., Bricker, S. B. & Simas, T. C. 2007. Application and sensitivity testing of a eutrofication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *Journal of Environmental Management* (82): 443-445.
- Flores Montes, M. de J.; Paulo, J. G.; Nascimento Filho, G. A.; Gaspar, F. L.; Feitosa, F. A.; Santos Junior, A. C.; Batista, T. N. F.; Travassos, R. K. & Pitanga, M. E. 2011. The trophic state of an urban estuarine complex in Northeast Brazil. *Journal of Coastal Research*, SI 64 (Proceedings of the 11th International Coastal Symposium), p 112– 117.
- Fonseca, A., Braga, E. S. & Eichler, B. B. 2002. Distribuição espacial dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e da biomassa fitoplanctônica no sistema pelágico da lagoa da Conceição, Santa Catarina, Brasil. (Setembro, 2000). *Atlântica*, Rio Grande, 24(2): 69-83.
- Galloway, J., Dentener, F. Burke, M., Dumont, E., Bouwman, A.F., Kohn A.R., Mooney, A.H., Seitzinger, S. & Kroeze, C. 2010. The impact of animal production systems on the nitrogen cycle. *Livestock in a Changing Landscape*, Volume 1: Drivers, Consequences, and responses, p. 83.
- Giordani, G., Zaldívar, J.M. & Viaroli, P. 2009. Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological indicators*. 982 – 991.
- Giovanardi, F. & Vollenweider, R. A. 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63: 199–218.
- Glibert, P. M., Allen, J. I., Bouwman, A. F., Brown, C. W., Flynn, K. J., Lewitus, A. J. & Madden A. J. 2010. Modeling of HABs and eutrophication: Status, advances, challenges. *Journal of Marine Systems*, 83: 262–275.
- Gonzalez, J. L., Thouvenin, B., Dange, C., Chiffolleau, J. F. & Boutier, B. 2006. Role of Particle Sorption Properties in the Behavior and Speciation os Trace Metals in Microtidal Estuaries: The Cadmiun Example. *Handbook Environmental Chemistry*. Vol 5: 265-301.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, j. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R. & Watson, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.
- Justić, D., Rabalais, N. N. & Turner, E. 2005. Coupling between climate variability and coastal eutrophication: Evidence and outlook for the northern Gulf of Mexico. *Journal of Sea Research* (54): 25-35.

- Karydis, M., Ignatiades, L. & Moschopoulou, N. 1983. An Index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine, Coastal. and Shelf Science*, 16: 339-344.
- Mizerkowski, B. D., Machado, E. C., Brandini, N., Nazario, M. G. & Bonfim, K. V. 2012. Environmental water quality assessment in Guaratuba Bay, state of Paraná, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(2):107-118.
- Moser, G. A. 2002. *Aspectos da eutrofização no Sistema Estuarino de Santos: distribuição espaço-temporal da biomassa e produtividade primária fitoplanctônica e transporte instantâneo de sal, clorofila-a, material em suspensão e nutrientes*. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo. 410p.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia*. 41, 199–219.
- NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. 1996. *NOAA's Estuarine Eutrophication Survey*. Office of Ocean Resources Conservation and 90 Assessment. Disponível em: <http://seaserver.nos.noaa.gov>. Acesso em: 25 de Agosto de 2010. 55 p.
- Nobre, A. M., Ferreira, J. G., Newton, A., Simas, T., Icely, J. D. & Neves, R. 2005. Management of coastal eutrophication: Integration of field data, ecosystem scale simulations and screening models. *Journal of Marine Systems* (56): 375-390.
- Pereira-Filho, J., Spillere, L.C. & Schettini, C.A.F. 2003. Dinâmica de nutrientes na região portuária do estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. *Atlântica*, Rio Grande, 25 (1) 11- 20.
- Reynolds, C.S. 1997. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory* Institute, Germany. pp. 371.
- Salas, F., Teixeira, H., Marcos, C., Marques, J. C. & Pérez Ruzafa, A. 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Marine Science*. 1-7.
- Scavia, D. & Bricker, S. B. 2006. Coastal eutrophication assessment in the United States. *Biogeochemistry* (79): 187-208.
- Seisdedo, M. & Arencibia, G. 2009. Estimación de las cargas contaminantes de nutrientes en la Bahía de Cienfuegos, *Revista Transporte, Medio Ambiente y Desarrollo*.
- Tett, P., Gilpin, L., Svendsen, H., Erlandsson, C. P., Larsson, U., Kratzer, S., Fouilland, E., Jansen, C., Lee, J.-Y., Grenz, C., Newton, A., Ferreira, J. G., Fernandes, T. & Scory, S. 2003. Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research* (23): 1635-1671.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G. & Rinaldi, A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal of a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329 – 357.
- White, D. L., Porter, D. E. & Lewitus, A. J. 2004. Spatial and temporal analyses of water quality and phytoplankton biomass in a urbanized versus a relative pristine salt marsh estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v.298: 255-273.

- Xiao, Y., Ferreira, J. G., Bricker, S. B., Nunes, J. P., Zhu, M. & Zhang, X. 2007. Trophic Assessment in Chinese Coastal Systems - Review of Methods and Application to the Changjiang (Yangtze) Estuary and Jiaozhou Bay. *Estuaries and Coasts*. Vol. 30, No. 6, p. 901–918.
- Åtebjerg, G., Cartensen, J., Dahl, K., Hansen, J., Nygard, K., Rygg, B., Sørensen, K., Severinsen, S., Casartelli, S., Schimpf, W., Schiller, C. & Druon, J. N. 2001. Eutrophication in Europea Coastal Waters. *European Environmental Agency*. Copenhagen, DK. 86p.

Capitulo 02

Eutrophication and water quality in a tropical Brazilian estuary

Eutrophication and water quality in a tropical Brazilian estuary

Gilson Alves†; Manuel Flores-Montes†; Felipe Gaspar†; Josiane Gomes†; Fernando Feitosa†.

†Dept. of Oceanography, Federal University of Pernambuco, Recife, 50670-901, Brazil
gilsonanf@yahoo.com.br



www.cerf-icr.org



ABSTRACT

NASCIMENTO-FILHO, G.A.; MONTES, M. DE J.F.; GASPAR, F.L.; PAULO, J.G.; FEITOSA, F.A. Eutrophication and water quality in a tropical estuary. *Proceedings 12th International Coastal Symposium (Plymouth, England), Journal of Coastal Research, Special Issue No. 65, pp. 7-12, ISSN 0749-0208.*

The use of indexes and trophic state models are gaining importance in evaluating the degree of anthropogenic influence on estuarine eutrophication and the impact on coastal and adjacent areas. A TRIX index and an ASSETS model were used to evaluate the level of eutrophication in the estuary of Suape Industrial Port Complex. The values for the TRIX trophic state multivariate index revealed the increase towards the upper estuary, going from 2.26 at high tide at station 1 (low estuary), demonstrating a medium trophic state and good water quality, to 6.43 at low tide at station 3 (upper estuary), showing an elevated trophic state and poor water quality, where continental drainage is accelerating the eutrophication process in the environment. In the evaluation generated by the ASSETS eutrophication model, the estuary eutrophication level was considered to be moderate, with Overall Human Influence considered Low, General Eutrophication Conditions also considered Low. Finally, the Determination of Future Outlook showed an unchanged expression and perspectives for slow degradation. The comparison between the index and model showed some similarities, in general, TRIX quantified the Massangana river estuary at a level medium of eutrophication and ASSETS qualified it as moderate.

ADDITIONAL INDEX WORDS: *Pollution, Nutrients, Chlorophyll- a, Massangana estuary.*

INTRODUCTION

Estuaries are transition zones between the continental water and the marine environment (Gonzalez *et al.*, 2006). They have high primary productivity, corresponding to more than 4% of primary oceanic production (Berlinski *et al.*, 2006). Furthermore, estuaries make important functions as biological filters (to retain material) and reproduction, nursery and development area for many species (Chaves & Bouchereau, 2000).

The urban growth that takes place in estuarine regions results in high levels of primary biomass, a consequence of the constant input of nutrients, generating serious environmental problems, such as depletion of dissolved oxygen (DO), loss of biodiversity, raise in dissolved and particulate organic matter and release of CO₂.

The enrichment of nitrogen and phosphorus in the estuaries can lead to undesirable disturbance in the organisms equilibrium and in the quality of the water body as a whole (Glibert *et al.*, 2010).

Indexes and models for evaluating eutrophication are very important tools for assessing the degree of anthropic influence on eutrophication and the impact on estuary and coastal environments. An index and a model were used in the Massangana river estuary with the aim to enable speedy evaluation processes

of state and quality of this estuary with a quantitative index (TRIX) and a qualitative model (ASSETS).

Many indicators were created to evaluate the intensity and evolution of eutrophication in coastal environments, such as: Nixon (1995), Carlson (1977), Contreras *et al.* (1994), Karydis *et al.* (1983) and Crouzet *et al.* (1999).

These indexes and models for eutrophication evaluation quantify the situation of the ecosystems in a fast and practical way.

This tropical estuary is ecologically and economically important to the southern coast of Pernambuco. It has been in an ongoing process of degradation, especially in recent years, due to the construction and expansion of the Suape Industrial and Port Complex (SIPC). Hence, it is of fundamental importance the monitoring and assessment of anthropogenic impacts in the area, with the objective to increase the scientific knowledge, environmental preservation and alert the authorities and the population in general.

The evaluation of eutrophication in this environment was conducted through the use of characterization tools trophic state in coastal regions. Used in various locations worldwide, unprecedentedly used for the region in question.

METHODS

Collecting was done bimonthly at georeferenced stations during the period of two years, so as to obtain the seasonality. Samples

DOI: 10.2112/SI65-002.1 received 07 December 2012; accepted 06 March 2013.

© Coastal Education & Research Foundation 2013

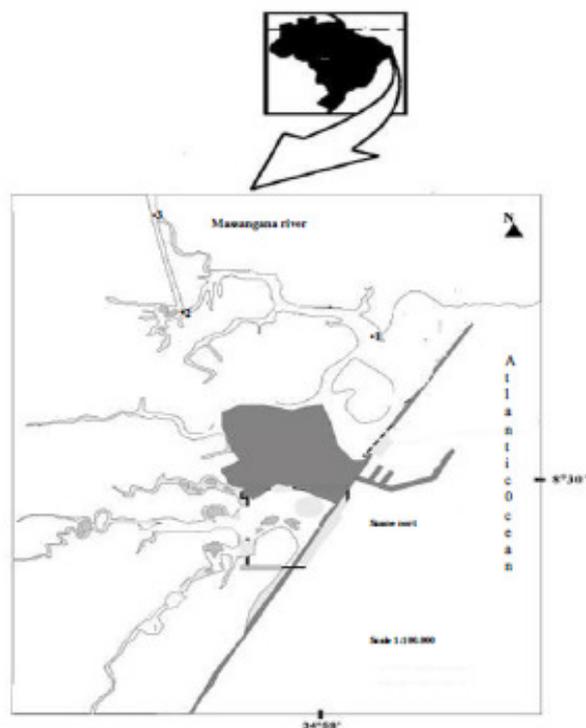


Figure 1. Map of the study area with the location of collection stations. Adapted (Silva *et al.*, 2004).

were taken from the surface layer during low and high tides, in the spring tides (DHN, 2008/10).

3 collection stations were made at the inner, intermediate and outer parts of the Massangana river estuary, at the following coordinates: 08°21.918"S and 34°57.713"W (station 1), 08°20.832"S and 34°59.670"W (station 2) and 08°20.408"S and 34°59.812"W (station 3) shown in figure 01.

All samples were collected with Niskin oceanographic bottles.

The temperature was measured *in situ*. Rainfall was obtained by the National Institute of Meteorology (INMET). Salinity was determined using the Mohr-Knudsen method, and the level of dissolved oxygen was measured by the modified Winkler method, described by Strickland & Parsons (1972). pH was analyzed using a bench top potentiometer with a precision of ± 0.01 (HANNA). The correlation between water temperature and salinity was used to calculate oxygen saturation rates, in accordance with the International Oceanographic Tables (UNESCO, 1973). The dissolved inorganic nitrogen (ammonia-NH₃, nitrite-NO₂, nitrate-NO₃) and dissolved inorganic phosphorus (PO₄) were analyzed using the method described by Strickland & Parsons (1972) and Grashoff *et al.* (1983). The spectrophotometric analysis described in Unesco (1966) was used to determine the chlorophyll-*a*.

The multivariate index of trophic state TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) was used to characterize the trophic state of the coastal systems. Oxygen saturation rate, chlorophyll-*a*, dissolved inorganic nitrogen and dissolved inorganic phosphorus concentrations were used to obtain this trophic index. These were combined in the following formula in order to quantify the estuary eutrophication:

$$\text{TRIX} = (\log_{10} [Cl\ a \times \%O_2 \times \text{DIN} \times \text{DIP}] + k) / m$$

Where:

Cl *a* = concentration of chlorophyll *a*, in mg.m⁻³;

Absolute value of the percentage of dissolved oxygen saturation, [abs |100 - %O₂| = %O₂];

DIN = dissolved inorganic nitrogen (nitrate - NO₃, nitrite - NO₂, ammonia - NH₄), in mg.m⁻³;

DIP = dissolved inorganic phosphorus, in mg.m⁻³.

The constants *k* = 1.5 and *m* = 1.2 are scale values introduced by the author to adjust TRIX scale values with a level of eutrophication.

Table 01 describes the values for describing the systems:

Table 1: List of values and the designations of the TRIX scale (Vollenweider *et al.*, 1998)

Scale TRIX	State water quality	Level of eutrophication
0-4	High	Low
4-5	Good	Medium
5-6	Bad	High
6-10	Poor	Elevated

The Assessment of Estuarine Trophic Status - ASSETS (Bricker *et al.*, 1999, 2003) was used to determine the pressure, state and response of eutrophication in the studied environment. It takes makes use of the three diagnostic tools: Overall Human Influence - OHI, Overall Eutrophic Conditions - OEC and Determination of Future Outlook - DFO.

OHI: This analysis is an estimative of the extent of human influence on eutrophication symptoms. Taking into consideration the susceptibility of the estuary (EXP: combination of dilution and export potentials) and the quantity of dissolved inorganic nitrogen (NID = nitrate + ammonia + nitrite) in the environment, it represents the anthropic pressure in the environment.

OEC: concerns primary and secondary factors that determine the estuary's eutrophication conditions. Algae biomass (coverage and periodicity) and dissolved oxygen were considered to be Primary factors. Toxic/opportunistic algae (coverage and periodicity) were considered to be a secondary symptom.

DFO: This analysis is an attempt to determine the prospects of estuary conditions over the years, that is, the environment's response to generated pollution. The main uses of the estuary body of water were identified, indicating potential dangers to eutrophication conditions. This takes into consideration the projections of population variations associated with the estuary's susceptibility to nutrients dumped into the environment.

The combination of the three diagnostic tools will be responsible for generating five categories that will determine the state of eutrophication of the environment, (Bricker *et al.*, 2003). These categories are determined by means of matrices, generated from a combination of diagnostic tools. Moreover, it also shows how different tools can influence the analysis of eutrophication of the Massangana river estuary, especially when an attempt to evaluate the future scenario for this estuary, according to the prediction model, is being made.

Data normality was evaluated using D'Agostino analysis. ANOVA one-way was used to identify the existence of significant differences in eutrophication levels between summer and winter and the high and low tide stages between the collection stations.

The correlation between the parameters that form TRIX and the evolution of eutrophication was evaluated using principal component analysis (PCA).

STUDIED AREA

The Massangana river estuary is located in the southern coast of Pernambuco, northeast of Brasil. Has been degraded by development of. It is the main port in the northeast and one of the most important in the country, with a consumer market of 50 million inhabitants and a gross national product of US\$ 110 billion (Suape, 2008). The Suape Industrial Port Complex was built between 1979/84, changing the area's hydrological and ecological characteristics.

The region has a warm and wet, tropical climate, type As', according to the Köppen classification. Rainfall ranges between 1,850 and 2,364 mm per year. The average annual temperature is 24°C, with average annual humidity greater than 80% and winds from the southeast predominate (Nimer, 1979).

Regarding the oceanographic characteristics, the tidal cycle in the Suape region is semi-diurnal. The representative values for high tide are approximately 2.40 m for maximum spring tide and 0.70 m for neap tide. The dry periods correspond to September to February and the rainy periods to March to August.

The vegetation that represents the main biome in the area is the mangrove, which has been suffering accentuated degradation, as a result of landfills, dredging and damming with the installation and expansion of the port.

RESULTS

Concerning the data used in the construction of the index and the model for the state of eutrophication used to evaluate the studied area, the maximum chlorophyll *a* values seen were 37.7 mg.m⁻³ and the minimum values were 0.54 mg.m⁻³ for station 3 (January 2009) and high tide at station 1 (November 2008), respectively, with median values of 7.60 mg.m⁻³ for low tide and 4.79 mg.m⁻³ for high tide.

The trophic state is the concentration of dissolved inorganic nitrogen (NID = nitrate + nitrite + ammonia), also evaluated and with a maximum value of 114.02 mg.m⁻³ at high tide at station 3 in July 2009 and a minimum value of 2.45 mg.m⁻³ at low tide at station 1 in November of the same year. The median observed for low tide was 23.51 mg.m⁻³ and for high tide 15.76 mg.m⁻³.

Dissolved inorganic phosphorus (DIP), with a maximum of 34.91 mg.m⁻³ at low tide at station 3 in January 2009 and a minimum of 0.32 mg.m⁻³. At low tide, a media of 7.27 mg.m⁻³ was observed and at high tides 3.29 mg.m⁻³. The oxygen saturation rate showed maximum and minimum values of 131.89% at high tide at station 3 in March 2009 and 27.2% at low tide at the same station in May of the same year.

The values of the parameters described above are shown in the table 02.

The evaluation of the estuary's state of eutrophication was obtained after association these parameters. According to the TRIX trophic index, maximum values of 6.43 at low tide at station 3 in January 2009 and minimum values of 2.26 at high tide at station 1 in November 2008 were obtained. The median for low and high tides was 4.86 and 4.17, respectively.

In the assessment generated by the ASSETS evaluation model, it was verified that the region had moderate eutrophication, with Overall Human Influence considered low due to the low input of nutrients in the area. The Overall Eutrophication Conditions were also considered low, since no significant problem was observed for this secondary tool. Finally, the Determination of Future Outlook revealed an expression of no change and a perspective of slow degradation owing to the river's low flow in relation to the discharge of nutrients in this estuary (table 03).

To determine the input of nutrients in the environment was calculated the difference between the nutrient load arising from

coastal drainage and the nutrient load found along the estuary, through its runoff.

The values for the TRIX eutrophication state index revealed a tendency to soar when penetrating into the estuary, with the lowest values seen at high tide at station 1 (low estuary), demonstrating a medium level of eutrophication and good water quality. The highest values were found at low tide at station 3 (upper estuary), with most of months showing a high level of trophic state and poor water quality, with continental drainage accelerating the eutrophication process in the environment (table 04).

Another notable difference in the eutrophication at this tropical estuary was between the tide periods, with high tide presenting lower trophic levels than low tide. This fact shows the marine influence increasing the quality of the environment, diluting continental drainage (figure 02).

According to ASSETS, its first tool: OHI proved low due to low discharging of nutrients in the estuary, even when suffering the influence of Suape port and a low flow, there was no accumulation of nutrients in the studied area.

The second tool: OEC also revealed low result due to the small concentrations of chlorophyll *a*, the non-occurrence of problems in the concentration of dissolved oxygen, and the appearance of toxic algae.

The final diagnostic tool, DFO, revealed slow degradation, mainly due to the low flow of the river in relation to the small, but continuous quantity of nutrients carried to the region.

An extremely important correlation concerns the TRIX value in the stations and the parameters that compose it. In the region, it was observed that dissolved inorganic nutrients, especially dissolved phosphorus (DIP), are more correlated to TRIX values for the three stations.

A smaller correlation was seen between chlorophyll *a* and TRIX values, which justify the median values, since this index is more connected to primary productivity, measured by the chlorophyll *a* biomass.

A smaller correlation was also observed between the TRIX values and the oxygen saturation rate; with this parameter serving as a response to chlorophyll *a* concentrations in estuaries (figure 03).

DISCUSSION

The TRIX trophic state index is a multivariate tool used to characterize systems with anthropogenic enrichment. The trophic state of a system depends on the availability of nitrogen and phosphorus for primary production, the determination of phytoplankton biomass (Chl *a*) and the saturation of dissolved oxygen.

The values for this index vary from 0 to 10, ranging from oligotrophic to eutrophic conditions. Values near 10 indicate strong eutrophication and near 0 indicate low anthropogenic impact (Cloern, 2001).

Based on the combination of variables used to obtain the TRIX index, this study characterized the trophic state and water quality at the collection stations located in the Massangana River estuary as medium to high. The highest values were found at station 3 (most internal) and the lowest at station 1 (most external). Caiiffa (1999) indicates that only values higher than 6 units indicate strong eutrophication.

The TRIX eutrophication state index is an important tool that has been used in the management of Italian coastal regions, in the analysis of the evolution of the trophic state in the environment and water quality (Penna *et al.*, 2004).

In some studies conducted in the coastal region of Mexico, TRIX values were observed ranging from high to elevated during the dry season and from medium to high during the rainy season

(Herrera-Silvera, 2004). The TRIX index has also been used to monitor water quality in the Adriatic Sea (Ætebjerg *et al.*, 2001).

Table 2: parameters analyzed in the monitoring of the Massangana river estuary.

Stations	Parameters	sep/08	nov/08	jan/09	mar/09	may/09	jul/09	sep/09	nov/09	jan/10	mar/10	may/10
05LT	Cl _a mg m ⁻³	7.33	4.37	1.00	6.46	2.23	1.06	2.79	1.90	1.88	1.86	1.66
	%O ₂	70.76	73.15	75.85	66.58	68.01	63.03	69.63	71.18	65.17	63.10	56.63
	DIN mg m ⁻³	12.71	15.69	18.16	39.84	39.96	28.35	5.24	2.45	8.39	14.31	4.56
05HT	DIP mg m ⁻³	5.25	2.34	2.63	3.10	3.42	3.27	2.49	1.20	0.33	2.75	3.10
	Cl _a mg m ⁻³	1.62	0.54	4.05	2.61	2.62	5.03	1.77	1.21	0.90	0.69	0.97
	%O ₂	109.29	113.89	109.64	113.84	116.49	107.86	107.46	98.13	100.72	104.39	93.45
06LT	DIN mg m ⁻³	8.36	8.32	16.64	12.78	15.20	29.91	4.63	7.33	13.03	14.26	6.53
	DIP mg m ⁻³	2.14	0.03	4.66	2.95	2.80	7.16	3.03	0.61	0.78	2.88	2.09
	Cl _a mg m ⁻³	11.18	2.72	3.28	23.02	3.42	2.82	2.44	18.70	14.00	1.74	7.44
06HT	%O ₂	39.88	51.76	43.46	41.23	45.13	50.29	43.49	35.98	38.36	47.07	34.60
	DIN mg m ⁻³	15.18	6.19	12.36	4.44	30.76	23.30	7.94	5.18	25.85	17.52	77.85
	DIP mg m ⁻³	3.87	0.03	3.57	8.09	2.64	6.53	1.71	2.22	1.69	2.34	6.42
07LT	Cl _a mg m ⁻³	2.53	3.26	4.70	23.79	1.85	3.09	1.12	2.76	2.03	1.96	1.59
	%O ₂	102.34	106.83	96.13	104.66	75.88	88.82	102.51	83.79	92.00	84.14	72.62
	DIN mg m ⁻³	6.47	8.09	13.33	7.23	20.23	24.79	6.29	5.74	4.92	13.84	13.93
07HT	DIP mg m ⁻³	0.19	0.03	0.03	2.32	1.71	5.29	0.03	0.86	0.41	3.20	2.49
	Cl _a mg m ⁻³	2.89	9.17	37.70	4.86	2.35	2.57	15.93	2.18	14.00	21.07	14.85
	%O ₂	85.05	53.20	79.33	92.13	27.20	41.53	77.09	63.36	45.16	81.79	33.08
07LT	DIN mg m ⁻³	3.42	12.19	15.93	25.42	30.27	113.45	52.94	6.51	14.81	6.92	77.66
	DIP mg m ⁻³	9.89	10.46	34.91	25.09	14.94	17.27	11.05	25.29	2.53	4.79	14.73
	Cl _a mg m ⁻³	8.36	16.64	6.58	0.89	4.72	1.66	11.61	15.43	10.73	8.08	2.85
07HT	%O ₂	83.32	111.21	106.88	131.89	66.10	74.31	115.46	105.41	78.97	93.53	91.38
	DIN mg m ⁻³	8.37	9.02	7.68	10.54	52.28	114.02	4.09	3.83	3.02	12.47	33.04
	DIP mg m ⁻³	0.03	0.03	0.03	13.39	7.93	12.76	1.00	12.36	1.12	6.72	7.64

LT: low tide; HT: high tide.

Table 3: Application of the ASSETS in estuary of Massangana river.

Index	Methodology	Expression	Index result	ASSETS score
OHI	Susceptibility	Moderate	Low	Moderate
	Nutrients inputs	Low		
OEC	Chlorophyll <i>a</i>	Low	Low	
	Dissolved oxygen	Low		
	Algal toxic bloom	No problems		
DFO	Future pressure for nutrients	No change	Slow degradation	

Table 4: Results of TRIX index in the stations during the tide periods in estuary of Massangana river.

	sep/08	nov/08	jan/09	mar/09	may/09	jul/09	sep/09	nov/09	jan/10	mar/10	may/10
TRIXLT01	5.03	4.64	4.22	5.19	4.85	4.41	4.09	3.42	3.36	4.30	3.85
TRIXHT01	4.17	2.26	5.03	4.62	4.68	5.47	4.11	3.52	3.72	4.14	3.83
TRIXLT02	4.93	2.45	4.42	5.03	4.67	4.86	3.88	4.49	4.89	4.19	5.51
TRIXHT02	3.34	2.88	3.15	5.10	4.32	5.05	2.39	3.80	3.39	4.47	4.25
TRIXLT03	4.52	5.25	6.43	5.80	4.97	5.68	6.13	4.88	4.90	5.21	6.04
TRIXHT03	3.14	3.52	3.11	4.77	5.51	5.63	4.37	5.32	4.13	5.25	5.26

TRIXLT: station low tide; TRIXHT: station high tide.

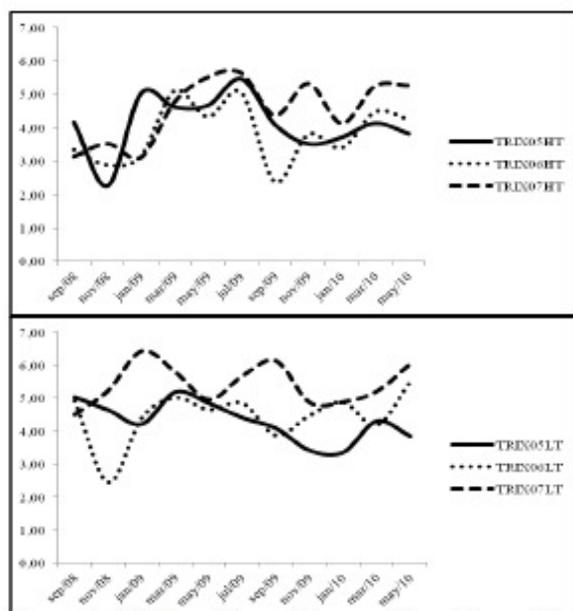


Figure 2: TRIX evolution of the sampling stations during monitoring on different tides. (HT: high tide; LT: low tide).

According to Penna *et al.* (2004) who studied the Italian coast on the Adriatic Sea, higher values are observed for the TRIX trophic state index during the dry season. A similar situation to this study, due to increased incidence of light, causing the development planktonic.

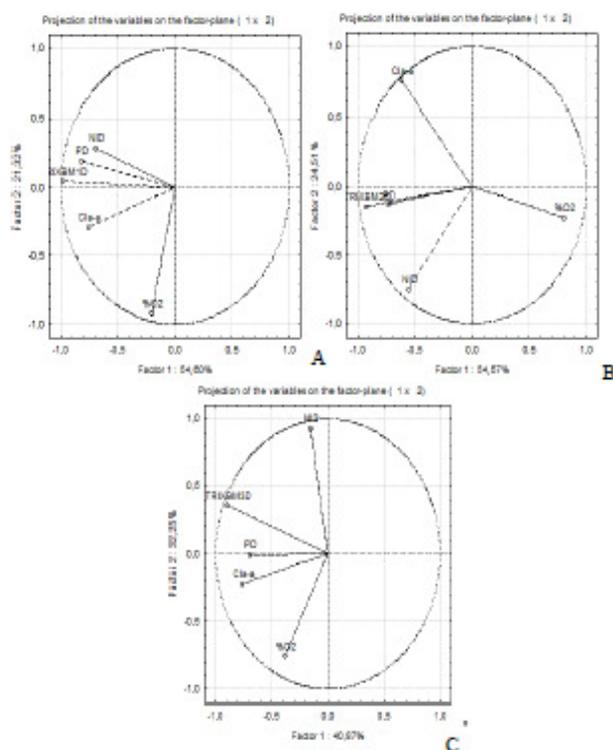


Figure 3. PCA between the TRIX index, chlorophyll a (Cl-a), oxygen saturation (%O₂), dissolved inorganic nitrogen (NID) and phosphorus (PID), in stations 01 (A), 02 (B) and 03 (C).

The Black and Aegean Seas also demonstrated good efficiency in using this index (Moncheva *et al.*, 2001; Giovanardi *et al.*, 2002). In the same way that this study.

Xiao *et al.* (2007), analyzing an estuary in China that suffers great influence from agriculture, industrialization and mainly urbanization, observed through ASSETS a high level of eutrophication due to receiving large drainage of nutrients despite the river's high flow, which does not occur in the estuary studied since urbanization hasn't been intensified yet.

According to the results obtained, the nutrient with the greatest influence in the trophic state was DIP, unlike what has been reported by other authors like Fonseca *et al.* (2008). Dissolved inorganic phosphorous was the nutrient most associated with eutrophication of the estuary, rather than inorganic nitrogenous nutrients. Confirming a mean primary biomass.

It is not usual to find comparisons between tide periods in relation to eutrophication state indexes. It is common, however, to find monitoring studies over the years (Salas *et al.*, 2008) and seasonal comparisons (Penna *et al.*, 2004; Giovanardi e Vollenweider, 2004). Being very important this study, analyzing the level of eutrophication between tidal stages.

CONCLUSION

After analyzing the area using the TRIX trophic state index and the ASSETS model, a moderate anthropogenic influence was observed, reflected in two tools. Over the years, it was observed a tendency towards the reduction in aquatic fertility levels. It is worth mentioning, that this is a direct result of the damming of the main tributary of this estuary for constructing the port. In addition, there were discharges of marine coastal water, whose influence was increased by the reduction in rainfall after the anthropogenic interventions linked to industrial activities. The discharges diluted the effluent load in the water basin, reducing the transport of organic matter and nutrients to the adjacent coastal area. Thus, the dynamic of meso-tides has a great influence on maintaining the quality of this environment and the eutrophication measured by TRIX demonstrated that the nutrients, especially dissolved phosphorus, are even more correlated to the values obtained after getting this index.

ACKNOWLEDGEMENT

I wish to thank the CNPq and CAPES for financing this project and for granting the scholarship that made it possible to carry out this study. To the teachers, technicians and students at the Chemistry Oceanography Laboratory at Federal University of Pernambuco, for their help in analyzing and interpreting the results and the teachers and students at the Phytoplankton Laboratory at Federal University of Pernambuco for their help in the biological data. Due to the fact that this study demands a synergy of parameters, it would not become a reality without their help, and the proper resources for conducting it.

LITERATURE CITED

- Berlinski, N., Bogatova, Y. and Garkavaya, G., 2006. Estuary of Danube. *Handbook of Environmental Chemistry*, 5, 233-264.
- Bricker, S.B., Clement, C.G., Pirhalla, D.E., Orlando, S.P. and Farrow, D.R.G., 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. *Silver Spring*, MD, pp. 71.
- Bricker, S. B., Ferreira, J. G. and Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecologic Modelling*, 169, 36-60.

- Caiiffa, E., 1999. European marine information system: EUMARIS. Dipartimento Ambiente. Centro Ricerche Casocchia. Roma. Paper presented at the Inter-regional Forum of European Conventions Venice. September 27-28.
- Carlson, R. E. A., 1977. trophic state index of lakes. *Limnology Oceanography*, 22(2): 361-368.
- Chaves, P. and Bouchereau, J. L., 2000. Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. *Oceanologica Acta*, 3, 273-280
- Cloern, J. E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.
- Contreras, F., Castañeda, O. and García, A., 1994. La clorofila-a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *An. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. Univ. Nac. Autón. México. 21(1-2): 55-66.
- Crouzet, P., Leonard, J., Nixon, S., Rees, Y., Parr, W., Laffon, L., Bogestrand, J., Kristensen, P., Lallana, C., Izzo, G., Bokn, T. and Bek, J., 1999. Nutrients in European Ecosystems. *European Environment Agency*, 1-155.
- DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO (DHN). Tábua de marés. www.dhn.mar.mil.br. Acesso de 2008 à 2010.
- Fonseca, A., Brandini, N., Machado, E. and Brandini, F., 2008. Variação espacial e sazonal da produção primária microfitobentônica em uma planície entremarés subtropical. Baía de Paranaguá, Paraná – Brasil. *INSULA Revista de Botânica*, 37, p19.
- Giovanardi, F., Cicero, A. M., Ferrari, C. R., Magaletti, E., Romano, E. and Rinaldi, A., 2002. Interrelationships between Trophic Index (TRIX) and Productivity Indicators in Italian Marine-Coastal Waters: A Tool for Water Quality Evaluation and Management. In: Brebia C.A. (Ed.), *Environment Problems in Coastal Regions IV*. Wit-Press, Southampton, Boston. *Fourth International Conference on Environmental Problems in Coastal Regions*. Rhodes Island, Greece. 380-389.
- Giovanardi, F. and Vollenweider, R. A., 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63, 199-218.
- Glibert, P. M., Allen, J. I., Bouwman, A. F., Brown, C. W., Flynn, K. J., Lewitus, A. J. and Madden, A. J., 2010. Modeling of HABs and eutrophication: Status, advances, challenges. *Journal of Marine Systems*, 83, 262-275.
- Gonzalez, J. L., Thouvenin, B., Dange, C., Chiffolleau, J. F. and Bountier, B., 2006. Role of Particle Sorption Properties in the Behavior and Speciation of Trace Metals in Microtidal Estuaries: The Cadmium Example. *Handbook of Environmental Chemistry*, 5, 265-301.
- Grasshof, K., 1983. *Methods of seawater analysis*, 2 ed. New York: Velag Chemie, p. 317.
- Herrera-Silveira, J. A., Comin, F.A., Randa-Cirerol, N., Troccoli, L. and Capurro, L., 2004. Coastal water quality assessment in the Yucatan Peninsula: management implications. *Ocean & Coastal Management*, 47:625-639.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Climatologia. www.inmet.gov.br. Acesso 2008 à 2010.
- Karydis, M., Ignatiades, L. and Moschopoulou, N., 1983. An Index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science*, 16: 339-344.
- Moncheva, S., Gotsis-Skretas, O., Pagou, K. and Krastev, A., 2001. Phytoplankton Blooms in Black Sea and Mediterranean Coastal Ecosystems Subjected to Anthropogenic Eutrophication: Similarities and Differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 281-295.
- Nimer, E., 1979. *Climatologia do Brasil*. Rio de Janeiro: IBGE.
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia*, 41, 199-219.
- Penna, N., Capellaci, S. and Ricci, F., 2004. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 3-4.
- Salas, F., Teixeira, H., Marcos, C., Marques, J. C. and Pérez Ruzafa, A., 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Marine Science*, 1-7.
- Silva, A. P., Neumann-Leitão, S., Schwaborn, R., Gusmão, L. M. O. and Silva, T. A., 2004. Mesozooplankton of an impacted Bay in North Eastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47, 485-493.
- Strickland, J. D. H. and Parsons, T. R., 1972. A practical handbook of seawater analysis, 2 ed. *Ottawa: fisheries research board of Canada bulletin*, 167, 207-211.
- SUAPE. Complexo Industrial Portuário. Histórico. Disponível em: <http://www.suape.pe.gov.br>. Acesso em: 20 de dezembro de 2008.
- Unesco, 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea water. Report of SCOR/UNESCO working group 17 with meat from 4 to 6 June 1964. *Paris: monographs on oceanology methodology*, p. 69.
- Unesco, 1973. International Oceanographic Tables. *Wormly*, v. 2, p. 141.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G. & Rinaldi, A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal of a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329 - 357.
- Xiao, Y., Ferreira, J. G., Bricker, S. B., Nunes, J. P., Zhu, M. and Zhang, X., 2007. Trophic Assessment in Chinese Coastal Systems - Review of Methods and Application to the Changjiang (Yangtze) Estuary and Jiaozhou Bay. *Estuaries and Coasts*, 30, 901-918.
- Årtebjerg, G., Cartensen, J., Dahl, K., Hansen, J., Nygaard, K., Rygg, B., Sørensen, K., Severinsen, S., Casartelli, S., Schrimpf, W., Schiller, C. and Druon, J. N., 2001. Eutrophication in European Coastal Waters. *European Environmental Agency*, Copenhagen, DK, 86p.

Capítulo 03

Aplicação e adaptação de índices e modelo para avaliação do grau de eutrofização em estuário tropical urbano no Nordeste do Brasil.

Aplicação e adaptação de índices e modelo para avaliação do grau de eutrofização em estuário tropical urbano no Nordeste do Brasil.

Nascimento Filho, G. A.¹, Flores Montes, M. J.¹, Gaspar, F. L.¹, Koening, M. L.¹.

¹ Universidade Federal de Pernambuco.

RESUMO

O estuário do rio Capibaribe, importante estuário tropical, localizado na região metropolitana da cidade de Recife, Pernambuco, Brasil, vêm sofrendo grande degradação acelerando o processo de eutrofização. O uso de modelos e índices para avaliação do estado de eutrofização são ferramentas muito importantes na avaliação do grau de influência antrópica. No presente trabalho foram utilizadas ferramentas (modelo ASSETS e índice TRIX) para avaliar o estado de eutrofização deste estuário, além de implementar o índice TRIX, adaptando à áreas onde o impacto principalmente causado pela descarga de nutrientes, com concentrações máximas de nitrogênio e fósforo inorgânico dissolvido de 870,26 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 446,40 $\mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente, causando anóxia no ambiente. Foi visto que o estado de eutrofização deste estuário obteve classificações similares de acordo com as diferentes ferramentas utilizadas, o modelo ASSETS qualificando estuário de maneira geral com um estado de eutrofização ruim, os índices TRIX com 93% e o TRIX modificado com 100% das estações com estado da qualidade da água pobre e elevado nível de eutrofização, este último retratando de maneira mais eficaz o estuário do rio Capibaribe, com uma maior correlação com a biomassa fitoplânctonica analisada na área. Estas informações servem de subsídios para programas que melhorem as condições ambientais do estuário do rio Capibaribe.

Palavras-chave: Biomassa fitoplânctonica, nutrientes, poluição, anóxia.

1. INTRODUÇÃO

Os estuários são zonas de transição entre a rede hidrográfica continental e o ambiente marinho (Gonzalez *et al.*, 2006) e apresentam alta produtividade primária (Berlinski *et al.*, 2006). Além disso, os estuários desempenham funções importantes e bem reconhecidas como filtro biológico (na retenção de materiais) e área de reprodução, berçário e desenvolvimento para muitas espécies (Chaves & Bouchereau, 2000), e servem como fonte de alimentação e subsistência para comunidades ribeirinhas, atividades recreacionais e turísticas.

Avaliações recentes sobre a qualidade dos corpos de água identificam a eutrofização como um dos problemas mais comuns que comprometem a qualidade da água nos Estados Unidos, Europa, Austrália e Brasil. (Dame *et al.*, 2000; Heaney *et al.*, 2001; Shigaki *et al.*, 2006; Macêdo *et al.*, 1993).

Eutrofização consiste no enriquecimento dos corpos d'água por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, que causa incremento no crescimento algal e outras formas de vegetais, ocasionando distúrbios no desenvolvimento dos organismos e na qualidade da água no ambiente estudado (OSPAR, 2001).

O uso de índices e modelos para avaliação do estado de eutrofização são ferramentas muito importantes na avaliação do grau de influência antrópica que eutrofizam e impactam os ambientes estuarinos e costeiros. Muitas ferramentas foram criadas para avaliar a intensidade da eutrofização nos ambientes costeiros, como: Nixon (1995), Carlson (1977), Contreras *et al.* (1994), Karydis *et al.* (1983) e Crouzet *et al.* (1999).

Estes índices de avaliação do estado de eutrofização quantificam de maneira prática a situação do ecossistema estudado, no entanto como analisam parâmetros bióticos e abióticos de forma separada podem mascarar a eutrofização por conta da dinâmica estuária.

Outro índice mais complexo é o Transitional Water Quality Index (TWQI), índice desenvolvido por Giordani *et al.* (2009) que realiza a integração dos fatores bióticos e abióticos e com uma boa aplicação em ambientes onde a vegetação benthica controla a produtividade primária.

Após estudos pré-tertos do ambiente e das ferramentas a serem utilizadas na determinação do estado de eutrofização do presente trabalho, foi determinada a utilização de um índice multivariado para avaliação do estado trófico – TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) e o modelo Assessment of Estuarine Trophic Status - ASSETS (Bricker *et al.*, 1999, 2003).

Este trabalho objetiva testar, adaptar e comparar formas de avaliação concisas, disseminadas e eficazes para avaliar o estado de eutrofização e qualidade da água, do estuário do rio Capibaribe.

O índice multivariado de avaliação do estado de eutrofização TRIX tem sido utilizado pelas autoridades italianas para monitorar a qualidade de água do Mar Adriático (Ærtebjerg *et al.*, 2003). Alguns trabalhos em ambiente costeiro utilizando o TRIX foram realizados na Itália, Espanha, Portugal e Cuba, (Giovanardi & Vollenweider, 2004; Salas *et al.*, 2008; Seisdedo & Arencibia, 2009).

O modelo de avaliação do estado de eutrofização ASSETS tem sido amplamente utilizado ao redor do mundo por se tratar de um modelo que leva em consideração as forçantes hidrológicas (físico-químicas) e biológicas. Muitos trabalhos foram realizados na região costeira dos Estados Unidos, Europa e China (Bricker *et al.*, 2003; Ferreira *et al.*, 2007; Xiao *et al.*, 2007).

O estuário do rio Capibaribe representa extrema importância ecológica e econômica na região metropolitana do Recife no estado de Pernambuco, vêm sendo degradado de forma intensa, por conta do grande volume de efluentes, gerados das atividades humanas e industriais, ao longo de toda sua extensão, apenas na cidade do Recife está presente uma população de 1.537.704 pessoas (IBGE, 2010).

Em monitoramentos realizados pela Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CPRH) foi observado elevada carga dos nutrientes nitrogênio e fósforo no estuário do rio Capibaribe e baixas concentrações de oxigênio dissolvido.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

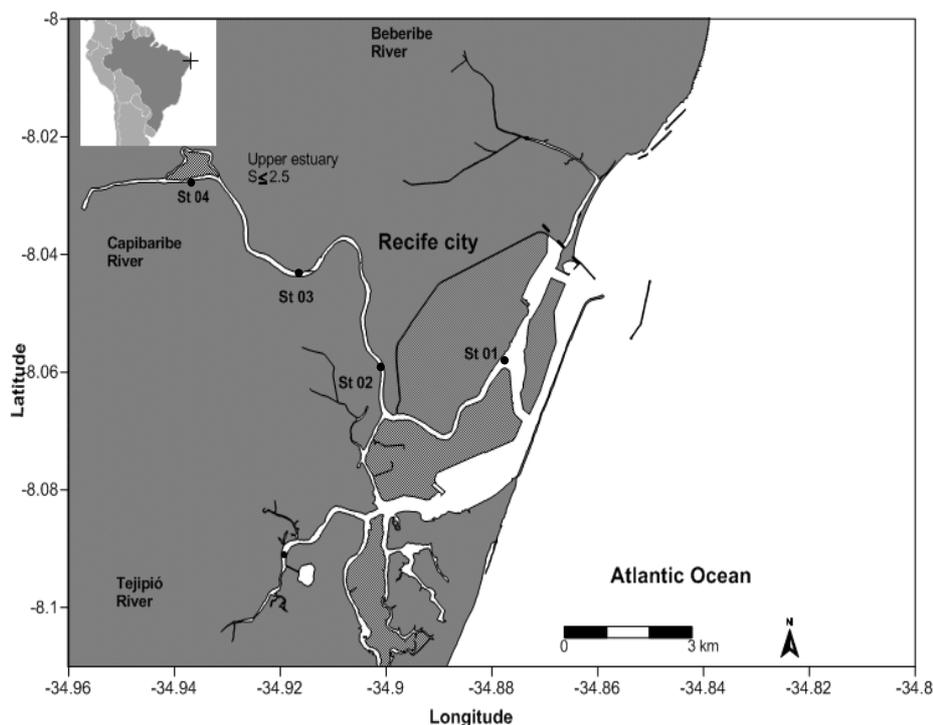


Figura 01: Mapa do estuário do rio Capibaribe com as estações de coleta. Fonte: Google earth.

O rio Capibaribe percorre cerca de 240km da nascente até sua foz no Oceano Atlântico (Travassos, *et al.* 1993). Suas águas são usadas principalmente para abastecimento público, recepção de efluentes domésticos, industriais e agro-industriais. O solo às margens do rio apresenta algumas áreas de Mata Atlântica e Manguezal e sofre com ocupação urbana e industrial, áreas de monocultura de cana-de-açúcar e policulturas (CPRH, 2006).

Normalmente o período chuvoso nesta região inicia no mês de março e dura até o mês de agosto com temperatura média de 25,2°C. O mês mais quente do ano é fevereiro e o mês mais frio é julho. A região estuarina do rio Capibaribe possui uma extensão aproximada de 15 km, com uma pequena cobertura de manguezais, perdida ao longo dos anos, por conta da crescente urbanização. Está totalmente situada na zona urbana da cidade do Recife, seu percurso no município do Recife, até o local onde ele se bifurca, passa por vários bairros. Quando se bifurca, o braço norte encontra-se com o rio Beberibe e deságua no mar. O braço sul, junta-se ao Rio Tejiptió e tem a foz no porto do Recife, a alguns quilômetros da foz do braço norte (CPRH *op cit.*).

2.1. COLETAS E ANÁLISES DE DADOS

As coletas de água foram realizadas, em estações georeferenciadas, durante o período de maio de 2010 à setembro de 2011 (figura 01). As amostragens foram efetuadas na camada superficial, durante os períodos chuvoso e de estiagem na baixa-mar das marés de sizígia, de acordo com os horários da Tábua das Marés apresentados para o Porto do Recife (DHN, 2010/11).

A área encontrada do corpo hídrico do estuário do rio Capibaribe foi de 2,05 Km², calculada desde a desembocadura do rio até o limite máximo de influência marinha.

A descarga deste estuário obtida por meio do banco de dados do site da Hidroweb (2012), calculada da série histórica de 1990 à 2008 foi de 11 m³ s⁻¹ e o volume do estuário 7,1439 X 10⁶ m³.

As amostras hidrológicas foram coletadas com auxílio de garrafas oceanográficas de Niskin. Após as coletas, o material devidamente identificado foi encaminhado aos Laboratórios de Oceanografia Química e de Fitoplâncton da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), onde foram processadas e analisadas.

Foram realizadas coletas ao longo do estuário até o limite mínimo de salinidade encontrado. A temperatura foi determinada *in situ*. A pluviosidade foi obtida com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). A salinidade foi determinada pelo método de Morh-Knudsen, descrito por Strickland & Parsons (1972). Para a determinação do OD foi empregado o método de Winkler modificado, descrito por Strickland & Parsons (*op.cit.*). Para cálculo da taxa de saturação de oxigênio dissolvido, foi aplicada a relação entre a temperatura e a salinidade da água, de acordo com a tabela da International Oceanographic Tables (UNESCO, 1973). Os nutrientes: nitrogênio inorgânico dissolvido (amônia-NH₃, nitrato-NO₂, nitrato-NO₃ [DIN] - μmol L⁻¹/μg L⁻¹), fósforo inorgânico dissolvido (μg L⁻¹) foram analisados através do método descrito por Strickland & Parsons (*op. cit.*) e Grashoff *et al.* (1983). O método para determinação da clorofila - *a* foi o da análise espectrofotométrica descrito em Unesco (1966). Para profundidade foi utilizada uma ecossonda manual e para medida da penetração de luz foi utilizado um disco de Secchi. O material particulado em suspensão das amostras foi determinado de acordo com Baumgarten, *et al.* (1998). As informações das algas coletadas e identificadas, quando relevantes foram obtidas em literatura segundo Komárek & Anagnostidis (2005). Foi utilizada estatística descritiva para organização dos dados, análise de variância ANOVA e correlação entre os parâmetros feita por meio da Análise de Componentes Principais (ACP).

2.1.1. Índice e modelo de avaliação

Para a caracterização do atual estado de eutrofização do sistema foram utilizados um modelo do estado de eutrofização ASSETS (Bricker *et al.*, 1999, 2003) e um índice multivariado TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998).

2.3.1 Modelo ASSETS

A metodologia de Bricker *et al.* (1999, 2003) utiliza as seguintes variáveis bióticas e abióticas associadas à qualidade da água. O modelo de eutrofização estuarina ASSETS leva em consideração três ferramentas diagnósticas: Overall Human Influence – OHI; Overall Eutrophic Conditions – OEC; Determination of Future Outlook – DFO que geram a qualificação do ambiente quanto a sua eutrofização.

Overall Human Influence – OHI : Essa análise é uma estimativa da extensão da contribuição humana para os sintomas de eutrofização. Levando em consideração a suscetibilidade do estuário (EXP: combinação dos potenciais de diluição e exportação) e a quantidade de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID = nitrato + amônia + nitrato) presente no ambiente, representa a pressão antrópica no ambiente.

Por conta do estuário sofrer grande influência das atividades humanas, carregada de forma significativa pelo rio e demais fontes difusas o aporte de nitrogênio do perímetro do estuário foi expresso pela diferença da média das concentrações encontradas ao longo do estuário (Inshore) menos a média das concentrações encontradas numa estação controle monitorada na região costeira (Offshore), expressa em toneladas por ano.

Overall Eutrophic Conditions – OEC: levam em consideração fatores primários e secundários que determinam as condições de eutrofização do estuário. Foram considerados fatores primários: biomassa algal (cobertura e periodicidade) e oxigênio dissolvido. Como sintoma secundário foi considerado as algas tóxicas/opportunistas (cobertura e periodicidade).

Determination of Future Outlook – DFO: Essa análise apresenta-se como uma tentativa de determinar a tendência das condições do estuário ao longo dos anos, ou seja, a resposta do ambiente à poluição gerada. foram identificados os principais usos do corpo d'água estuarino, que indicaram potenciais prejuízos as condições de eutrofização. Leva em consideração as projeções de variação populacional associadas à suscetibilidade do estuário aos nutrientes lançados no ambiente.

Após combinar as três ferramentas diagnósticas gera denominações em cinco categorias que determinarão o estado de eutrofização do ambiente (Bricker *et al.*, 2003), mostrando como as diferentes ferramentas influenciam na análise da eutrofização do estuário do rio Capibaribe e avaliando o cenário futuro para este estuário.

2.3.2 Índice TRIX

Utiliza a seguinte fórmula:

$$\text{TRIX} = (\log_{10}[\text{Cl } a \times |\%O_2| \times \text{NID} \times \text{PID}] + k) / m \text{ (Equação 01).}$$

Onde:

Cl a = concentração de clorofila a, em $\mu\text{g L}^{-1}$;

Valor absoluto da porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido, $[\text{abs } |100 - \%O| = \%O_2]$;

NID = nitrogênio inorgânico dissolvido (nitrato – NO_3 , nitrito – NO_2 , amônia – NH_4), em $\mu\text{g L}^{-1}$;

PID = fósforo inorgânico dissolvido, em $\mu\text{g L}^{-1}$.

As constantes $k = 1,5$ e $m = 1,2$, são valores de escalas introduzidos pelo autor, para ajustar os valores da escala TRIX com o nível de eutrofização.

Na tabela 01 estão descritos os valores para descrever os sistemas:

Tabela 01: Relação dos valores e designações do índice TRIX (Penna *et al.*, 2004).

Escala TRIX	Estado de qualidade da água	Nível de eutrofização
0-4	Alto	Baixo
4-5	Bom	Médio
5-6	Mal	Alto
6-10	Pobre	Elevado

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O estuário foi estudado no período de baixa-mar, mostrando uma variação na salinidade de 16,31 a 0,05, caracterizado como zona de mistura na região mais externa, e zona limnética na mais interna, de acordo com o NOAA's National Estuarine Inventory (NEI). O objetivo de ser estudado apenas neste período de maré foi o interesse na carga de nutrientes trazidos ao estuário pelo rio Capibaribe.

O valor da mediana das concentrações de nitrogênio nas estações foi de 22,39 $\mu\text{mol. L}^{-1}$ de NID, junto a vazão do rio Capibaribe, foi possível calcular a carga de nitrogênio trazida para o estuário ao longo do ano resultando no valor de 108,74 ton. ano^{-1} . Para área foram realizadas estimativas para nitrogênio e fósforo dissolvidos (Noriega & Araujo, 2009). Segundo Wade *et al.*, (2005) os rios exercem grande influência na descarga de nitrogênio nos diferentes ambientes.

3.3 Aplicação do ASSETS

O resultado da aplicação das diferentes ferramentas do ASSETS para diagnosticar o estado de eutrofização do estuário do rio Capibaribe está descrito na tabela 02.

As Condições Humanas Gerais (OHI) levam em consideração a suscetibilidade do estuário do Capibaribe, foi considerada alta, devido ao baixo potencial de diluição, por conta de sua pequena vazão e ao moderado potencial de exportação, devido a alta entrada de nutrientes. Normalmente estuários que sofrem grande influência da agricultura, industrialização e principalmente urbanização recebem grandes aportes de nutrientes (Xiao *et al.*, 2007).

Quanto às Condições Gerais de Eutrofização (OEC), que analisam sintomas primários e secundários, apresentaram resultado moderadamente alto.

Os fatores primários analisados foram clorofila - *a* (biomassa primária), com classificação alta devido a mediana das concentrações de 24,54 $\mu\text{g L}^{-1}$, no estuário do Capibaribe, associada a uma classificação baixa de oxigênio dissolvido, com mediana das concentrações de 2,69 mg L^{-1} , gerando uma expressão alta para estes sintomas.

Analisando os sintomas secundários foram identificados blooms episódicos da espécie *Planktothrix agardhii* (Gomont). Segundo Komárek & Anagnostidis (2005) é uma espécie amplamente distribuída em regiões temperadas com poucos registros em regiões tropicais e ocorre no plâncton de lagos e empoçados de água doce, podendo formar florações. Atualmente, esta espécie é freqüentemente citada como formadora de florações em reservatórios brasileiros (Sant'Anna *et al.*, 2008). Esta espécie é considerada potencialmente tóxicas. Devido a estas florações a classificação e expressão deste sintoma foram moderados.

A Determinação de Cenário Futuro (DFO) calculado para o estuário do rio Capibaribe levou em consideração a suscetibilidade do estuário em relação a quantidade e qualidade da ocupação impactando o ambiente. Como a suscetibilidade da região foi considerada alta e a entrada de nutrientes também, está ferramenta gerou a informação de Aumento da pressão futura por nutrientes e o índice de piora alta.

Como score final o modelo de eutrofização estuarina ASSETS classificou o estuário do rio Capibaribe como Ruim.

Tabela 02: Resultado do modelo ASSETS para o estuário do rio Capibaribe.

Metodos	Parâmetros	Classificação	Expressão do nível	Índice	Score ASSETS
OHI	Potencial de Diluição	Baixo			
	Potencial de exportação	Moderado	Alto	Alto	Ruim
	Entrada de nutrientes	Alto			
OEC	Clorofila - <i>a</i>	Alto			
	Sintomas primários		Alto	Moderado	Alto
	Oxigênio dissolvido	Baixo			
DFO	Sintomas secundários	Algas tóxicas e oportunistas	Moderado	Moderado	
	Pressão futura por nutrientes	Aumento da pressão future por nutrientes		Piora alta	

2.3 Aplicação do TRIX

Os valores obtidos de clorofila - *a*, tiveram variação com tendência a diminuição ao longo do monitoramento com o maior valor observado na estação 01(mais externa analisada) no mês de maio de 2010 e o menor na estação 04 (mais interna analisada) também no mês de maio do ano de 2011, de 145,09 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 3,81 $\mu\text{g L}^{-1}$. A clorofila - *a* é considerado um parâmetro que reflete a resposta do fitoplâncton às condições da água e ao processo de eutrofização (Noriega *et al.*, 2005).

As taxas de saturação de oxigênio que levam em consideração os valores de temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido obtidos, variaram de < 0,1%, refletindo estresse biológico no ambiente, até 110,83%.

Os fatores nutricionais tiveram grande impacto no ambiente estudado, já que suas concentrações foram elevadas, provocando com isso grande poluição. Na área o nitrogênio inorgânico dissolvido apresentou concentrações elevadas com o mínimo de 53,26 $\mu\text{g L}^{-1}$ na estação 01 no mês de setembro de 2011 e uma máxima de 870,26 $\mu\text{g L}^{-1}$, e as concentrações de fósforo dissolvido variaram de 46,65 $\mu\text{g L}^{-1}$ na estação 04 do mês de setembro de 2011 a 446,40 $\mu\text{g L}^{-1}$ na estação 01 do mês de maio de 2010. Valores muito elevados mesmo para estuário que são regiões que recebem grande carga de nutrientes (Loureiro *et al.*, 2006).

A penetração de luz é um fator suplementar para avaliação da qualidade da água. No estuário do rio Capibabibe a transparência da água variou de 0,1 m a 0,7 m, nas estações chuvosas e secas respectivamente. As penetrações mínimas da luz ocorrem durante o período de maior índice pluviométrico e nas regiões de maior influência costeira (Braga *et al.*, 2000). Este parâmetro está ligado diretamente a produção primária nos ecossistemas costeiros

Outro parâmetro associado ao índice de eutrofização TRIX foi o material particulado em suspensão, que apresentou elevados valores nas estações ao longo do estuário, com maior valor de 210,91 mg L^{-1} na

estação 01 no mês de julho de 2011 e menor valor de 4,6 mg L⁻¹ na estação 04 do mês de março do mesmo ano. Elevados valores de material em suspensão tendem a reduzir a penetração da luz na coluna d'água e conseqüentemente diminuir a profundidade de distribuição dos organismos fotossintetizantes, afetando assim o processo de produção primária e quantidade de matéria orgânica. (Azevedo, 2011).

Obtidas as concentrações dos parâmetros necessários ao cálculo do TRIX, mais de 93% das estações nos períodos estudados apresentaram o estado de qualidade de água pobre e o nível de eutrofização elevado, com valores na faixa entre 6 e 10. Resultados semelhantes ao apresentado por Salas *et al.* (2008), para um estuário em Portugal e Flores Montes *et al.* (2011), para zona costeira impactada no nordeste do Brasil.

As duas únicas estações que não apresentaram o estado de qualidade pobre e o nível de eutrofização elevado foram a estação 02 em fevereiro de 2011 e a estação 04 em maio de 2010, com valores de TRIX 4,87 e 5,88 respectivamente. Apresentando segundo o índice estado de qualidade de água boa para a primeira e ruim para a segunda. Com os níveis de eutrofização médio e alto de acordo com os valores registrados.

2.4 Modificação do índice TRIX para regiões tropicais anóxicas

No entanto para as duas estações os fatores nutricionais foram elevados não caracterizando o determinado pelo índice. Foi observado que nas duas estações houve alto grau de anóxia, valores menores que o mínimo de detecção do método de Winkler modificado, descrito por Strickland & Parsons (1972). Conseqüentemente menores que a unidade mínima do log para a taxa de saturação de oxigênio descrito na fórmula original do TRIX.

Alterando com isso a determinação do índice para áreas anóxicas, se tornou necessário fazer uma adaptação deste índice nestas áreas, retirando a variável taxa de saturação de oxigênio e recalculando as constantes da fórmula (tabela 03).

Após a mudança na fórmula foi recalculado o índice para área e 100% dos resultados para as estações ao longo do monitoramento apresentaram o estado de qualidade de água pobre e o nível de eutrofização elevado, com valores na faixa entre 6 e 10.

Os resultados dos índices TRIX e TRIX modificado não tiveram variações significativas no geral, com ANOVA apresentando $p=0,2157$ e a evolução das estações ao longo do monitoramento variaram de acordo com a figura 02, sendo observado que para o gráfico do TRIX existem dois pontos que diferem do esperado para eutrofização registrada nesta área, enquanto que no gráfico do TRIX modificado os resultados nas estações se comportam de maneira mais coerente.

Tabela 03: Adaptação do índice TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) para TRIX modificado para regiões tropicais anóxicas.

Parâmetros Vollenweider <i>et al.</i> (1998)	Unidades mínimas de log	Diferença entre mínimo e máximo (adaptação para escala 0-10)	Adaptação do índice para áreas anóxicas	Unidades mínimas de log	Diferença entre mínimo e máximo (adaptação para escala 0-10)
Cl-a	-0,5 (0,32)	0,3	Cl-a	-0,5 (0,32)	0,3
%O ₂	-1 (0,1)	0,3	%O ₂	-	-
DIN	0,5 (3,2)	0,3	DIN	0,5 (3,2)	0,3
DIP	-0,5 (0,32)	0,3	DIP	-0,5 (0,32)	0,3
Soma para os Logs	-1,5	1,2	Soma para os Logs	-0,5	0,9
TRIX: $(\log_{10}[Cl-a * \%O_2 * NID * PID] - [-1,5]) / 1,2$			TRIX: $(\log_{10}[Cl-a * NID * PID] - [-0,5]) / 0,9$		

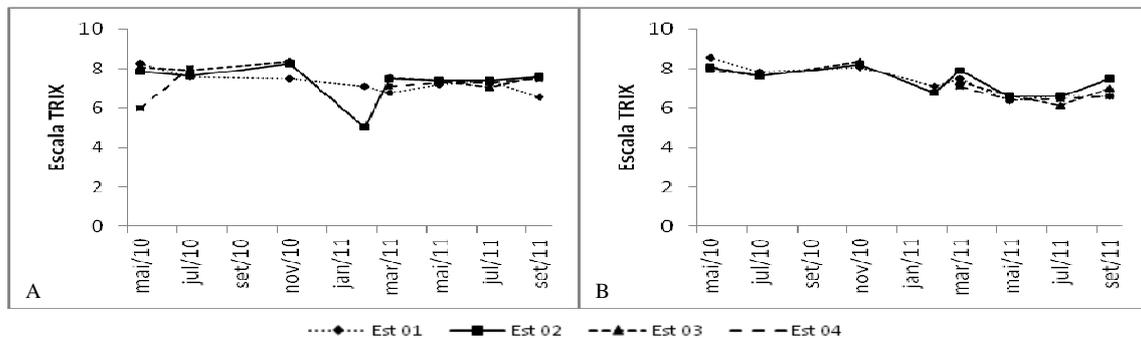


Figura 02: Evolução da eutrofização nas estações do estuário do rio Capibaribe, de acordo com o índice TRIX Vollenweider *et al.* (1998) - A e o índice TRIX modificado - B.

A avaliação do estado de eutrofização no estuário do rio Capibaribe, realizada pelo modelo e índices empregados apresentaram resultados similares, como descritos na tabela 04.

Tabela 04: Resultado final do modelo e índices para o estuário do rio Capibaribe.

Modelo/Índice	Resultado final (estado do ambiente)
ASSETS	Ruim
TRIX	93% Pobre*; Elevado**
TRIX modificado	100% Pobre*; Elevado**

*: estado de qualidade da água; **: nível de eutrofização

De acordo com as análises dos componentes principais (ACP) realizadas para correlacionar os parâmetros que geram o TRIX (clorofila *a* [Cl - *a*], taxa de saturação de oxigênio dissolvido [%O₂], nitrogênio inorgânico dissolvido [NID] e fósforo inorgânico dissolvido [PID]), com parâmetros associados (transparência da água [Secchi] e material particulado em suspensão [Mat Sus]) e o TRIX modificado (figura 07) foi notada uma maior correlação do índice TRIX modificado com a biomassa

primária (Cl - a) que o TRIX convencional. Sendo a eutrofização o crescimento algal provocado por incremento na concentração dos nutrientes. Segundo a análise o nutriente mais ligado a biomassa foi o PID com maior correlação que o NID. Normalmente a $|\%O_2|$ possui correlação contrária ao índice de estado de eutrofização, quanto maior a oxigenação melhor o estado do ambiente, única exceção vista na estação 04. O MPS possui pouca correlação com a transparência da água, normalmente se comportam no ambiente de maneira contrária.

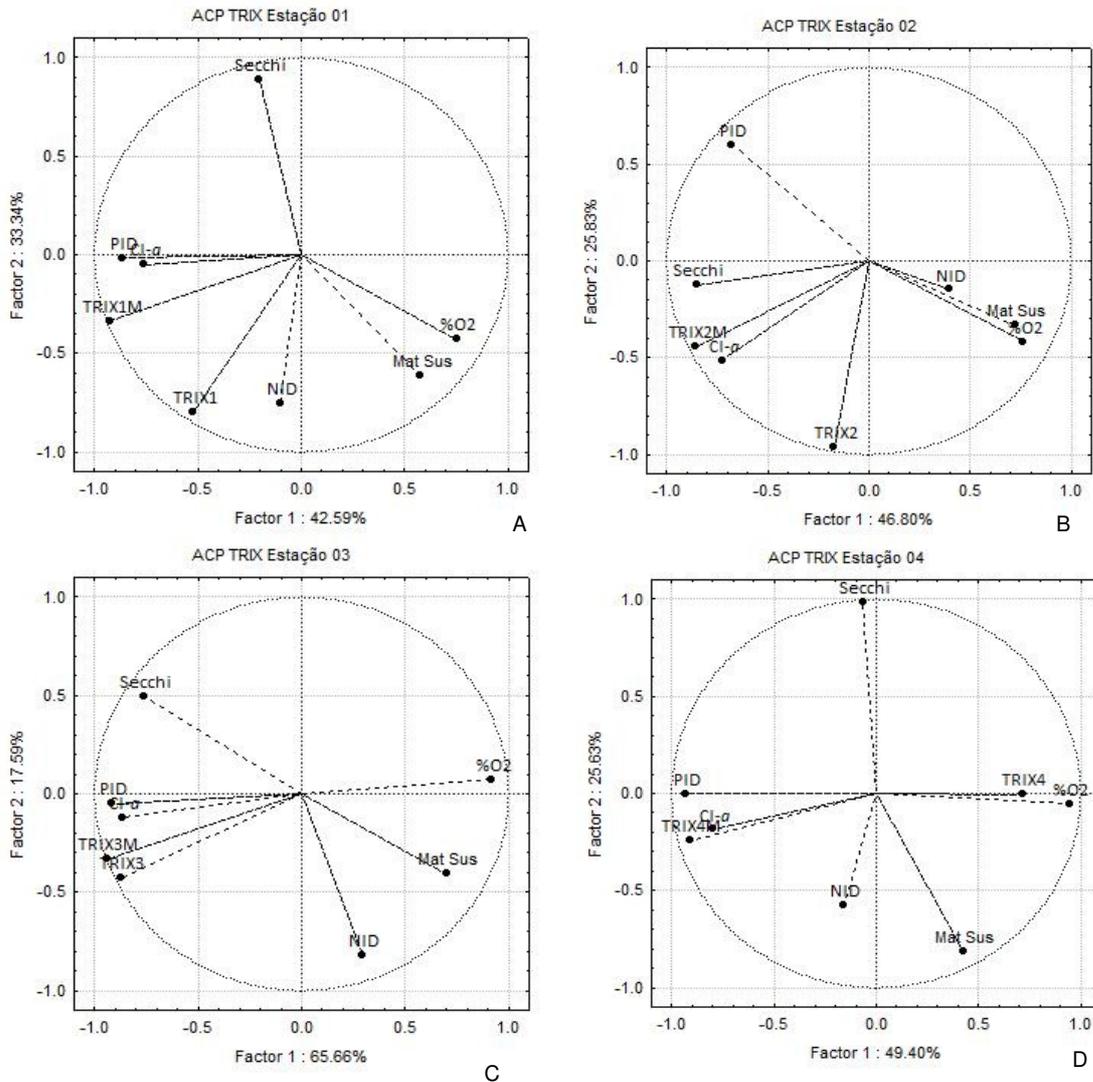


Figura 03: Análises dos Componentes Principais entre os parâmetros que formam o TRIX Vollenweider *et al.* (1998), nas estações 01 (A), 02 (B), 03 (C) e 04 (D), Cl-a (Biomassa primária), PID (fósforo inorgânico dissolvido), NID (nitrogênio inorgânico dissolvido), $\%O_2$ (taxa de saturação de oxigênio), Material em suspensão (Mat. Sus.), Secchi (penetração da luz) e o índice TRIX modificado.

4 CONCLUSÕES

O estado de eutrofização do estuário rio Capibaribe apresentou respostas similares de acordo com as ferramentas utilizadas, índice TRIX e modelo ASSETS, com classificações: Elevado e Ruim, respectivamente.

O índice TRIX permitiu uma avaliação do estado de eutrofização do estuário de maneira pontual e imediata;

O modelo ASSETS por ser uma ferramenta mais complexa permitiu uma avaliação do ambiente de forma mais abrangente;

Constatou-se que o índice TRIX modificado determina de maneira mais eficaz ambientes tropicais impactados e com alto grau de anóxia, sendo sugerida sua utilização para estes tipos de estuários, como é o caso do estudado.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao CNPq e CAPES pelo financiamento do projeto e concessão da bolsa que tornou possível a realização deste trabalho. Aos professores, técnica e alunos do Laboratório de Oceanografia Química da Universidade Federal de Pernambuco, pela ajuda nas análises e interpretação dos resultados e aos professores e alunos do Laboratório de Fitoplâncton da Universidade Federal de Pernambuco, pela ajuda nos dados biológicos. Este trabalho exige uma sinergia de parâmetros e sem estas ajudas não haveria condições de realizá-lo.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (CPRH)., 2006. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2005. Recife, 1- 90p.
- Azevedo, J.S & Braga, E.S., 2011. Hydrochemical characterization meant for environmental certifying of the Santos-São Vicente and Cananéia estuaries. *Arquivos Ciências do Mar*, 44(2): 52 – 61.
- Baumgartem, M.G.Z., Aznar, C.E., Rocha, J.M., Almeida, M.T., Kinas, P.G., 1998. Contaminação das águas receptoras do principal efluente doméstico da cidade do Rio Grande, R.S. *Atlântica*. n.20, p.35-54.
- Berlinski, N., Bogatova, Y., Garkavaya, G., 2006. Estuary of Danube. *Handbook of Environmental Chemistry*. Vol 5: 233-264.
- Braga, E.S., Bonetti, C.V.D.H., Burone, L. & Bonetti Filho, J., 2000. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista estuarine system - Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v.40, n.2, p.165-173.
- Bricker, S.B.; Clement, C.G.; Pirhalla, D.E.; Orlando, S.P.; Farrow, D.R.G., 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, pp. 71.
- Bricker, S. B.; Ferreira, J. G.; Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecologic Modelling*. V. 169: 36-60.
- Carlson, R. E. A., 1977. trophic state index of lakes. *Limnology Oceanography*., 22(2): 361-368.
- Chaves, P. & Bouchereau, J. L., 2000. Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. *Oceanologica Acta*. (3):273-280.
- Contreras, F., Castañeda, O., García, A., 1994. La clorofila-a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *An. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. Univ. Nac. Autón., México, 21(1-2): 55-66.
- Crouzet, P., Leonard, J., Nixon, S., Rees, Y., Parr, W., Laffon, L., Bøgestrand, J., Kristensen, P., Lallana, C., Izzo, G., Bokn, T., Bak, J., 1999. Nutrients in European Ecosystems. *European Environment Agency*. pp. 1-155.
- Dame, R., Alber, M., Allen, D., Mallin, M., Montague, C., Lewitus, A., Chalmers, A., Gardner, R., Gilman, C., Kjerfve, B., Pinckney, J., Smith, N. 2000. Estuaries of the South Atlantic Coast of North America: Their Geographical Signatures. *Estuaries* Vol. 23, No. 6, p. 793–819.

- DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO (DHN). Tábua de marés. www.dhn.mar.mil.br. Acesso de 2010 à 2011.
- Ferreira, J. G., Bricker, S. B., Simas, T. C. 2007. Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *Journal of Environmental Management*. 82:433–445.
- Flores Montes, M. de J., Paulo, J. G., Nascimento Filho, G. A., Gaspar, F. L., Feitosa, F. A., Santos Júnior, A. C., Batista, T. N. F., Travassos, R. K., Pitanga, M.E. 2011. The trophic state of an urban estuarine complex in Northeast Brazil. *Journal of Coastal Research*. SI 64, vol 1, 408 – 411.
- Giordani, G., Zaldívar, J.M., Viaroli, P. 2009. Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological indicators*. 982 – 991.
- Giovanardi, F., & Vollenweider, R. A. 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63: 199–218.
- Gonzalez, J. L., Thouvenin, B., Dange, C., Chiffolleau, J. F., Bontier, B. 2006. Role of Particle Sorption Properties in the Behavior and Speciation of Trace Metals in Microtidal Estuaries: The Cadmium Example. *Handbook of Environmental Chemistry*. Vol 5: 265-301.
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K. 1983. *Methods of seawater analysis*. 2 ed. New York: Velag Chemie, p. 317.
- Heaney, S.I., Foy, R.H., Kennedy, G.J.A., Crozier, W.W., O'Connor, W.C.K. 2001. Impacts of agriculture on aquatic systems: lessons learnt and new unknowns in Northern Ireland. *Journal of Marine and Freshwater Res.*, v.52, p.151-163.
- HIDROWEB. Séries históricas. hidroweb.ana.gov.br. Acesso maio de 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2010. www.ibge.gov.br. Acesso em Julho de 2012.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Climatologia. www.inmet.gov.br. Acesso 2010 à 2011.
- Karydis, M., Ignatiades, L., Moschopoulou, N. 1983. An Index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science*, 16: 339-344.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 2005. Cyanoprokariota, 2. Teil: Oscillatoriales. In: B. Büdel, G. Gärdner, L. Krienitz & M. Schagul (eds.). *Subwasserflora von mitteleuropa*, Band 19/2, Spektrum Akademischer Verlag, 759 p.
- Loureiro, S., Newton, A., Icelly, J. 2006. Boundary conditions for the European Water Framework Directive in the Ria Formosa Lagoon, Portugal (physico-chemical and phytoplankton quality elements). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 382–398.
- Macêdo, S. J., Travassos, P. E. P. F., Koenig, M.L. 1993. General aspects of water pollution in the State of Pernambuco, Brazil. *Coastal Environmental Pollution Prev.*, 1: 11-21.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia*. 41, 199–219.
- Noriega, C.D., Costa, K.M.P., Feitosa, F.A.N., Flores Montes, M.J., Greco, C.K.S., Soares, G.S., Silva, H.P. 2005. Distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica e sua relação com os sais nutrientes, no sistema estuarino de Barra das Jangadas (Pernambuco – Brasil). *Arquivos de Ciências do Mar*. 38: 5-21.
- Noriega, C. & Araujo, M., 2009. Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil. *Journal of Coastal Research*. SI 56, 871 – 875.
- OSPAR COMMISSION. 2001. Evaluation of the expected situation of the eutrophication status in the Maritime Area following the 50% reduction target for nutrient inputs. 31 p. Disponível em: <http://www.ospar.org>. Acesso em março de 2012.

- Penna, N., Capellacci, S. and Ricci, F. 2004. The influence of the Po River discharge on phytoplankton Bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 3-4, 321-326.
- Salas, F., Teixeira, H., Marcos, C., Marques, J. C., Pérez Ruzafa, A. 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Marine Science*. 1-7.
- Sant'Anna, C.L, Azevedo, M.T.P., Werner, V.R., Dogo, C.R., Rios, F.R., Carvalho, LR. 2008. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algological Studies* 126:249-263.
- Seisdedo, M. & Arencibia, G. 2009. Estimación de las cargas contaminantes de nutrientes en la Bahía de Cienfuegos, *Revista Transporte, Medio Ambiente y Desarrollo*.
- Shigaki, F., Sharpely, A., Prochnow, L. I. 2006. Produção animal, manejo de fósforo e qualidade da água no Brasil: opções para o futuro. *Science Agriculture (Piracicaba, Braz.)*, vol.63, n.2, p.194-209.
- Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2 ed. Ottawa: fisheries research board of Canada bulletin, n. 167, p. 207-211.
- Travassos, P. E. P. F., Macêdo, S. J., Koenig, M. L. 1993. Aspectos hidrológicos do estuário do rio Capibaribe (Recife, PE). *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*. 22: 9-38.
- UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea water. Report of SCOR/UNESCO working group 17 with meat from 4 to 6 june 1964, Paris: monographys on oceanology methodology. pp. 69.
- UNESCO. 1973. International Oceanographic Tables. Wormly, v. 2, pp. 141.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal of a trophic scale, turbity and generalized water quality index. *Environmental*. 9: 329 – 357.
- Wade, A. J., Neal, C., Whitehead, P. G., Flynn, N. J. 2005. Modelling nitrogen fluxes from the land to the coastal zone in European systems: A perspective from the INCA project. *Journal of Hydrology* 304: 413–429.
- Xiao, Y., Ferreira, J. G., Bricker, S. B., Nunes, J. P., Zhu, M., Zhang, X. 2007. Trophic Assessment in Chinese Coastal Systems - Review of Methods and Application to the Changjiang (Yangtze) Estuary and Jiaozhou Bay. *Estuaries and Coasts*. Vol. 30, No. 6, p. 901–918.
- Ærtebjerg, G., Andersen, J. H., Schou Hansen, O. 2003. Nutrients and eutrophication in Danish marine waters: a challenge for science and management. National Environmental Research Institute. 125 pp.

Capitulo 04

Avaliação de estado trófico em estuários tropicais do Nordeste do Brasil e sua relação com as frações do nitrogênio inorgânico dissolvido.

Avaliação de estado trófico em estuários tropicais do Nordeste do Brasil e sua relação com as frações do nitrogênio inorgânico dissolvido.

Nascimento Filho, G. A., Flores Montes, M. J.

RESUMO

As atividades humanas nas regiões costeiras resultam em poluição aquática, fato que vem provocando perda da qualidade ambiental dos ecossistemas marinhos e resultando em processos de degradação dos serviços ambientais, tanto para as populações atuais e como das futuras. Os estuários dos rios Carrapicho, Jaboatão e Capibaribe estão sujeitos a diferentes naturezas de impactos poluentes e localizados em diferentes áreas do estado de Pernambuco. No presente trabalho foram utilizadas as ferramentas TRIX e TRIXM para avaliar o estado de eutrofização destes estuários, além da relação destes níveis de eutrofização com as frações do nitrogênio inorgânico dissolvido presentes nestes ecossistemas. Foi observado que as duas ferramentas de avaliação do nível de eutrofização mensuraram de maneira parecida os estuários estudados, com o estuário do rio Carrapicho sendo o menos eutrofizado (mediana: TRIX = 5,5 e TRIXM = 4,1), seguido do estuário do rio Jaboatão (mediana: TRIX = 5,9 e TRIXM = 5,7) e finalmente o mais eutrofizado o estuário do rio Capibaribe (mediana: TRIX = 7,3 e TRIXM = 7,2). Em relação às frações do nitrogênio inorgânico dissolvido foi observado que quanto mais eutrofizado o ambiente maior a contribuição do nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4$) e quanto menos eutrofizado maior a contribuição do nitrato (NO_3), funcionando a análise destas frações como indicadores de poluição nestes ecossistemas aquáticos.

INTRODUÇÃO

Devido ao aumento populacional e ocupação desordenada nas grandes cidades, com cerca de 2/3 da população localizada próxima a estuários e regiões adjacentes (Halpern *et al.*, 2008; Pereira Filho *et al.*, 2003), as atividades humanas nas regiões costeiras resultam em poluição aquática, fato que vem provocando perda da qualidade ambiental dos ecossistemas marinhos e resultando em processos de degradação dos serviços ambientais, tanto para as populações atuais e como das futuras.

Os resíduos assim produzidos contribuem com elevada carga de nutrientes inorgânicos, principalmente nitrogenados e fosfatados, induzindo o aumento da biomassa de produtores primários nos sistemas aquáticos, resultando em intensos processos de eutrofização (Feitosa *et al.*, 1999).

Os resíduos domésticos são ricos em matéria orgânica nitrogenada, a qual pode ser mineralizada aumentando a disponibilidade de nutrientes inorgânicos nitrogenados, amônio, nitrito e nitrato, nestes ambientes (Valiela & Bowen, 2002), dependendo do estado de oxigenação do ecossistema aquático.

Em ecossistemas aquáticos eutrofizados, o nitrogênio pode ocorrer em diversos estados de oxidação, sendo as principais formas preferidas pelos organismos fitoplantônicos o nitrato e a amônia, de rápida assimilação e elevada biodisponibilidade, devido à rapidez de reações

associadas ao baixo consumo de energia (Reynolds, 1997). Apenas alguns tipos de microrganismos como algumas bactérias e cianobactérias, conseguem assimilar o N₂ atmosférico, o qual é transformado em amônia, nitrito e nitrato ou em outros componentes (Scott *et al.*, 2008).

É de conhecimento global que as atividades antrópicas podem alterar o ciclo do nitrogênio durante as atividades agrícolas (uso de fertilizantes, uso inadequado do solo e queimadas); atividades industriais (emissão de resíduos atmosféricos e líquidos); e urbanas (lixo e esgoto doméstico, queimas de combustíveis) (Galloway *et al.*, 2010).

Além do nitrogênio o fósforo na forma de ortofosfato é o outro principal nutriente responsável pela eutrofização nos ecossistemas aquáticos. Constitui um dos mais importantes processos de deterioração da qualidade da água de regiões costeiras, sintomas como altos níveis de clorofila - *a*, eventos de anóxia e hipóxia, florescimento de algas tóxicas e nocivas (Rabalais, 2002; Beman *et al.*, 2005) são algumas de suas conseqüências.

Muitas ferramentas (índices e modelos para avaliação do estado de eutrofização) estão sendo utilizadas para monitoramento do grau de influência antrópica poluindo e impactando os ambientes estuarinos e costeiros. Algumas ferramentas foram criadas para avaliar a intensidade dos parâmetros que geram a eutrofização nos ambientes costeiros. Autores como: Carlson (1977), Karydis *et al.* (1983), Contreras *et al.* (1994), Nixon (1995) e Crouzet *et al.* (1999) criaram ferramentas simples e eficazes na avaliação do impacto antropogênico, quantificando concentrações de parâmetros que causam a eutrofização.

Outros modelos mais complexos foram desenvolvidos para determinar o estado de eutrofização de estuários e regiões costeiras como é o caso do Transitional Water Quality Index – TWQI (Giordani *et al.*, 2009) e Assessment of Estuarine Trophic Status – ASSETS (Bricker *et al.*, 2003) que utilizam uma gama de parâmetros físicos, químicos e biológicos na determinação do estado de eutrofização dos ecossistemas aquáticos costeiros, retratam de maneira eficaz a situação destas regiões, contudo necessitam de monitoramentos longos e informações integradas para seus desenvolvimentos.

De um modo geral, o uso de índices e modelos têm sido utilizados em estudos relacionados com eutrofização e efeitos de despejo de substâncias inorgânicas em ecossistemas aquáticos, sendo uma metodologia sensível e que apresenta resultados rápidos.

No presente estudo foram realizadas análises físicas, químicas e biológicas (temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, penetração de luz, nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos e clorofila – *a*) de três estuários localizados em diferentes regiões do estado de Pernambuco e submetidos a ações antrópicas em diferentes níveis. O estuário do rio Carrapicho localizado no litoral norte do estado de Pernambuco é o que recebeu menos impactos, o estuário do rio Jaboatão localizado no litoral sul recebe grandes influências

antrópicas ao longo do rio e principalmente em sua zona estuarina, e o estuário do rio Capibaribe, completamente inserido na região metropolitana do Recife, que vem recebendo elevado volume de efluentes domésticos e agrícolas ao longo do seu percurso, sendo o estuário com maiores impactos antrópicos.

Para determinar o estado trófico destes estuários foram realizadas avaliações utilizando-se dois índices: TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) e TRIX modificado (TRIXM) (Nascimento Filho *et al.*, prelo) e procurando identificar o peso do nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) nos atuais níveis de eutrofização nas áreas estudadas, analisando tanto suas variações espaciais, bem como as sazonais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo:

Os estuários estudados encontram-se no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil e foram escolhidos por conta do nível de impacto aos quais estão submetidos (figura 01).

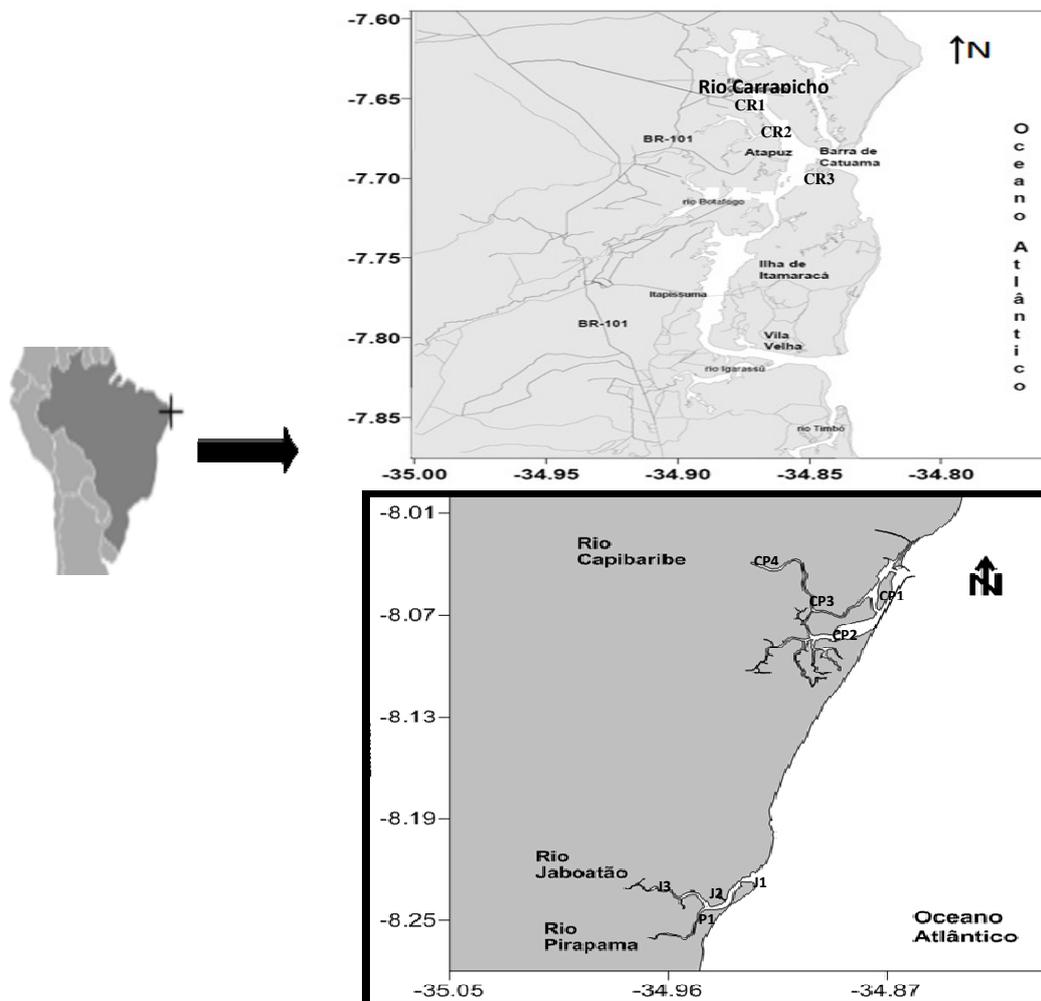


Figura 01: Mapa dos estuários dos rios Carrapicho, Capibaribe e Jaboatão, localizados na região Nordeste do Brasil, estado de Pernambuco.

Rio Carrapicho:

O rio Carrapicho, localiza-se no litoral norte de Pernambuco, a 55 km do Recife, capital do estado, pertence à bacia do rio Itapessoca, localizada na porção sul-oriental do município de Goiana, com uma área total de 12.584 ha, representando 9,2% da superfície do litoral norte. Esta região é caracterizada por ter clima tropical do tipo Am', no sistema de Köeppen, com transição para As' à medida em que se distancia da costa. Regido pelo sistema de mesomarés semi-diurnas, com uma profundidade média de 6,3 m para o estuário (estações CR1 e CR2) e na estação CR3 de 15,5 m.

As atividades predominantes na bacia são as culturas de cana-de-açúcar, do coco e de outras frutíferas, a avicultura, a exploração de areia, a extração de calcário para a produção de cimento e de cal. Nesta região existem áreas degradadas pela extração mineral, contribuindo para o assoreamento dos rios e do próprio estuário (CPRH, 2004).

Rio Capibaribe:

A cidade do Recife e região metropolitana são consideradas a 6ª região mais populosa do Brasil com cerca de 3.743.854 habitantes e densidade populacional de aproximadamente 1352,53 hab/km² (IBGE, 2010).

O clima da região metropolitana do Recife é do tipo Tropical Úmido ou As' segundo a classificação de Köppen. As temperaturas são elevadas durante todo o ano, com os valores médios de 24°C e 28°C. O período chuvoso chega a concentrar cerca de 50% do total pluviométrico anual, que em média é superior a 2000 mm. Este volume de chuvas está diretamente relacionado à posição e intensidade da Alta Pressão do Atlântico Sul e a sua temperatura próxima à costa brasileira (Muehe, 2006).

Os principais rios da região metropolitana do Recife são o Capibaribe, Jaboatão e Pirapama, cujas águas são utilizadas para abastecimento público, lançamento de efluentes industriais e esgoto doméstico sem tratamento e deságuam no Oceano Atlântico, (Noriega & Araujo, 2009).

A bacia hidrográfica do rio Capibaribe compreende uma área de drenagem de 7557 km² e beneficia uma população de aproximadamente 1.328.361 habitantes. O solo às margens do rio apresenta algumas áreas de Mata Atlântica e sofre com ocupação urbana e industrial, áreas de monocultura de cana-de-açúcar e policulturas (CPRH, 2004). A região estuarina do Capibaribe possui uma área aproximada de 15 km² e está completamente inserida na cidade do Recife.

Rio Jaboatão:

A região do estuário de Barra de Jangadas é formada pela união da foz dos rios Jaboatão e Pirapama, que juntos drenam uma área de aproximadamente 1022 km² (CPRH, 2004). Este

estuário ocupa cerca de 14 km² e possui profundidade média de 2,6 m, com as margens ocupadas por núcleos urbanos, áreas de monoculturas de cana-de-açúcar e, na porção estuarina, ainda apresenta áreas remanescentes de manguezais.

Os estuários localizados na região metropolitana do Recife estão sob um regime de mesomarés do tipo semi-diurnas (Araujo *et al.*, 1999). Estes estuários são caracterizados como verticalmente homogêneos e não apresentam variações verticais significativas de salinidade e temperatura (Noriega *et al.*, 2013). Apresentam variações espaciais significativas em relação à salinidade.

Metodologia

As expedições de coleta foram realizadas para identificar os efeitos espaciais e sazonais dos processos de eutrofização. Nos rios Capibaribe e Jaboatão/Pirapama durante dois ciclos sazonais (maio/2010 a setembro/2011) e no rio Carrapicho uma variação anual (março/2007 a março/2008). As amostragens foram efetuadas em estações georeferenciadas, na camada superficial, durante os períodos chuvosos e de estiagem na baixa-mar das marés de sizígia, quando a influência continental fica mais intensa, de acordo com os horários das Tábuas das Marés apresentados pela Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN, 2007/08, 2010/11).

As amostras hidrológicas foram coletadas com auxílio de garrafas oceanográficas de Niskin. Após as coletas, o material devidamente armazenado e identificado foi encaminhado aos Laboratórios de Oceanografia Química e de Fitoplâncton da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), onde foram processadas e analisadas.

Foram realizadas coletas ao longo dos estuários até os limites mínimos de salinidade encontrados. A temperatura foi determinada *in situ*, por meio de termômetro de mercúrio e CTD. A pluviosidade para os anos em estudo foi obtida com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). A salinidade foi determinada pelo método de Morh - Knudsen, descrito por Strickland & Parsons (1972) e CTD. Para a determinação do OD foi empregado o método de Winkler modificado, descrito por Strickland & Parsons (*op.cit.*). Para cálculo da taxa de saturação de oxigênio dissolvido, foi aplicada a relação entre a temperatura e a salinidade da água, de acordo com a tabela da International Oceanographic Tables (UNESCO, 1973). Os nutrientes inorgânicos dissolvidos: nitrogênio amoniacal (NH₃+NH₄), fósforo inorgânico dissolvido (PO₄), foram analisados através do método descrito em Grashoff *et al.* (1983) e o nitrito (NO₂) e nitrato (NO₃) analisados de acordo com metodologia descrita em Strickland & Parsons (*op. cit.*).as três frações de nitrogênio inorgânico dissolvido citadas acima representam o NID enquanto o fósforo inorgânico dissolvido representa o PID nos estuários estudados. O método para determinação da clorofila – *a* foi o da análise espectrofotométrica descrito em Unesco (1966). Para profundidade foi utilizada uma ecossonda manual e para medida da

penetração de luz foi utilizado um disco de Secchi. A análise estatística descritiva para tratamento dos dados e utilizada foi técnica ANOVA para análise de variância dos parâmetros entre as estações de coleta e ao longo dos períodos sazonais realizada pelo programa Statistic 7.0^R.

Para a caracterização do atual estado de eutrofização do sistema foi utilizado o índice multivariado de estado trófico TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) e o TRIXM (Nascimento Filho *et al.*, no prelo) índice adaptado para ser aplicado em estuários tropicais submetidos a fortes impactos poluidores dos corpos hídricos. Foi também realizada uma relação entre os resultados dos índices e as concentrações das frações do NID, determinadas nos diferentes sistemas.

O Índice TRIX (equação 1) associa os parâmetros analisados para determinar o estado de eutrofização e qualidade de água dos corpos hídricos estuarinos:

$$TRIX = (\log_{10}[Cl\ a \times | \%O_2| \times NID \times PID] + k) / m \quad (\text{Equação 1}).$$

Onde:

Cl a = concentração de clorofila a, em $\mu\text{g L}^{-1}$;

|%O₂| = Valor absoluto da porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido, [abs |100 - %O|];

NID = em $\mu\text{g L}^{-1}$;

PID = PO₄, em $\mu\text{g L}^{-1}$.

k = 1,5;

m = 1,2

As constantes k e m foram calculadas pelo autor, para ajustar os valores da escala TRIX com o nível de eutrofização.

Enquanto o TRIXM utiliza a seguinte equação:

$$TRIXM = (\log_{10}[Cl\ a \times NID \times PID] + k^*) / m^* \quad (\text{Equação 2}).$$

Onde não é integrada a fórmula o |%O₂|, que em alguns casos de regiões tropicais submetidas a fortes impactos que podem levar a eutrofização pode mascarar os resultados, devido à instável concentração de oxigênio dissolvido. Com isso as constantes recalculadas foram k* = 0,5 e m* = 0,9, para ajustar os valores adquiridos ao nível de eutrofização da escala do TRIX.

Tabela 01: Tabela de relação entre valores, qualidade da água e níveis de eutrofização dos índices TRIX e TRIXM.

Escala TRIX e TRIXM	Estado da qualidade da água	Nível de eutrofização
0-4	Alta	Baixa
4-5	Boa	Média
5-6	Mal	Alta
6-10	Pobre	Elevada

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após o processo de tratamento dos dados para os três estuários, os resultados obtidos indicaram o rio Carrapicho como o local com menores processos de eutrofização e em consequência disto uma maior qualidade da água com o seguinte valor das medianas dos índices utilizados TRIX = 5,5 e TRIXM = 4,1, um nível de eutrofização alto e má qualidade da água de acordo com o TRIX, este resultado classificaria este estuário na categoria de água com baixa qualidade, junto com outros estuários com elevada carga orgânica, como indicado por Noriega *et al.* (2005), e um nível de eutrofização médio e boa qualidade da água de acordo com o TRIXM, certamente por conta dos baixos valores das concentrações dos nutrientes, bem como a pequena taxa de ocupação urbana.

Os valores de clorofila *-a* analisados neste estuário não poluído variaram de 2,29 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (na estação CR1 no período seco de 2007) a 39,97 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (na estação CR3 no período chuvoso do mesmo ano), com mediana de 10,31 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para todo o estuário, coincidentemente os valores do nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos (DIN e DIP) foram os maiores neste mesmo período de 2007 na estação CR3, com valores de 92,23 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 59,97 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente, as medianas para estes parâmetros foram de 15,62 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para o DIN e 14,47 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para o DIP.

Apesar de não ter sido observada uma grande carga destes nutrientes dissolvidos neste estuário foram observados valores elevados na concentração de clorofila *-a*, provavelmente devido a uma camada fótica mais profunda, em consequência da menor quantidade de partículas em suspensão, como indicado pela maior profundidade do desaparecimento do disco de Secchi, que apresentou uma mediana de 2,00 m e uma fonte moderada de nutrientes, oriunda da lixiviação do solo, cobertura vegetal moderada, produção autótrofa e ciclagem dos nutrientes. A penetração de luz é um dos importantes fatores segundo Vollenweider *et al.* (1998) a ser associado a avaliação do nível de eutrofização nestes ambientes. Os valores elevados na estação CR3 são devido a sua dinâmica, onde as águas marinhas penetram com maior intensidade, devido à maior profundidade, dispersando as partículas em suspensão, aumentando a taxa de penetração da luz e acumulando nutrientes, além da ressuspensão de nutrientes provocada pela penetração da cunha salina.

Foram relacionadas às frações do nitrogênio inorgânico dissolvido – DIN- (NH_3+NH_4 , NO_2 e NO_3) com o nível de eutrofização do ambiente, segundo os índices utilizados, o estuário não se encontra em elevado grau de eutrofização e associado a isto foi observado que a fração do DIN que mais colaborou para a carga de nitrogênio no ambiente foi o NO_3 , corroborando o estado do ambiente. Por ser uma região com elevada disponibilidade de oxigênio dissolvido, ao contrário dos outros estuários, onde predominam as frações mais reduzidas (Pinã-Ochoa & Alvarez-Cobelas, 2006).

No rio Jaboatão local que recebeu uma maior influência antrópica, devido à maior ocupação urbana em suas margens, aumentando o nível de eutrofização do ambiente e deteriorando a qualidade de sua água. Provocando com isso inúmeros desequilíbrios neste ambiente. De acordo com os índices de avaliação do nível de eutrofização deste ecossistema foram obtidos os seguintes scores: o TRIX teve a mediana de 5,9 enquanto o TRIXM obteve a mediana de 5,7, ambos retratando um nível de eutrofização alto e má qualidade da água.

Estes níveis de eutrofização estão associados diretamente ao grande aporte de nutrientes lançados no estuário em questão com valores de medianas do DIN de $167,97 \mu\text{g.L}^{-1}$ e do DIP de $62,97 \mu\text{g.L}^{-1}$, valores muito acima que os observados no estuário do rio Carrapicho. Mesmo com toda esta carga de nutrientes não foram observadas grandes concentrações de clorofila – *a* no geral, com uma mediana de $3,64 \mu\text{g.L}^{-1}$, inferior ao estuário anterior. Este fato pode ser atribuído à pequena penetração de luz medida neste ambiente com a mediana de 0,53 m, indicando maior teor de material em suspensão, oriundo da matéria orgânica doméstica (matéria orgânica particulada + matéria orgânica dissolvida – MOP + MOD).

Neste estuário também foram correlacionadas às frações do DIN e sua relação com o nível de eutrofização local, comparado ao estuário do rio Carrapicho o estuário do rio Jaboatão apresentou níveis mais elevados de eutrofização, situação observada principalmente quando são comparados os valores do TRIXM, mostrando esta ser uma ferramenta mais adequada para quantificação dos níveis de eutrofização em ambientes tropicais. As concentrações de NH_3+NH_4 e de NO_2 estiveram mais elevadas, sendo a forma de NH_3+NH_4 a fração dominante, indicando baixa taxa de oxigênio dissolvido, provavelmente associada com aportes contínuos de efluentes ricos em MO, e grande demanda por bactérias aeróbicas durante o processo de regeneração desta MO, fazendo que as formas nitrogenadas reduzidas predominassem. As altas concentrações registradas para a amônia em estudos realizados nos estuários de Barra de Jangadas e do rio Camboriú, foram associadas aos aportes antrópicos de efluentes ricos em MO (Noriega & Araujo, 2009; Pereira-Filho *et al.*, 2001).

O estuário do rio Capibaribe, foi o que apresentou maiores impactos antrópicos, principalmente em consequência da elevada taxa de ocupação urbana de suas margens, que despeja grandes cargas de efluentes ao longo deste estuário. Os resultados dos índices utilizados

para este estuário apresentaram seguintes valores de medianas, $TRIX = 7,3$ e $TRIXM = 7,2$, resultados que indicam os elevados níveis de eutrofização e um estado de qualidade da água pobre, causando fortes impactos nos serviços naturais oferecidos por este ecossistema.

Neste estuário foram observadas elevadas concentrações dos nutrientes DIN e DIP com a mediana dos valores de $312,46 \mu\text{g.L}^{-1}$ e de $166,47 \mu\text{g.L}^{-1}$ respectivamente, mostrando com isso que o estuário em questão vem recebendo grandes cargas de efluentes ricos em MO. Altas concentrações de fosfato e nitrogênio amoniacal são associadas ao lançamento de esgotos domésticos em estuários (Uncles, 2003; Troussillier *et al*, 2004).

As concentrações de clorofila - *a* foram muito elevadas, apresentando a maior mediada entre os estuários, estudados com o valor de $19,95 \mu\text{g.L}^{-1}$, devido as maiores concentrações de DIN e DIP encontradas. Vale salientar que neste estuário foram observados os valores máximos da concentração de clorofila - *a* no período chuvoso (maio/2010), para as quatro estações de coleta, na estação CP1 o valor foi de $145,09 \mu\text{g.L}^{-1}$, na CP2 de $116,16 \mu\text{g.L}^{-1}$, na CP3 de $82,28 \mu\text{g.L}^{-1}$ e na CP4 de $64,95 \mu\text{g.L}^{-1}$.

As frações do DIN no estuário do rio Capibaribe analisadas apresentaram elevados aportes de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4$) em relação aos outros estuários estudados. A dominância da fração inorgânica reduzida, é consequência dos aportes contínuos de efluentes domésticos, que provocam uma demanda elevada de oxigênio dissolvido, durante os processos bacterianos da regeneração da MO, apesar dos grandes aportes de OD através da fotossíntese, como indicado pelos elevados valores de clorofila - *a*. Associada a essa contribuição foi observado o maior nível de eutrofização neste estuário, mostrando com isso que as frações de nitrogênio nos servem como indicadoras do nível de eutrofização nos ambientes estudados.

As variações dos níveis de eutrofização associadas às frações do DIN nos estuários estudados estão dispostas na figura 02.

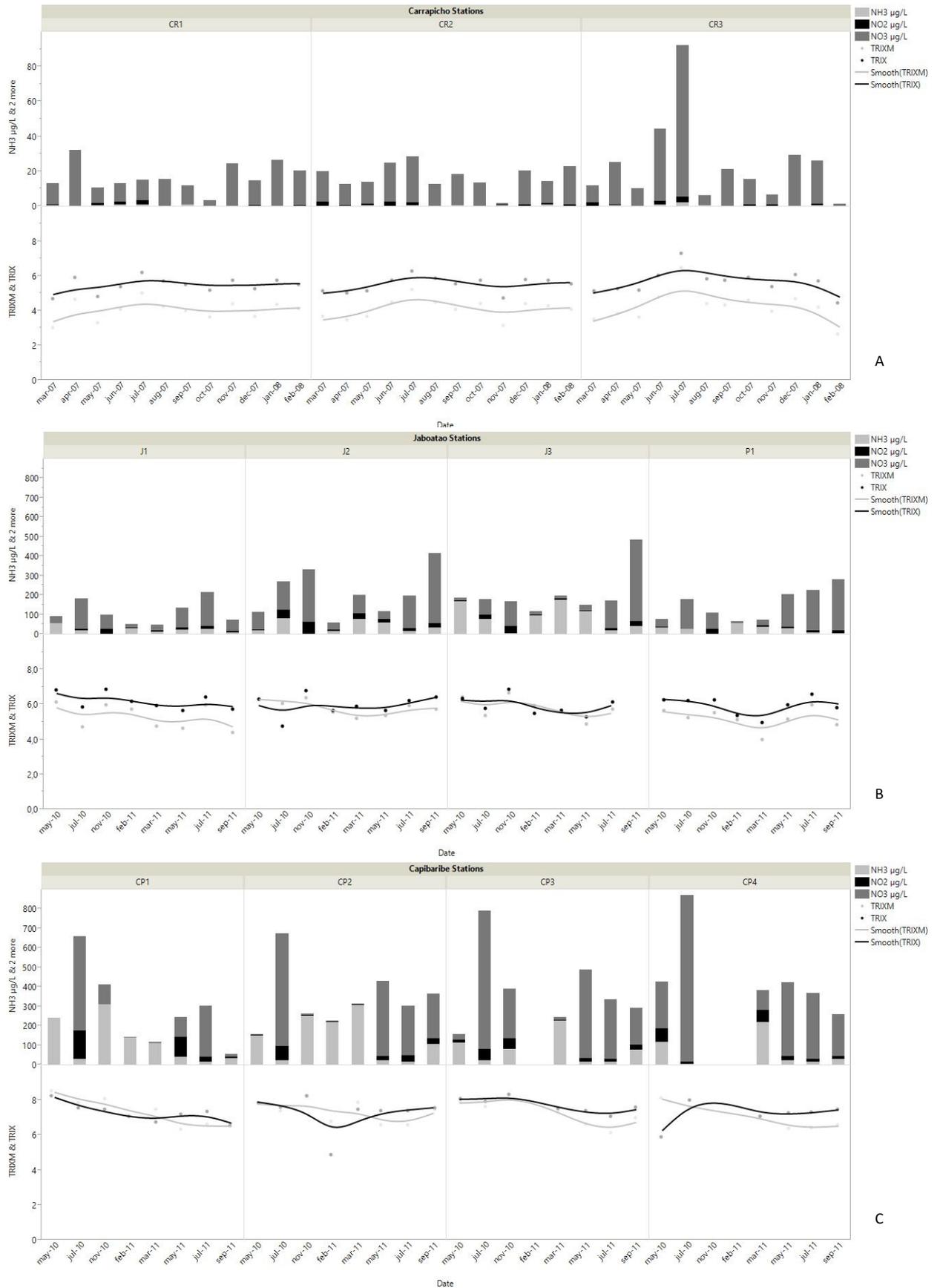


Figura 02: Variação dos índices TRIX e TRIXM ao longo do monitoramento nos estuários Carrapicho (A), Jaboatão (B) e Capibaribe (C) associadas às frações de DIN predominantes.

Assim como nos estuários dos rios Capibaribe e Jaboatão outros estuários, como o de Brunswick (Austrália), a bacia de drenagem é a principal fonte de nutrientes, sendo o esgoto o principal responsável, por essa entrada de nutrientes contribuindo especialmente com o nitrogênio amoniacal (Ferguson *et al.*, 2004). Diferentemente do estuário do rio Carrapicho que tem a maré como principal fonte de transporte de nutrientes, fazendo a fração nitrato ser a predominante, por conta da maior disponibilidade de OD.

Através do presente estudo podemos caracterizar o estuário do rio Carrapicho, o menos impactado pelas atividades antrópicas, conseqüentemente o que apresentou menor estado de eutrofização. Nos outros estuários dos rios Jaboatão e Capibaribe, foram observados maiores níveis de eutrofização por conta da sinergia dos impactos poluentes, principalmente ocupação urbana e aportes de efluentes domésticos. Diferente destes resultados, o estudo realizado por (Nascimento-Filho *et al.*, 2013) no estuário do rio Massangana, apesar da baixa taxa de ocupação urbana, os impactos foram relacionados com atividades industriais instaladas no Complexo Industrial Portuário de Suape, causando com isso um nível intermediário de eutrofização com boa qualidade da água.

A variação existente entre as estações de coleta foi analisada por meio da análise de variância ANOVA, apresentada na tabela 02.

Tabela 02: Variância espacial e sazonal nos estuários estudados.

Parâmetros	Estações Cap		Estações Carrp		Estações Jab	
	Estações (<i>p</i>)	Data (<i>p</i>)	Estações (<i>p</i>)	Data (<i>p</i>)	Estações (<i>p</i>)	Data (<i>p</i>)
TRIX	0,6559	0,1158	0,4719	0,0042	0,3004	0,0008
TRIXM	0,501	< ,0001	0,5892	0,0041	0,0127	0,0008
NH ₃	0,3497	0,0001	0,5225	0,0433	0,0036	0,0442
NO ₂	0,8397	0,2593	0,1769	< ,0001	0,0044	0,0003
NO ₃	0,0021	< ,0001	0,3917	0,3345	0,3252	0,0025
DIP	0,0155	< ,0001	0,1169	0,0025	0,0046	0,0039
chl- <i>a</i>	0,1812	< ,0001	0,7564	< ,0001	0,1931	0,0638
%OD	0,0294	< ,0001	0,0652	< ,0001	< ,0001	0,0075

No estuário do rio Carrapicho não foi observada uma variação espacial, indicando que a morfologia do estuário e os processos hidrológicos permitem uma maior mistura dentro do estuário, e maior homogeneidade ao longo do mesmo. Quanto à variação temporal há variações entre os períodos, para todos os parâmetros estudados, exceto o NO₃.

No estuário do rio Capibaribe houve uma maior variação temporal e espacial, mostrando uma pobre qualidade da água em todo o estuário, bem como elevados níveis de eutrofização.

No estuário do rio Jaboatão foram observadas significantes variações temporal e espacial, igualmente ao estuário do rio Capibaribe, onde foi observada uma qualidade de água ruim e altos níveis de eutrofização entre as estações (seca e chuvosa) e ao longo do estuário. Em relação às variações sazonais neste estuário apenas a clorofila – *a* não apresentou significativa variação, devido à baixa penetração de luz impedindo a proliferação mesmo com as altas cargas dos nutrientes estudados.

De acordo com diversos trabalhos sobre o nível de eutrofização (Azevedo & Braga, 2011; Vollenweider *et al.*, 1998; Giovanardi & Vollenweider, 2004; Noriega & Araujo, 2009) o nível de eutrofização foi mais intenso durante os períodos chuvosos, fato que não ocorreu nos três estuários neste estudo, onde o período seco apresentou na maioria das estações estudadas maior nível de eutrofização, por conta de maior disponibilidade de energia solar, que transporta mais luz e calor para o crescimento fitoplânctônico, bem como maior estabilidade do ambiente, em decorrência da menor taxa de aportes fluviais, permitindo que o material orgânico transportado pelos efluentes apresente maior tempo de residência dentro do mesmo.

CONCLUSÕES

O uso destes tipos de índices se torna uma ferramenta de grande importância, uma vez que permite avaliar de forma rápida e simples a qualidade dos ambientes estuarinos, indicando tanto seu nível de impacto antrópico bem como dos processos de eutrofização neles instalados.

Os estuários estudados apresentaram níveis de eutrofização diferentes de acordo com o TRIX e TRIXM, indicando que a presença antrópica exerce cada dia mais influências negativas na qualidade dos estuários localizados em áreas urbanas, provocando impactos diretamente proporcionais a seu grau de ocupação, e a necessidade de definir políticas de proteção ambiental, para aqueles menos impactados ou de recuperação, para os mais poluídos.

Condizentes com os parâmetros analisados para cada área, onde os aportes determinam os níveis de eutrofização obtidos, o estuário do rio Carrapicho apresentou menor nível de eutrofização, seguido dos estuários do rio Jaboatão e do rio Capibaribe.

A utilização da ferramenta TRIXM para os estuários tropicais se apresentou mais adequada, uma vez que devido ao maior nível de insolação, existe aumento das temperaturas, com pouca variação anual e grande disponibilidade de luz, permitindo ciclos diurnos e sazonais dos produtores primários.

Os níveis de eutrofização associados às frações do nitrogênio inorgânico dissolvido mostraram que quanto mais eutrofizado o estuário mais dominante a fração de amônia no ambiente e quanto menos eutrofizado maior a fração de nitrato. Funcionando as frações do nitrogênio como indicadores de eutrofização nestes ambientes aquáticos costeiros.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq e CAPES pelo financiamento do projeto e concessão da bolsa que tornou possível a realização deste trabalho. Aos professores, técnica e alunos do Laboratório de Oceanografia Química da Universidade Federal de Pernambuco, pela ajuda nas análises e interpretação dos resultados. Aos professores e alunos do Laboratório de Fitoplâncton da Universidade Federal de Pernambuco, pela ajuda nos dados biológicos. Este trabalho exige uma sinergia de esforços e sem isto não seria possível sua realização.

LITERATURA CITADA

- Araujo, M, Medeiros, C & Ribeiro, C. 1999. Energy balance and time-scales of mixing and stratification in the Jaboatão estuary, Brazil. *Revista Brasileira de Oceanografia*, São Paulo, v.47(2):145-154.
- Azevedo, J.S & Braga, E.S., 2011. Hydrochemical characterization meant for environmental certifying of the Santos-São Vicente and Cananéia estuaries. *Arquivos Ciências do Mar*, 44(2): 52 – 61.
- Beman, J. M.; K. R. Arrigo and P. A. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature*, 434, 211.
- Bricker, S. B.; Ferreira, J. G.; Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecologic Modelling*. V. 169: 36-60.
- Carlson, R. E. A., 1977. trophic state index of lakes. *Limnology Oceanography*. 22(2): 361-368.
- Contreras, F., Castañeda, O., García, A., 1994. La clorofila-a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. An. *Instituto de Ciencias del Mar y Limnologia*. Univ. Nac. Autón., México, 21(1-2): 55-66.
- CPRH. *Relatório de Monitoramento de Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco*. Cap. 3.1 2004. Disponível em <[HTTP://www.cprh.pe.gov.br/frme-index-secao.asp?idsecao=30](http://www.cprh.pe.gov.br/frme-index-secao.asp?idsecao=30)>. Acesso em: 12 Out. 2013.
- Crouzet, P., Leonard, J., Nixon, S., Rees, Y., Parr, W., Laffon, L., Bøgestrand, J., Kristensen, P., Lallana, C., Izzo, G., Bokn, T., Bak, J., 1999. Nutrients in European Ecosystems. *European Environment Agency*. pp.. 1-155.
- DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO (DHN). Tábua de marés.www.dhn.mar.mil.br. Acesso de 2007/2008; 2010/2011.

- Feitosa, F.A.N.; Silva-Cunha, M.G.G.; Passavante, J.Z.O.; Neumann- Leitão, S. & Lins, I.C. 1999. Estrutura do microfitoplâncton no sistema estuarino do rio Goiana, Pernambuco, Brasil. *Trabalhos Oceanográficos* 27: 17-25.
- Ferguson, A.; Eyre B. & Gay J. 2004. Nutrient Cycling in the Sub-tropical Brunswick Estuary, Australia. *Estuaries*, 27, 1-17.
- Galloway, J., Dentener, F. Burke, M., Dumont, E., Bouwman, A.F., Kohn A.R., Mooney, A.H., Seitzinger, S. & Kroeze, C. 2010. The impact of animal production systems on the nitrogen cycle. *Livestock in a Changing Landscape, Volume 1: Drivers, Consequences, and responses*, p. 83.
- Giovanardi, F., & Vollenweider, R. A. 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63: 199–218.
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K. 1983. Methods of seawater analysis. 2 ed. *New York: Velag Chemie*, p. 317.
- Giordani, G., Zaldívar, J.M., Viaroli, P. 2009. Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological indicators*. 982 – 991.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, j. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R. & Watson, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2010. www.ibge.gov.br. Acesso em Julho de 2012.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2006. Erosão e progradação no litoral brasileiro / Dieter Muehe, organizador. – Brasília: MMA, 476 p. ISBN 85-7738-028-9.
- Karydis, M., Ignatiades, L., Moschopoulou, N. 1983. An Index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine, Coastal. and Shelf Science*, 16: 339-344.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia*. 41, 199–219.
- Nascimento-Filho, G.A.; Montes, M. de J.F.; Gaspar, F.L.; Paulo, J.G.; Feitosa, F.A. Eutrophication and water quality in a tropical estuary. 2013. *Proceedings 12th International Coastal Symposium* (Plymouth, England), *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 65, pp. 7-12.
- Noriega, C.D., Costa, K.M.P., Feitosa, F.A.N., Flores Montes, M.J., Greco, C.K.S., Soares, G.S., Silva, H.P. 2005. Distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica e sua relação com os sais nutrientes, no sistema estuarino de Barra das jangadas (Pernambuco – Brasil). *Arquivos de Ciências do Mar*. 38: 5-21.
- Noriega, C. & Araujo, M., 2009. Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil. *Journal of Coastal Research*. SI 56, 871 – 875.

- Noriega, C. D, Araujo M & Lefèvre, N. 2013. Spatial and temporal variability of the CO₂ fluxes in a tropical, high urbanized estuary. *Estuaries and Coasts*.36:1054–1072.
- Pereira-Filho, J.; Schettini, C.A.F.; Rorig, L.; Siegle, E. 2001. Intratidal variation and net transport of dissolved inorganic nutrients, POC and chlorophyll a in the Camboriú River Estuary, Brazil. *Estuarine, coastal and shelf science*, 53:249-257.
- Pereira-Filho, J.; Spillere, L.C.; Schettini, C.A.F. 2003. Dinâmica de nutrientes na região portuária do estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. *Atlântica*, Rio Grande, 25 (1) 11- 20.
- Pinã-Ochoa, E. & Alvarez-Cobelas, E.M. 2006. Denitrification in aquatic environments: a cross-system Analysis. *Biogeochemistry*, 81, 111–130.
- Rabalais, N. N. 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*, 31: 102-112.
- Reynolds, C.S. 1997. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory Institute, Germany. pp. 371.
- Scott, J.T., McCarthy, M.J., Gardner, W.S. & Doyle, R.D. 2008. Denitrification, dissimilatory nitrate reduction to ammonium, and nitrogen fixation along a nitrate concentration gradient in a created freshwater wetland *Biogeochemistry*, Volume 87, n° 1, 99-111.
- Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2 ed. *Ottawa: fisheries research board of Canada bulletin*, n. 167, p. 207-211.
- Troussellier, M.; Got, P.; Bouvy, M.; M0boup, M.; Arfi, R.; Lebihan, F.; Monfort, P.; Corbin, D.; Bernard, C. 2004. Water quality and health status of the Senegal River estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 852–862.
- Uncles, R.J; Frickers, P.E; Harris, C. 2003. Dissolved nutrients in the Tweed Estuary, UK: inputs, distributions and effects of residence time. *The Science of the Total Environment*, 314 –316, 727–736.
- Unesco. 1973. International Oceanographic Tables. *Wormly*, v. 2, pp. 141.
- Valiela, I. & Bowen, J. L. 2002. Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaic and losses within watersheds. *Environmental Pollution*, 118, 239 – 248.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal of a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmental*. 9: 329 – 357.

ANEXO I

Tabela 1: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CP1 do estuário do rio Capibaribe.

Estações	data	chl- <i>a</i>	DIN	DIP	%sat OD	TRIX	TRIXM	NH ₃ +NH ₄	NO ₂	NO ₃
CP1	mai/10	145,09	241,061	446,400	16,20	8,25	8,55	240,080	0,985	0,001
CP1	jul/10	26,8	658,052	205,840	10,94	7,58	7,84	28,199	148,260	481,600
CP1	nov/10	37,14	410,741	391,843	5,05	7,48	8,09	308,007	3,340	99,400
CP1	fev/11	13,48	141,653	419,134	12,55	7,08	7,11	138,896	0,001	2,765
CP1	mar/11	47,52	116,854	303,804	2,42	6,76	7,47	109,760	0,090	7,000
CP1	mai/11	4,49	242,425	150,043	80,96	7,18	6,35	40,600	101,222	100,593
CP1	jul/11	10,48	303,800	90,522	73,13	7,35	6,62	13,722	26,882	263,201
CP1	set/11	50,34	53,561	96,931	8,22	6,53	6,57	32,521	6,633	14,411

Tabela 2: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CP2 do estuário do rio Capibaribe.

Estações	data	chl- <i>a</i>	DIN	DIP	%sat OD	TRIX	TRIXM	NH ₃ +NH ₄	NO ₂	NO ₃
CP2	mai/10	116,16	156,892	214,833	19,86	7,83	7,88	148,356	2,945	5,600
CP2	jul/10	13,7	673,252	155,000	28,39	7,59	7,39	22,533	73,927	576,806
CP2	nov/10	85,11	260,633	359,600	31,87	8,25	8,22	252,000	4,878	3,768
CP2	fev/11	4,29	227,515	405,977	0,06	4,87	6,78	220,111	0,769	6,640
CP2	mar/11	38,92	312,464	324,265	7,30	7,47	7,88	306,606	2,580	3,289
CP2	mai/11	3,89	429,101	166,477	82,10	7,38	6,60	20,724	24,088	384,307
CP2	jul/11	7,8	301,003	114,700	84,67	7,38	6,59	14,843	34,164	252,005
CP2	set/11	41,58	362,912	111,984	22,52	7,57	7,48	106,511	27,585	228,833

Tabela 3: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CP3 do estuário do rio Capibaribe.

Estações	data	chl- <i>a</i>	DIN	DIP	%sat OD	TRIX	TRIXM	NH ₃ +NH ₄	NO ₂	NO ₃
CP3	mai/10	82,28	157,291	320,855	38,59	8,09	7,91	112,070	17,222	28,000
CP3	jul/10	19,95	790,644	146,633	46,44	7,94	7,63	21,489	57,966	711,200
CP3	nov/10	85,1	388,745	309,690	32,57	8,35	8,35	81,200	53,724	253,822
CP3	fev/11	X	x	x	x	x	x	x	X	x
CP3	mar/11	19,73	243,417	259,167	28,11	7,54	7,33	227,711	1,465	14,243
CP3	mai/11	4,88	489,868	119,666	82,09	7,39	6,62	14,565	19,888	455,424
CP3	jul/11	6,14	335,570	51,895	89,49	7,07	6,14	13,200	16,060	306,326
CP3	set/11	23,45	293,000	88,911	70,83	7,61	6,98	76,722	23,499	192,795

Tabela 4: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CP4 do estuário do rio Capibaribe.

Estações	data	chl- <i>a</i>	DIN	DIP	%sat OD	TRIX	TRIXM	NH ₃ +NH ₄	NO ₂	NO ₃
CP4	mai/10	64,95	425,933	235,293	0,06	5,88	8,13	115,133	70,000	240,800
CP4	jul/10	17,94	870,260	146,010	57,76	8,02	7,62	2,820	13,444	854,000
CP4	nov/10	X	x	x	X	x	x	x	x	x
CP4	fev/11	X	x	x	X	x	x	x	x	x
CP4	mar/11	10	381,011	206,755	12,91	7,09	7,11	219,511	62,511	98,991
CP4	mai/11	3,81	422,945	113,465	92,02	7,27	6,40	22,545	20,165	380,245
CP4	jul/11	9,06	367,166	59,121	94,26	7,31	6,44	15,498	13,866	337,81
CP4	set/11	22,94	258,690	46,655	110,83	7,49	6,60	28,333	15,987	214,376

Chl-*a* = µg.L⁻¹; DIN, DIP, NH₃+NH₄, NO₂, NO₃ = µg.L⁻¹

ANEXO II

Tabela 5: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CR1 do estuário do rio Carrapicho.

Estações	Data	chl- <i>a</i>	DIN	DIP	%sat OD	TRIX	TRIXM	NH ₃ +NH ₄	NO ₂	NO ₃
CR1	mar/07	13,32	12,933	0,980	77,11	4,68	3,03	0,290	0,678	11,966
CR1	abr/07	11,42	31,933	13,070	82,36	5,91	4,64	0,001	0,035	31,895
CR1	mai/07	5,35	10,611	5,123	64,48	4,81	3,29	0,507	0,972	9,136
CR1	jun/07	13,40	13,011	8,955	59,34	5,39	4,10	0,679	1,618	10,713
CR1	jul/07	34,39	14,933	20,020	86,67	6,21	5,01	0,890	2,356	11,690
CR1	ago/07	11,85	15,625	11,020	112,64	5,72	4,23	0,001	0,001	15,618
CR1	set/07	18,02	11,736	6,000	104,71	5,52	4,00	0,764	0,001	10,968
CR1	out/07	8,68	3,300	20,811	92,94	5,20	3,64	0,001	0,001	3,300
CR1	nov/07	6,90	24,365	17,394	88,94	5,76	4,41	0,139	0,001	24,224
CR1	dez/07	2,29	14,63	19,90	95,14	5,25	3,69	0,049	0,451	14,136
CR1	jan/08	6,21	26,48	16,49	95,81	5,76	4,37	0,001	0,053	26,427
CR1	fev/08	5,31	20,19	14,81	84,27	5,52	4,11	0,001	0,332	19,858
CR1	mar/08	13,70	28,43	0,003	87,79	2,95	0,66	5,390	0,014	23,033

Tabela 6: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CR2 do estuário do rio Carrapicho.

Estações	Data	chl- <i>a</i>	DIN	DIP	%sat OD	TRIX	TRIXM	NH ₃ +NH ₄	NO ₂	NO ₃
CR2	mar/07	11,44	19,718	2,950	74,61	5,16	3,69	0,168	2,288	17,262
CR2	abr/07	9,38	12,401	3,488	82,59	5,02	3,45	0,001	0,277	12,123
CR2	mai/07	9,87	13,730	4,704	76,54	5,16	3,67	0,279	0,795	12,656
CR2	jun/07	10,84	24,969	13,082	68,99	5,74	4,50	0,000	2,282	22,687
CR2	jul/07	36,02	28,564	15,363	72,01	6,30	5,22	0,375	1,821	26,368
CR2	ago/07	12,23	12,474	22,595	106,67	5,89	4,49	0,001	0,001	12,471
CR2	set/07	13,35	18,350	6,342	97,86	5,57	4,10	0,482	0,038	17,831
CR2	out/07	10,89	13,349	20,717	88,48	5,77	4,42	0,000	0,000	13,349
CR2	nov/07	6,76	1,655	18,960	73,66	4,74	3,14	0,577	0,202	0,876
CR2	dez/07	6,66	20,251	21,587	93,53	5,78	4,40	0,001	0,755	19,495
CR2	jan/08	8,81	14,264	17,370	122,23	5,77	4,27	0,634	0,881	12,750
CR2	fev/08	4,57	22,920	14,470	92,62	5,54	4,09	0,001	0,857	22,062
CR2	mar/08	11,13	30,521	0,003	80,59	2,87	0,60	5,362	0,212	24,947

Tabela 7: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação CR3 do estuário do rio Carrapicho.

Estações	Data	chl- <i>a</i>	DIN	DIP	%sat OD	TRIX	TRIXM	NH ₃ +NH ₄	NO ₂	NO ₃
CR3	mar/07	10,81	11,949	3,520	102,34	5,14	3,51	0,175	2,003	9,771
CR3	abr/07	6,71	25,028	5,200	76,15	5,27	3,82	0,245	0,760	24,023
CR3	mai/07	8,86	10,241	6,518	85,40	5,17	3,64	0,001	0,001	10,238
CR3	jun/07	13,31	44,148	11,072	85,94	6,04	4,79	0,865	2,173	41,110
CR3	jul/07	39,97	92,232	59,974	81,59	7,30	6,49	2,234	2,982	87,016
CR3	ago/07	22,7	6,065	20,496	113,63	5,84	4,39	0,459	0,001	5,604
CR3	set/07	10,73	21,036	11,162	99,57	5,75	4,33	0,109	0,001	20,925
CR3	out/07	10,31	15,506	27,130	88,98	5,91	4,60	0,000	0,627	14,879
CR3	nov/07	7,44	6,418	23,894	82,40	5,39	3,95	0,020	0,714	5,684
CR3	dez/07	7,83	29,205	23,075	116,62	6,07	4,69	0,001	0,001	29,203
CR3	jan/08	5,21	26,000	14,790	113,51	5,71	4,22	0,472	0,584	24,944
CR3	fev/08	3,48	1,193	18,576	92,32	4,46	2,65	0,001	0,001	1,190
CR3	mar/08	9,52	39,726	0,003	79,37	2,90	0,65	8,190	0,400	31,136

Chl-*a* = µg.L⁻¹; DIN, DIP, NH₃+NH₄, NO₂, NO₃ = µg.L⁻¹

ANEXO III

Tabela 8: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação J1 do estuário do rio Jaboatão.

Estações	data	chl- <i>a</i>	DIN	DIP	%sat OD	TRIX	TRIXM	NH ₃ +NH ₄	NO ₂	NO ₃
J1	mai/10	12,46	92,472	88,970	49,87	6,84	6,12	53,972	0,700	37,800
J1	jul/10	1,00	182,189	31,310	56,58	5,84	4,73	17,409	9,380	155,400
J1	nov/10	34,71	98,306	21,456	72,44	6,85	5,96	0,758	23,957	73,591
J1	fev/11	9,37	49,379	97,380	17,13	6,16	5,73	27,627	4,326	17,426
J1	mar/11	4,06	46,127	33,129	66,12	5,93	4,77	10,949	8,446	26,733
J1	mai/11	0,79	133,758	44,116	42,42	5,66	4,63	21,428	12,257	100,072
J1	jul/11	5,05	214,728	67,670	21,38	6,41	5,96	26,552	14,598	173,579
J1	set/11	2,89	71,056	14,177	85,65	5,75	4,40	8,708	5,589	56,759

Tabela 9: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação J2 do estuário do rio Jaboatão.

Estações	Data	chl- <i>a</i>	DIN	DIP	%sat OD	TRIX	TRIXM	NH ₃ +NH ₄	NO ₂	NO ₃
J2	mai/10	4,46	114,334	293,260	7,64	6,30	6,31	19,974	3,360	91,000
J2	jul/10	2,93	268,200	117,490	0,18	4,77	6,07	80,180	42,420	145,600
J2	nov/10	3,64	330,392	141,760	25,45	6,78	6,37	1,785	60,339	268,269
J2	fev/11	3,75	57,123	151,055	5,98	5,66	5,57	14,839	7,290	34,993
J2	mar/11	0,74	200,373	103,760	23,42	5,88	5,21	75,580	31,884	92,909
J2	mai/11	2,08	117,108	84,645	9,36	5,65	5,35	57,003	17,960	42,145
J2	jul/11	7,89	195,529	44,578	13,23	6,22	5,93	15,074	13,199	167,255
J2	set/11	2,75	413,700	39,370	34,82	6,41	5,72	31,780	23,520	358,400

Tabela 10: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação J3 do estuário do rio Jaboatão.

Estações	data	chl- <i>a</i>	DIN	DIP	%sat OD	TRIX	TRIXM	NH ₃ +NH ₄	NO ₂	NO ₃
J3	mai/10	4,12	184,679	249,240	7,19	6,36	6,42	168,719	3,360	12,600
J3	jul/10	2,4	177,182	50,530	12,74	5,78	5,37	77,362	20,020	79,800
J3	nov/10	8,38	166,222	230,020	18,03	6,88	6,67	2,793	35,891	127,538
J3	fev/11	4,29	116,579	139,519	1,77	5,49	5,94	94,562	3,103	18,913
J3	mar/11	1,54	198,202	143,465	4,37	5,65	5,71	175,740	6,822	15,639
J3	mai/11	1,03	148,543	50,355	8,84	5,28	4,87	116,200	3,152	29,191
J3	jul/11	8,11	169,726	34,681	15,26	6,14	5,75	19,098	9,430	141,197
J3	set/11	X	484,260	90,520	x	x	x	39,200	27,860	417,200

Tabela 11: Parâmetros e índices utilizados na análise da estação P1 do estuário do rio Jaboatão.

Estações	data	chl- <i>a</i>	DIN	DIP	%sat OD	TRIX	TRIXM	NH ₃ +NH ₄	NO ₂	NO ₃
P1	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x
P1	x	X	x	x	x	x	x	x	x	x
P1	nov/10	8,54	108,338	32,511	32,59	6,24	5,53	1,375	22,746	84,217
P1	fev/11	2,42	64,796	83,861	6,81	5,38	5,13	54,192	0,865	9,738
P1	mar/11	0,6	73,599	27,103	22,51	4,94	3,98	35,783	9,675	28,140
P1	mai/11	1,18	203,384	58,275	33,85	5,98	5,16	30,549	4,512	168,322
P1	jul/11	8,02	227,212	40,311	34,09	6,58	5,96	7,030	10,436	209,747
P1	set/11	1,36	279,088	17,966	43,00	5,81	4,82	1,923	17,500	259,665

Chl-*a* = µg.L⁻¹; DIN, DIP, NH₃+NH₄, NO₂, NO₃ = µg.L⁻¹

Capitulo 05

Considerações finais

Considerações finais:

Os aportes continentais descarregados nos estuários promovem a poluição e aumenta o nível de eutrofização dos mesmos. Por isso os usos de ferramentas que analisam estes níveis são de extrema importância para entender os impactos que ocorrem por conta dos distúrbios antrópicos.

As ferramentas de avaliação dos estados de eutrofização utilizadas no presente trabalho permitiram uma melhor interpretação dos processos que vêm determinando o estado trófico de cada estuário.

As ferramentas empregadas durante este estudo representaram as tendências e variações do estado trófico e processos de eutrofização de formas muito coerentes.

No estuário do rio Massangana, submetido a impactos causados pelas atividades do Complexo Industrial Portuário de Suape foi observado que estas ações estão limitando a produtividade deste estuário, reduzindo os fluxos de matéria orgânica e dos nutrientes inorgânicos dissolvidos, somado aos aportes de água marinha, menos enriquecidas, durante as marés, permitindo uma diluição dos efluentes e dos processos autótrofos de produção primária, diminuindo o consumo de OD e melhorando significativamente a qualidade da água do ecossistema.

No estuário do rio Capibaribe, extremamente urbanizado e muito impactado, foram observados resultados parecidos observados pelas duas ferramentas. Devido ao somatório das condições climáticas tropicais e grande volume de efluentes orgânicos, o índice TRIX não conseguiu traduzir o estado atual das condições existentes, fato que ocasionou a criação de um ajuste no cálculo para adaptá-lo a regiões tropicais e ambientes altamente produtivos. Esta nova ferramenta revelou melhores respostas na avaliação do nível de eutrofização.

O uso deste tipo de ferramentas permitiu fazer uma comparação entre estuários submetidos a diferentes tipos e intensidades de impactos, ficando constatada a importância destas ferramentas para avaliação do nível de eutrofização, principalmente pela praticidade na aplicação e simplicidade da avaliação ambiental (tabela 01). Também foram importantes para determinar a relação entre as diferentes frações no nitrogênio inorgânico dissolvido e os níveis de eutrofização obtidos, determinando assim um novo uso destas ferramentas, como índice ambiental para avaliação da eutrofização nestes ambientes costeiros.

Tabela 01: Comparação entre estuários submetidos a diferentes tipos e intensidades de impactos de acordo com as ferramentas de avaliação do nível de eutrofização.

Estuários	ASSETS	TRIX	TRIXM
Massangana	Moderado	Bom*; Médio**	X
Carrapicho	X	Mal*; Alto**	Bom*; Médio**
Jaboatão	X	Mal*; Alto**	Mal*; Alto**
Capibaribe	Ruim	Pobre*; Elevado**	Pobre*;Elevado**

*: estado de qualidade da água; **: nível de eutrofização

Apesar das concentrações de nitrogênio amoniacal nos estuários dos rios Capibaribe e Jaboatão serem inferiores ao valor máximo exigido pela resolução 357 do CONAMA para estes tipos de água, com valor máximo de $0,70 \text{ mg L}^{-1}$ de N, as ferramentas utilizadas mostraram alto nível de eutrofização nestas regiões, por considerar outros fatores além do acima citado. Mostrando que estes índices e modelos retratam de maneira mais eficaz e realista o estado destes ambientes costeiros.

Com a aplicação dos índices e modelos do estado de eutrofização pode-se conhecer as causas e efeitos deste processo nos ambientes estuarinos. Conhecendo-se as causas, estes problemas podem ser atenuados e/ou solucionados com ajuda conjunta da comunidade acadêmica e agências responsáveis pelas decisões no âmbito ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS:

- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (CPRH). *Relatório de Monitoramento de Bacias Hidrográficas do Estado de Pernambuco*. Cap. 3.1 2004. Disponível em <[HTTP://www.cprh.pe.gov.br/frme-index-secao.asp?idsecao=30](http://www.cprh.pe.gov.br/frme-index-secao.asp?idsecao=30)>. Acesso em: 12 Out. 2013.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (CPRH). 2006. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2005*. Recife, 1- 90p.
- Andreoli, C. V. & Carneiro, C. 2005. *Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: SANEPAR/FINEP.
- Araujo, M, Medeiros, C & Ribeiro, C. 1999. Energy balance and time-scales of mixing and stratification in the Jaboatão estuary, Brazil. *Revista Brasileira de Oceanografia*, São Paulo, v.47(2):145-154.
- Araujo, M., Noriega, C., VeledaD. & Lefèvre N.,2013. Nutrient Input and CO₂ Flux of a Tropical Coastal Fluvial System with High Population Density in the Northeast Region of Brazil,*Journal of Water Resource and Protection*, Vol. 5 No. 3A, pp. 362-375.
- Azevedo, J.S & Braga, E.S., 2011. Hydrochemical characterization meant for environmental certifying of the Santos-São Vicente and Cananéia estuaries. *Arquivos Ciências do Mar*, 44(2): 52 – 61.
- Baumgartem, M.G.Z., Aznar, C.E., Rocha, J.M., Almeida, M.T., Kinas, P.G., 1998. Contaminação das águas receptoras do principal efluente doméstico da cidade do Rio Grande, R.S. *Atlântica*. n.20, p.35-54.
- Beman, J. M.; K. R. Arrigo and P. A. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature*, 434, 211.
- Berlinski, N., Bogatova, Y. & Garkavaya, G., 2006. Estuary of Danube. *Handbook of Enviromental Chemistry*. Vol 5: 233-264.
- Bernini, E., Silva, M. A. B., Carmo, T. M. S. & Cuzzuol, G. R. F. 2006. Composição química do sedimento e de folhas das espécies do manguezal do estuário do Rio São Mateus, Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. V.29, n.4, p.689-699.
- Bettencourt, A. M., Bricker, S. B., Ferreira, J. G., Franco, A., Marques, J. C., Melo, J. J., Nobre, A., Ramos, L., Reis, C. S., Salas, F., Silva, M. C., Simas, T. & Wolff, W. J. 2004. Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters. *Development of Guidelines for the Application of European Union Water Framework Directive*. Instituto da Água – INAG/ Instituto do Mar – IMAR. 98 p. Disponível em: www.ecowin.org/ticor. Acesso em 26 de Agosto de 2010. (2004).

- Bishop, M. J., Powers, S. P., Porter, H. J. & Peterson, C. H. 2006. Benthic biological effects of seasonal hypoxia in a eutrophic estuary predate rapid coastal development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (70): 415-422.
- Braga, E.S., Bonetti, C.V.D.H., Burone, L. & Bonetti Filho, J., 2000. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista estuarine system - Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v.40, n.2, p.165-173.
- Bricker, S.B., Clement, C.G., Pirhalla, D.E., Orlando, S.P. & Farrow, D.R.G. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, Silver Spring, MD, 71 p.
- Bricker, S. B., Ferreira, J. G. & Simas, T. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*. V. 169: 36-60.
- Caiaffa, E.. 1999. European marine information system: EUMARIS. Dipartimento Ambiente. Centro Ricerche Casocchia. Roma. Paper presented at the Inter-regional Forum of European Conventions Venice. September 27-28.
- Carlson, R. E. A., 1977. trophic state index of lakes. *Limnology Oceanography*., 22(2): 361-368.
- Chaves, P. & Bouchereau, J. L., 2000. Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. *Oceanologica Acta*. (3):273-280.
- Charmichael, W. W. 1986. Algal Toxins, *Advances in Botanical Research*. 12, 47-101.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*. V. 210: 223-253.
- Coelho-Jr., C. 2003. *Ecologia de manguezais: zonação e dinâmica da cobertura vegetal em gradientes ambientais, Cananéia, São Paulo, Brasil*. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 166p.
- Contreras, F., Castañeda, O. & García, A. 1994. La clorofila-a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *An. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. Univ. Nac. Autón., México, 21(1-2): 55-66.
- Crouzet, P., Leonard, J., Nixon, S., Rees, Y., Parr, W., Laffon, L., Bøgestrand, J., Kristensen, P., Lallana, C., Izzo, G., Bokn, T. & Bak, J. 1999. Nutrients in European Ecosystems. *European Environment Agency*. pp. 1-155.
- Dame, R., Alber, M., Allen, D., Mallin, M., Montague, C., Lewitus, A., Chalmers, A., Gardner, R., Gilman, C., Kjerfve, B., Pinckney, J., Smith, N. 2000. Estuaries of the South Atlantic Coast of North America: Their Geographical Signatures. *Estuaries* Vol. 23, No. 6, p. 793-819.

- DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO (DHN). Tábua de marés. www.dhn.mar.mil.br. Acesso de 2008 à 2011.
- Esteves, F.A. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2. ed. Rio de Janeiro. *Interciência* p. 316-373.
- Feitosa, F.A.N.; Silva-Cunha, M.G.G.; Passavante, J.Z.O.; Neumann- Leitão, S. & Lins, I.C. 1999. Estrutura do microfitoplâncton no sistema estuarino do rio Goiana, Pernambuco, Brasil. *Trabalhos Oceanográficos* 27: 17-25.
- Ferguson, A.; Eyre B. & Gay J. 2004. Nutrient Cycling in the Sub-tropical Brunswick Estuary, Australia. *Estuaries*, 27, 1-17.
- Ferreira, J. G., Nobre, A. M., Simas, T. C., Silva, M. C., Newton, A., Bricker, S. B., Wolff, W. J., Stacey, P. E. & Sequeira, Y. A. 2006. A methodology for defining homogeneous water bodies in estuaries – application to the transitional systems of the EUA water framework directive. *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, 66: 468-482.
- Ferreira, J. G., Bricker, S. B. & Simas, T. C. 2007. Application and sensitivity testing of a eutrofication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *Journal of Environmental Management* (82): 443-445.
- Flores Montes, M. de J.; Paulo, J. G.; Nascimento Filho, G. A.; Gaspar, F. L.; Feitosa, F. A.; Santos Junior, A. C.; Batista, T. N. F.; Travassos, R. K. & Pitanga, M. E. 2011. The trophic state of an urban estuarine complex in Northeast Brazil. *Journal of Coastal Research*, SI 64 (Proceedings of the 11th International Coastal Symposium), p 112–117.
- Fonseca, A., Braga, E. S. & Eichler, B. B. 2002. Distribuição espacial dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e da biomassa fitoplanctônica no sistema pelágico da lagoa da Conceição, Santa Catarina, Brasil. (Setembro, 2000). *Atlântica*, Rio Grande, 24(2): 69-83.
- Galloway, J., Dentener, F. Burke, M., Dumont, E., Bouwman, A.F., Kohn A.R., Mooney, A.H., Seitzinger, S. & Kroeze, C. 2010. The impact of animal production systems on the nitrogen cycle. *Livestock in a Changing Landscape*, Volume 1: Drivers, Consequences, and responses, p. 83.
- Giordani, G., Zaldívar, J.M. & Viaroli, P. 2009. Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological indicators*. 982 – 991.
- Giovanardi, F., Cicero, A. M., Ferrari, C. R., Magaletti, E., Romano, E. & Rinaldi, A.. 2002. Interrelationships between Trophic Index (TRIX) and Productivity Indicators in Italian Marine-Coastal Waters: A Tool for Water Quality Evaluation and Management. In: Brebia C.A. (Ed.). *Environment Problems in Coastal Regions IV*. Wit-Press. Southampton. Boston. *Fourth International Conference on Environmental Problems in Coastal Regions*. Rhodes Island. Greece. 380-389.

- Giovanardi, F. & Vollenweider, R. A. 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63: 199–218.
- Glibert, P. M., Allen, J. I., Bouwman, A. F., Brown, C. W., Flynn, K. J., Lewitus, A. J. & Madden A. J. 2010. Modeling of HABs and eutrophication: Status, advances, challenges. *Journal of Marine Systems*, 83: 262–275.
- Gonzalez, J. L., Thouvenin, B., Dange, C., Chiffolleau, J. F. & Boutier, B. 2006. Role of Particle Sorption Properties in the Behavior and Speciation of Trace Metals in Microtidal Estuaries: The Cadmium Example. *Handbook Environmental Chemistry*. Vol 5: 265–301.
- Grasshof, K. 1983. *Methods of seawater analysis*. 2 ed. New York: Velag Chemie. p. 317.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M. P., Perry, M. T., Selig, E. R., Spalding, M., Steneck, R. & Watson, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948–952.
- Heaney, S.I., Foy, R.H., Kennedy, G.J.A., Crozier, W.W., O'Connor, W.C.K. 2001. Impacts of agriculture on aquatic systems: lessons learnt and new unknowns in Northern Ireland. *Journal of Marine and Freshwater Resources*, v.52, p.151-163.
- Herrera-Silvera, J. A., Comin, F.A., Randa-Cirerol, N., Troccoli, L. and Capurro, L. 2004. Coastal water quality assessment in the Yucatan Peninsula: management implications. *Ocean & Coastal Management*. 47:625-639.
- HIDROWEB. Séries históricas. hidroweb.ana.gov.br. Acesso maio de 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2010. www.ibge.gov.br. Acesso em Julho de 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. 2006. Erosão e progradação no litoral brasileiro / Dieter Muehe, organizador. – Brasília: MMA, 476 p. ISBN 85-7738-028-9.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Climatologia. www.inmet.gov.br. Acesso 2008 à 2010.
- Justić, D., Rabalais, N. N. & Turner, E. 2005. Coupling between climate variability and coastal eutrophication: Evidence and outlook for the northern Gulf of Mexico. *Journal of Sea Research* (54): 25-35.
- Karydis, M., Ignatiades, L. & Moschopoulou, N. 1983. An Index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science*, 16: 339-344.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 2005. Cyanoprokaryota II. Teil Oscillatoriales. In Süßwasserflora von Mitteleuropa. (B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärtner & M. Schagerl, eds.). Elsevier GmbH, München.

- Loureiro, S., Newton, A., Icely, J. 2006. Boundary conditions for the European Water Framework Directive in the Ria Formosa Lagoon, Portugal (physico-chemical and phytoplankton quality elements). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 382–398.
- Macêdo, S. J., Travassos, P. E. P. F., Koenig, M.L. 1993. General aspects of water pollution in the State of Pernambuco, Brazil. *Coastal Environmental Pollution Prev.*,1: 11-21.
- Mizerkowski, B. D., Machado, E. C., Brandini, N., Nazario, M. G. & Bonfim, K. V. 2012. Environmental water quality assessment in Guaratuba Bay, state of Paraná, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(2):107-118.
- Moncheva. S.. Gotsis-Skretas. O.. Pagou. K. and Krastev. A.. 2001. Phytoplankton Blooms in Black Sea and Mediterranean Coastal Ecosystems Subjected to Anthropogenic Eutrophication: Similarities and Differences. *Estuarine. Coastal and Shelf Science*. 53: 281-295.
- Moser, G. A. 2002. *Aspectos da eutrofização no Sistema Estuarino de Santos: distribuição espaço-temporal da biomassa e produtividade primária fitoplanctônica e transporte instantâneo de sal, clorofila-a, material em suspensão e nutrientes*. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo. 410p.
- Nascimento-Filho, G.A.; Montes, M. de J.F.; Gaspar, F.L.; Paulo, J.G.; Feitosa, F.A. Eutrophication and water quality in a tropical estuary. 2013. *Proceedings 12th International Coastal Symposium* (Plymouth, England), *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 65, pp. 7-12.
- Nimer. E.. 1979. *Climatologia do Brasil*. Rio de Janeiro: IBGE.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia*. 41, 199–219.
- NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. 1996. *NOAA's Estuarine Eutrophication Survey*. Office of Ocean Resources Conservation and 90 Assessment. Disponível em: <http://seaserver.nos.noaa.gov>. Acesso em: 25 de Agosto de 2010. 55 p.
- Nobre, A. M., Ferreira, J. G., Newton, A., Simas, T., Icely, J. D. & Neves, R. 2005. Management of coastal eutrophication: Integration of field data, ecosystem scale simulations and screening models. *Journal of Marine Systems* (56): 375-390.
- Noriega, C.D., Costa, K.M.P., Feitosa, F.A.N., Flores Montes, M.J., Greco, C.K.S., Soares, G.S., Silva, H.P. 2005. Distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica e sua relação com os sais nutrientes, no sistema estuarino de Barra das Jangadas (Pernambuco – Brasil). *Arquivos de Ciências do Mar*. 38: 5-21.
- Noriega, C. & Araujo, M., 2009. Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil. *Journal of Coastal Research*. SI 56, 871 – 875.

- Noriega, C. D, Araujo M & Lefèvre, N. 2013. Spatial and temporal variability of the CO₂ fluxes in a tropical, highly urbanized estuary. *Estuaries and Coasts*.36:1054–1072.
- OSPAR COMMISSION. 2001. *Evaluation of the expected situation of the eutrophication status in the Maritime Area following the 50% reduction target for nutrient inputs*. 31 p. Disponível em: <http://www.ospar.org>. Acesso em 26 de Agosto de 2010.
- Penna, N., Capellaci, S. and Ricci, F.. 2004. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 48: 3-4.
- Pereira-Filho, J.; Schettini, C.A.F.; Rorig, L.; Siegle, E. 2001. Intratidal variation and net transport of dissolved inorganic nutrients, POC and chlorophyll a in the Camboriú River Estuary, Brazil. *Estuarine, coastal and shelf science*, 53:249-257.
- Pereira-Filho, J., Spillere, L.C. & Schettini, C.A.F. 2003. Dinâmica de nutrientes na região portuária do estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. *Atlântica*, Rio Grande, 25 (1) 11- 20.
- Pinã-Ochoa, E. & Alvarez-Cobelas, E.M. 2006. Denitrification in aquatic environments: a cross-system Analysis. *Biogeochemistry*, 81, 111–130.
- Rabalais, N. N. 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*, 31: 102-112.
- Reynolds, C.S. 1997. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory* Institute, Germany. pp. 371.
- Salas, F., Teixeira, H., Marcos, C., Marques, J. C. & Pérez Ruzafa, A. 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Marine Science*. 1-7.
- Sant'Anna, C.L, Azevedo, M.T.P., Werner, V.R., Dogo, C.R., Rios, F.R., Carvalho, LR. 2008. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algological Studies*. 126:249-263.
- Scavia, D. & Bricker, S. B. 2006. Coastal eutrophication assessment in the United States. *Biogeochemistry* (79): 187-208.
- Scott, J.T., McCarthy, M.J., Gardner, W.S. & Doyle, R.D. 2008. Denitrification, dissimilatory nitrate reduction to ammonium, and nitrogen fixation along a nitrate concentration gradient in a created freshwater wetland *Biogeochemistry*, Volume 87, n° 1, 99-111.
- Seisdedo, M. & Arencibia, G. 2009. Estimación de las cargas contaminantes de nutrientes en la Bahía de Cienfuegos, *Revista Transporte, Medio Ambiente y Desarrollo*.
- Shigaki, F., Sharpley, A., Prochnow, L. I. 2006. Produção animal, manejo de fósforo e qualidade da água no Brasil: opções para o futuro. *Science Agriculture* (Piracicaba, Braz.), vol.63, n.2, p.194-209.

- Silva, A. P., Neumann-Leitão, S., Schwamborn, R., Gusmão, L. M. O. and Silva, T. A.. 2004. Mesozooplankton of an impacted Bay in North Eastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 47. 485- 493.
- Strickland, J. D. H. and Parsons, T. R.. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2 ed. *Ottawa: fisheries research board of Canada bulletin*. 167. 207-211.
- SUAPE. Complexo Industrial Portuário. Histórico. Disponível em: <http://www.suape.pe.gov.br>. Acesso em: 20 de dezembro de 2008.
- Tett, P., Gilpin, L., Svendsen, H., Erlandsson, C. P., Larsson, U., Kratzer, S., Fouilland, E., Jansen, C., Lee, J.-Y., Grenz, C., Newton, A., Ferreira, J. G., Fernandes, T. & Scory, S. 2003. Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research* (23): 1635-1671.
- Travassos, P. E. P. F., Macêdo, S. J., Koenig, M. L. 1993. Aspectos hidrológicos do estuário do rio Capibaribe (Recife, PE). *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*. 22: 9-38.
- Troussellier, M.; Got, P.; Bouvy, M.; M0boup, M.; Arfi, R.; Lebihan, F.; Monfort, P.; Corbin, D.; Bernard, C. 2004. Water quality and health status of the Senegal River estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 852–862.
- Uncles, R.J; Frickers, P.E; Harris, C. 2003. Dissolved nutrients in the Tweed Estuary, UK: inputs, distributions and effects of residence time. *The Science of the Total Environment*, 314 –316, 727–736.
- UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea water. Report of SCOR/UNESCO working group 17 with meat from 4 to 6 june 1964. *Paris: monographs on oceanology methodology*. p. 69.
- UNESCO. 1973. International Oceanographic Tables. *Wormly*. v. 2. p. 141.
- Valiela, I. & Bowen, J. L. 2002. Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaic and losses within watersheds. *Environmental Pollution*, 118, 239 – 248.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G. & Rinaldi, A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal of a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329 – 357.
- Wade, A. J., Neal, C., Whitehead, P. G., Flynn, N. J. 2005. Modelling nitrogen fluxes from the land to the coastal zone in European systems: A perspective from the INCA project. *Journal of Hydrology*. 304: 413–429.
- White, D. L., Porter, D. E. & Lewitus, A. J. 2004. Spatial and temporal analyses of water quality and phytoplankton biomass in a urbanized versus a relative pristine salt marsh estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v.298: 255-273.
- Xiao, Y., Ferreira, J. G., Bricker, S. B., Nunes, J. P., Zhu, M. & Zhang, X. 2007. Trophic Assessment in Chinese Coastal Systems - Review of Methods and Application to the

Changjiang (Yangtze) Estuary and Jiaozhou Bay. *Estuaries and Coasts*. Vol. 30, No. 6, p. 901–918.

Årtebjerg, G., Cartensen, J., Dahl, K., Hansen, J., Nygard, K., Rygg, B., Sørensen, K., Severinsen, S., Casartelli, S., Schrimpf, W., Schiller, C. & Druon, J. N. 2001. Eutrophication in European Coastal Waters. *European Environmental Agency*. Copenhagen, DK. 86p.