

## Comparação de Modelos e Índices para Avaliação do Estado Trófico do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, (AL)

Luiz Carlos Cotovicz Junior<sup>1\*</sup>  
Nilva Brandini<sup>1</sup>  
Bastiaan Adriaan Knoppers<sup>1</sup>  
Weber Friederichs Landim de Souza<sup>2</sup>  
Paulo Ricardo Petter Medeiros<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Química,  
Departamento de Geoquímica,  
Universidade Federal Fluminense, Niterói (RJ).

<sup>2</sup> Laboratório de Química Analítica e Metrologia  
em Química, Instituto Nacional de Tecnologia,  
Rio de Janeiro (RJ)

<sup>3</sup> Centro de Ciências Exatas e Naturais,  
Departamento de Geografia e Meio Ambiente,  
Universidade Federal de Alagoas, Maceió (AL)

\* Autor Correspondente: lcc.junior@gmail.com

### Resumo

A eutrofização tem se tornado uma das maiores ameaças aos ecossistemas aquáticos. No presente estudo, o estado trófico e a eutrofização do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM) foram avaliados através da aplicação do modelo ASSETS (*Assessment of Estuarine Trophic Status*), TRIX (*Trophic Index*) e outros três índices de estado trófico. O modelo ASSETS trabalha com 3 indicadores principais: *pressão* (susceptibilidade estuarina e aporte de nutrientes); *estado* (sintomas primários e secundários) e *resposta* (cenário futuro). O índice TRIX é uma combinação linear de indicadores de fatores nutritivos (Nitrogênio e Fósforo) e fatores que expressam a produção primária (Clorofila-*a* e Oxigênio Dissolvido). Para o modelo ASSETS, a Laguna Mundaú (MUN) teve classificação alta para o indicador pressão, estado trófico moderado e previsão de melhoria baixa nas condições. A Laguna Manguaba (MAN) teve classificação alta para os indicadores de pressão, estado trófico alto (florações de algas tóxicas) e melhoria baixa nas condições. Para a abordagem ASSETS, a diferença de classificação entre as lagoas foi basicamente devido às florações de algas tóxicas (cianofíceas) registradas sazonalmente em MAN e na diferença do tempo de residência (MAN=32 e MUN=16, em dias). O índice TRIX teve valores de 5,34 para Mundaú e 5,32 para MAN, indicando ambiente mesotrófico a eutrófico. O índice TRIX não detectou diferenças entre as lagoas, indicando que os fatores nutricionais nos sistemas e a expressão da produtividade primária foram parecidos. ASSETS e TRIX, consideradas abordagens multiparamétricas, tiveram melhores resultados que outros índices baseados em fatores singulares para avaliação do estado trófico.

**Palavras-chave:** Eutrofização, estado trófico, lagoas costeiras, ASSETS, TRIX.

### Abstract

*Eutrophication has become one of the largest threats to aquatic environments. In this study, the trophic status and eutrophication of the Mundaú-Manguaba Estuarine-Lagoon Complex (MMELS) are investigated by the ASSETS model (Assessment of Estuarine Trophic Status), TRIX (trophic Index) and other older indices. The ASSETS model deals with 3 main indicators, pressure (estuarine susceptibility and nutrient inputs), state (primary and secondary eutrophication symptoms) and response (future outlook). The TRIX deals with several factors, (i.e. such as the system's nutritive levels phosphorus and nitrogen) and those that establish a link to primary production (i.e. chlorophyll-*a* and dissolved oxygen). ASSETS classified the Mundaú Lagoon (MUN) as with high pressure index, moderate trophic state (i.e. mesotrophic) and low improve in the response indicator. The Manguaba Lagoon (MAN) was classified as being subject to a high pressure, high trophic status (high chlorophyll-*a* and harmful algae blooms, HABs) and improve low for response indicator. The difference between the ASSETS classification for the lagoons are attributed to the seasonal HABs in the*

MAN as well as the differences in the residence time of the waters (MAN=32 and MUN=16, in days). The TRIX presented values of the 5,34 for MUN and 5,32 for MAN, indicating mesotrophic to eutrophic conditions. The TRIX classification did not detect differences between the lagoons, showed that nutritional factors and the primary production expressions were similar. ASSETS and TRIX, that are multi-parametric approaches, showed better results than other indices based in singular-factors for the trophic status classification in the CELMM.

**Keywords:** Eutrophication, trophic status, coastal lagoons, ASSETS, TRIX.

## 1. Introdução

A eutrofização de ambientes aquáticos costeiros é reconhecidamente um dos principais problemas ambientais globais (Cloern, 2001, Bricker et al., 2003). É definida como o processo de enriquecimento de nutrientes e matéria orgânica em corpos aquáticos e o incremento da produção primária (Nixon, 1995). Para a avaliação desse processo faz-se necessários estudos envolvendo a avaliação do estado trófico dos ambientes marinhos e aplicação de novas abordagens como modelos, que servem como importantes ferramentas de investigação para a proteção, monitoramento, previsão da susceptibilidade natural dos sistemas e gerenciamento costeiro (Ferreira et al., 2007).

Os altos aportes de nitrogênio (N) e fósforo (P) provenientes de emissários de esgoto de grandes cidades, rios, instalações industriais e fertilizantes utilizados na agricultura estimulam o crescimento excessivo de organismos fitoplancônicos e fitobentônico, causando diversos efeitos deletérios para os ecossistemas e populações humanas (Kitsiou & Karydis, 2011). Em estágios severos, a eutrofização pode levar a grandes florações de algas tóxicas e nocivas (*Harmful Algae Blooms*, HABs), crescimento de fungos e bactérias, depleção dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), e, conseqüentemente, alterar a estrutura e o funcionamento do ecossistema, com perdas e mudanças profundas na biodiversidade aquática (EEA, 1999; Cloern, 2001). Importante salientar que a eutrofização é um processo natural, que pode ser desencadeado e acelerado por atividades antrópicas configurando o processo de eutrofização cultural (Nixon, 1995, Cloern, 2001, Bricker et al., 2003, Ferreira et al., 2007).

Especialmente alterados pelas atividades antrópicas estão os ecossistemas estuarinos, considerados entre os ambientes mais fertilizados no mundo, tanto naturalmente como por atividades antropogênicas (Meybeck et al., 1988). As diversas atividades humanas praticadas direta e indiretamente sobre a zona costeira, sem levar em conta os preceitos do desen-

volvimento sustentável, estão afetando os equilíbrios naturais nos balanços de materiais, do metabolismo e a qualidade das águas, desencadeando e acelerando os processos de eutrofização, alterações dos habitats e da biodiversidade.

A essência desse trabalho é a aplicação de um conjunto de ferramentas que foram aprimorados para sistemas estuarinos, através de programas internacionais e de modelagem que lidam com a interface terra-mar, na análise processo de eutrofização e da susceptibilidade natural dos sistemas, e o estabelecimento de índices de estado trófico. As ferramentas para estabelecimento do estado trófico e avaliação da eutrofização compreendem o levantamento de parâmetros físico-químicos, oceanográficos e hidrológico básicos e a aplicação de índices do grau de eutrofização através dos programas multiparamétricos como o modelo ASSETS (*Assessment of Estuarine Trophic Status*) (Bricker et al., 2003, Ferreira et al., 2007), o índice TRIX (*Trophic Index*) (Vollenweider et al., 1998) e comparação com outros índices mais antigos que trabalham com fatores únicos para estabelecimento do estado trófico como a classificação da Organização Internacional para Cooperação Econômica e Desenvolvimento (*Organization for Economic Cooperation and Development*, OECD, 1982), de Vollenweider & Kerekes (1982) e da Agência Ambiental Européia (*European Environmental Agency*, EEA, 1999). A área de estudo contemplada nessa pesquisa é o Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM), localizado no Estado de Alagoas (AL). O CELMM vem sofrendo com o estabelecimento progressivo da cultura canavieira em grandes áreas agrícolas na bacia de drenagem, além de apresentar crescimento populacional desordenado nas suas margens e bacia de drenagem. O índice ASSETS foi aplicado para o CELMM nos trabalhos de Cotovicz Jr. (2012) e Cotovicz Jr. et al., (2012) e esses resultados serão apresentados e comparados com o TRIX e com outros índices acima citados.

## 2. Materiais e métodos

### 2.1. Área de Estudo

O CELMM está localizado no estado de Alagoas (AL) (Figura 1). Tem profundidade média de 2 m, consistindo da Laguna Manguaba (MAN) e a Laguna Mundaú (MUN), orientadas perpendiculares a costa. As duas lagunas estão interconectadas através de um sistema de dois canais rasos e estreitos que se orientam paralelos a costa, com área de 12 Km<sup>2</sup>, ladeados por manguezais, e possuem em conjunto um único acesso ao mar com desembocadura com 250 m de largura (Oliveira & Kjerfve, 1993). O sistema é caracterizado

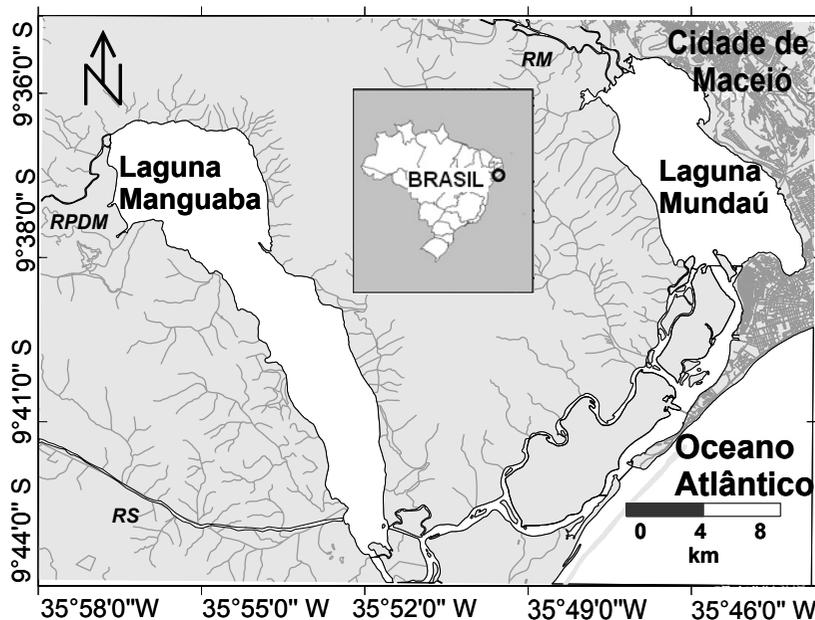
por micromarés semidiurnas, com range médio de 1,44 m no mar costeiro adjacente e uma redução de 86% e 98% no interior das lagunas de Mundaú e Manguaba, respectivamente (Oliveira & Kjerfve, 1993). A Tabela 1 resume as principais características físicas do CELMM.

A maior fonte de poluição é o despejo de efluentes das indústrias da cana-de-açúcar ao longo dos rios Paraíba do Meio (L. Manguaba) e Mundaú (L. Mundaú) e descartes de esgoto não tratado proveniente de cidades e vilarejos localizados ao

Tabela 1  
Resumo das principais características físicas do CELMM.  
<sup>1</sup> Oliveira & Kjerfve (1993);  
<sup>2</sup> Carreira et al., (2011);  
<sup>3</sup> ANA (2006).

Características		Laguna Mundaú	Laguna Manguaba
<sup>1</sup> Localização	Lat S	9°35'	9°46'
	Long O	35°44'	35°58'
<sup>1</sup> Área Superficial (m <sup>2</sup> )		24	43
<sup>1</sup> Volume (m <sup>3</sup> )		69,8	97,7
<sup>1</sup> Média de Profundidade (m)		1,5	2,1
<sup>1</sup> Range de Maré (m)		0,2	0,03
<sup>1</sup> Prisma de Maré (m <sup>3</sup> )		17,3	6,1
<sup>1</sup> Descarga de Água Doce (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Chuvosa	65,9	57,2
	Seca	14,1	15,9
	Média Anual	33,5	22,6
<sup>2</sup> Área da Bacia de Drenagem (m <sup>2</sup> )		4126	3718
<sup>3</sup> População na Bacia de Drenagem (hab)		726.854	284.872
<sup>1</sup> Tempo de Residência (dias)		16	36

Figura 1  
Mapa do Sistema Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM), mostrando a localização das lagunas, da cidade de Maceió, do oceano adjacente e dos rios Paraíba do Meio (RPDM), Sumaúma (RS) e Mundaú (RM).



longo da bacia de drenagem de ambas as lagunas. As principais cidades que contribuem com esgotos domésticos são Maceió (L. Mundaú), Marechal Deodoro e Pilar (L. Manguaba), com população total estimada de 33.305, 45.900 e 932.700 habitantes, respectivamente (IBGE, 2010). De acordo com a ANA (2006), somente em torno de 10% dos efluentes do-

## 2.2 Estratégia de amostragem

Foram realizadas 7 campanhas de amostragens no CELMM, cobrindo as estações seca e chuvosa entre os anos de 2006 e 2009. Em cada campanha, foram amostradas 16 estações ao longo de transectos longitudinais na Laguna Mundaú, em Manguaba foram 20 e nos canais 10. Em todas as amostragens, os seguintes parâmetros físico-químicos foram medidos: temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido (OD) medidos “in situ” com o auxílio de uma multi-

## 2.3 Modelo ASSETS

ASSETS é um modelo multiparamétrico de avaliação da eutrofização de sistemas costeiros, desenvolvido por um grupo de pesquisadores da NEEA (*US National Estuarine Eutrophication Assessment*, Bricker et al., 1999) e aprimorado para aplicação em diversos ambientes costeiros em parceria com o Instituto Marinho

mésticos coletados recebem tratamento. Como consequência desses múltiplos impactos antrópicos atuantes, muitos problemas ambientais tem sido identificados nos últimos 30 anos (Melo-Magalhães et al., 2009, Carreira et al., 2011, Costa et al., 2011, Maioli et al., 2011, Cotovicz Jr., 2012, Cotovicz Jr. et al., 2012).

sonda YSI 6600, nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) (nitrito, nitrito e amônia) e fósforo inorgânico dissolvido (PID) quantificados segundo descrito em Grasshof et al., (1983) e clorofila-*a* (Cloro-*a*) segundo Strickland & Parsons (1972). Filtros GF/F foram usados para as análises de clorofila e o filtrado foi utilizado para as análises de nutrientes. As amostras de nutrientes e os filtros para quantificações de clorofila-*a* foram congeladas para posterior análise.

de Portugal (IMAR) (Ferreira et al., 2007). O modelo trabalha com componentes quantitativos e semi-quantitativos para geração de indicadores de pressão, estado e resposta (PER) (Bricker et al., 2003). A seguir, será feita uma breve descrição dos três índices contemplados no modelo.

### 2.3.1 Pressão – Fatores de Influência (IF)

Os fatores de influência (IF) estabelecem uma ligação entre a susceptibilidade natural à eutrofização, como resultado de características naturais de diluição e exportação (potenciais de diluição e exportação), e o cálculo do aporte de nitrogênio. O potencial de diluição é estabelecido pela relação entre o volume de água do sistema e o grau de mistura da água. O potencial de exportação, por sua vez, considera o efeito combinado da variação de

maré com a razão entre o aporte de água doce e o volume do estuário.

O aporte de nitrogênio é calculado através de um modelo simples de balanço de massa de “Vollenweider” (Bricker et al., 2003), adaptado para ambientes estuarinos e costeiros (Ferreira et al., 2007). Considerando a hipotética situação em que não exista aporte de N humano, os níveis de base (Mb) podem ser descritos de acordo com Ferreira et al. (2007):

$$Mb = (\epsilon T_p M_{mar}) (\epsilon T_p + Q T)^{-1} \quad (1)$$

Onde  $\epsilon$  é a fração de água que sai do estuário na maré vazante e não retorna com a maré enchente (proxy de re-entranhamento),  $T_p$  é o prisma de maré ( $m^3$ ),  $M_{mar}$  é a concentração de N oceânico ( $kg.m^{-3}$ ),  $Q$  é o aporte de água doce fluvial ( $m^3.s^{-1}$ ) e  $T$  é o período de maré (s).

Assumindo que não exista aporte oceânico de N, a influência antropogênica ( $M_h$ ) é considerada como o N proveniente das fontes de água doce ( $M_{en}$  em  $kg.m^{-3}$ ) e das descargas de efluentes para o sistema ( $M_{ef}$  em  $kg.s^{-1}$ ):

$$M_h = (T.[Q.M_{en} + M_{ef}]).(Q.T + \epsilon.T_p)^{-1} \quad (2)$$

O aporte de nutrientes é calculado através da seguinte fórmula:

$$\text{Aporte de Nutriente} = M_h.[M_h + M_b]^{-1} \quad (3)$$

O cálculo do índice do aporte de nutrientes é a porcentagem da massa de N originada do aporte antropogênico, e quanto mais próximo de 1 (100%) maior é a influência an-

tropogênica na massa de N no sistema. A susceptibilidade é combinada com o escore relativo ao aporte de nutrientes, determinando o índice pressão.

### 2.3.2 Estado – Condições de Eutrofização

A classificação de estado da eutrofização é baseada em cinco indicadores da eutrofização, que são estabelecidos por faixas de salinidade – zona de água doce 0-0,5, zona de mistura 0,5-25 e zona de água do mar >25. Classificações para clorofila-*a* e macroalgas, considerados sintomas primários da eutrofização, são estabelecidas através de valores médios para cada zona de salinidade. Para os sintomas secundários, que são os níveis de oxigênio dissolvido (OD), mudanças na cober-

tura espacial da vegetação aquática submersa (VAS) e florações de algas nocivas e tóxicas (HABs) – seguindo uma abordagem de precaução, é considerada a pior classificação dentre os três sintomas. Interessante ressaltar que é utilizado um critério estatístico para a determinação dos valores de clorofila-*a* e OD, que são os percentuais de 90% e 10% respectivamente, ou seja, nesse caso valores extremos potenciais no espaço e no tempo são descartados.

### 2.3.3 Resposta – Cenário Futuro

A análise da determinação de cenário futuro é realizada para determinar se as condições em um estuário irão piorar, melhorar ou permanecer em um mesmo estado dentro de um intervalo de 20 anos, com base na previsão de mudanças no aporte de nutrientes para o sistema. A avaliação de mudanças esperadas na pressão da entrada de nutrientes no sistema é feita baseada na variedade de desencadeadores de impactos, incluindo

do tendências demográficas, tratamento de efluentes e planos de remediação e mitigação de impactos, junto com expectativas nas mudanças de práticas agrícolas e usos da bacia de drenagem. A evolução prevista é graduada em cinco classes (da melhor para a pior): melhoria alta, melhoria baixa, sem mudança, piora baixa e piora alta (Bricker et al., 2003).

### 2.3.4 Síntese - Modelo ASSETS

O estágio final da aplicação do modelo é a sintetização dos índices em uma descrição do estado geral do sistema em termos da eutrofização. A combinação das classificações individuais de pressão-estado-resposta (PER) fornece uma categoria dentre cinco possíveis: alta, boa, moderada, pobre e ruim. A cada uma dessas categorias são atribuídas

cores seguindo Convenção Internacional, que são azul, verde, amarela, laranja e vermelha (Bricker et al., 2003). No presente trabalho esse padrão de cores foi substituído pela escala de cinza, o azul refere-se ao cinza mais claro, enquanto o vermelho o cinza mais escuro.

## 2.4 Índice TRIX

A metodologia do índice trófico (TRIX) foi primeiramente proposta por Vollenweider et al. (1998) utilizando dados coletados no Mar Adriático. Para tal, são considerados os seguintes componentes para o cálculo:

i) Fatores que expressam a produção primária através da Clorofila-*a*: [ $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ] e o oxigênio dissolvido como desvio

absoluto [%] da saturação: [ $\text{abs } |100-\%O| = aD\%O$ ];  
ii) Fatores nutricionais utilizando a variação do nitrogênio inorgânico dissolvido como N-( $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4$ ): [ $\text{NID} = \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ] e fósforo inorgânico dissolvido como P- $\text{PO}_4$ : [ $\text{PO}_4 = \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ]. Para o Mar Adriático, o índice TRIX é calculado através da seguinte equação:

$$\text{TRIX} = \frac{\log [\text{Chla} \cdot aD\%O \cdot \text{N} \cdot \text{P}] - [\Sigma \log I]}{1.2} \quad (4)$$

Onde  $\Sigma \log I$  é determinado para a correção logarítmica dos limites inferiores e 1,2 é o fator escalar derivado da padronização da variação de 3 unidades log (limite log S - limite log I) para cada um dos 4 parâmetros considerados e fixando o número de 10 classes na escala (3/10.4).

A classificação para águas estuarinas usando o TRIX (Tabela 2) foi feita através de valores limiares propostos por Penna et al., (2004), aplicados por Nasrollahzadeh et al., (2008) e adotados pela Legislação Ambiental da Itália (Caruso et al., 2010).

Tabela 2

Classificação do estado trófico para águas estuarinas segundo modelo TRIX.

TRIX	Condições	Estado Trófico
<2	Muito pobremente produtivo e estado trófico muito baixo	<b>Excelente (Ultra-Oligotrófico)</b>
2-4	Pobremente produtivo e estado trófico baixo	<b>Alto (Oligotrófico)</b>
4-5	Moderadamente produtivo e estado trófico mediano	<b>Bom (Mesotrófico)</b>
5-6	Moderado a altamente produtivo e alto estado trófico	<b>Moderado (Mesotrófico a Eutrófico)</b>
6-8	Altamente produtivo e maior estado trófico	<b>Pobre (Eutrófico)</b>

## 2.5 Índices da OECD (1982), EEA (1999) e de Vollenweider & Kerekes (1982)

Os índices da OECD (1982), de Vollenweider & Kerekes (1982) e da EEA (1999) também foram aplicados na presente pesquisa, e são baseados em parâmetros físico-químicos e biológicos. São consideradas abordagens mais simples, uma

vez que fatores singulares podem ser utilizados para a classificação do estado trófico, diferente do ASSETS e TRIX, que são multiparamétricos.

## 3. Resultados e Discussões

### 3.1 O Modelo ASSETS para Avaliação da Eutrofização do CELMM

ASSETS foi aplicado no CELMM nos trabalhos de Cotovicz Jr. (2012) e Cotovicz Jr. et al. (2012), em uma abordagem comparativa com outros sistemas lagunares e deltaicos.

No presente trabalho, o índice foi aplicado em diferentes cenários (total, seco e chuvoso), e comparado com outros índices.

#### 3.1.1 Zonas de Salinidade

As zonas de salinidade do CELMM são apresentadas na Tabela 3. Como já descrito por Oliveira & Kjerfve (1993), a região apresenta uma marcada diferença sazonal na precipitação, que se reflete em diferenças na classificação de salinidade das águas ao longo do ano. Durante o período chuvoso, a água doce prevalece em ambas as Lagunas, como resultado

do maior aporte dos rios Sumaúma e Paraíba do Meio (para MAN) e do Rio Mundaú (para MUN). De uma maneira geral, MUN apresentou maior salinidade. Essa diferença é explicada pela maior troca de água com o oceano adjacente, MUN apresenta 16 dias de tempo de residência, enquanto em MAN esse tempo é de 32 (Oliveira & Kjerfve, 1993).

Tabela 3: Média dos valores percentuais das regiões de salinidade para Mundaú e Manguaba. Obs: psu corresponde a nomenclatura utilizada pelo ASSETS.

Fonte: Cotovicz Jr., (2012), Cotovicz Jr. et al., (2012).

Classificação da Zona de Salinidade	Mundaú Anual	Mundaú Seco	Mundaú Chuvoso	Manguaba Anual	Manguaba Seco	Manguaba Chuvoso
Água Doce (0-0.5psu)	28%	11%	47%	41%	16%	77%
Água de Mistura (0.5-25psu)	70%	84,5%	53%	54,4%	76%	23%
Água Salgada (>25psu)	2%	4,5%	-	4,6%	8%	-

### 3.1.2 Pressão

#### 3.1.2.1 Susceptibilidade Estuarina

As duas lagunas foram classificadas como altamente susceptíveis a eutrofização (Tabela 4). Considerando que o volume das lagunas   constante ao longo do ano, o potencial de diluição foi baixo em MUN e MAN em todos os cenários. Assim como o volume, a média da amplitude de maré também foi considerada constante. O potencial de exportação foi calculado como sendo moderado para as duas lagunas. A média do aporte diário de água doce foi maior no período chuvoso, e o aporte dos rios em relação ao volume de água lagunar, consequentemente, foi maior nesse período, mas não suficiente para haver diferenç  sazonal na classificação. A sazo-

nalidade é um importante fator a ser considerado para a aplicação do modelo ASSETS em estuários localizados em regiões que apresentam variabilidade climatológica pronunciada ao longo do ano, pois dessa forma o regime fluvial também é fortemente alterado (Mizerkowski, 2011; Cotovicz Jr. et al., 2012).

Essa característica de elevada susceptibilidade natural a eutrofização é relacionada com os altos tempos de residência das  guas (Knoppers & Kjerfve, 1999). A baixa troca de água com o oceano adjacente ao CELMM é principalmente relacionada com o baixo aporte de água doce e as reduzidas amplitudes de marés dentro das lagunas.

	Mundaú			Manguaba		
Volume (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	69,8			97,7		
Volume de Diluição (1/Volume da Laguna)	1x10 <sup>-2</sup>			1x10 <sup>-2</sup>		
<b>Potencial de Diluição</b>	<b>Baixo</b>			<b>Baixo</b>		
Range de Maré	Micromar� (< 2 m)			Micromar� (< 2 m)		
	Anual	Seco	Chuvoso	Anual	Seco	Chuvoso
Aporte diário de água doce (10 <sup>6</sup> .m <sup>3</sup> )	3	1,2	5,7	2,4	1,3	4,9
Aporte dos Rios / Volume Estuarino	4x10 <sup>-2</sup>	1x10 <sup>-2</sup>	8x10 <sup>-2</sup>	2x10 <sup>-2</sup>	1x10 <sup>-2</sup>	5x10 <sup>-2</sup>
<b>Potencial de Exportação</b>	<b>Mod.</b>	<b>Mod.</b>	<b>Mod.</b>	<b>Mod.</b>	<b>Mod.</b>	<b>Mod.</b>
<b>Susceptibilidade Estuarina</b>	<b>Alta</b>	<b>Alta</b>	<b>Alta</b>	<b>Alta</b>	<b>Alta</b>	<b>Alta</b>

Tabela 4  
Determina o da susceptibilidade estuarina através da combinação dos potenciais de diluição e exportação em todos os cenários analisados para o CELMM. Fonte: Cotovicz Jr., (2012), Cotovicz Jr. et al., (2012).

#### 3.1.2.2 Aporte de Nutrientes

O modelo ASSETS contempla concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), por considerar esse elemento o principal limitante da produtividade primária em águas estuarinas e costeiras (Bricker et al., 1999, 2003). A relação entre as concentrações de NID nas fontes fluviais e marinhas

(adjacentes), a vazão média dos rios, assim como o tempo de renovação das  guas em função da variação das marés definem a quantidade de N proveniente da fonte antropog nica. Os resultados dos cálculos envolvendo o aporte de nitrogênio são apresentados na Tabela 5.

	Mundaú Total	Mundaú Seco	Mundaú Chuvoso	Manguaba Total	Manguaba Seco	Manguaba Chuvoso
<b>Men</b> <sup>(a)</sup>	2,3x10 <sup>-4</sup>	2,5x10 <sup>-4</sup>	2,1x10 <sup>-4</sup>	1,6x10 <sup>-4</sup>	1,7x10 <sup>-4</sup>	1,6x10 <sup>-4</sup>
<b>Mmar</b> <sup>(a)</sup>	4,4x10 <sup>-5</sup>	2x10 <sup>-5</sup>	6,8x10 <sup>-5</sup>	4,4x10 <sup>-5</sup>	2x10 <sup>-5</sup>	6,8x10 <sup>-5</sup>
<b>Mef</b> <sup>(b)</sup>	7,8x10 <sup>-2</sup>	7,8x10 <sup>-2</sup>	7,8x10 <sup>-2</sup>	3,6x10 <sup>-2</sup>	3,6x10 <sup>-2</sup>	3,6x10 <sup>-2</sup>
<b>Mb</b> <sup>(a)</sup>	1,8x10 <sup>-5</sup>	1,2x10 <sup>-5</sup>	1,8x10 <sup>-5</sup>	4,1x10 <sup>-6</sup>	3,3x10 <sup>-6</sup>	2,9x10 <sup>-6</sup>
<b>Mh</b> <sup>(a)</sup>	1,36x10 <sup>-3</sup>	2x10 <sup>-3</sup>	9,4x10 <sup>-4</sup>	1,3x10 <sup>-3</sup>	2,1x10 <sup>-3</sup>	7,9x10 <sup>-4</sup>
<b>Mh/(Mb+Mh)</b> <sup>(a)</sup>	0,99	0,99	0,98	1	1	1
<b>Aporte de Nutrientes</b>	<b>Alto</b>	<b>Alto</b>	<b>Alto</b>	<b>Alto</b>	<b>Alto</b>	<b>Alto</b>

Nota: Men= Concentração média de NID nos rios que deságuam no sistema; Mmar= Concentração média de NID na costa adjacente; Mef= aporte de nitrogênio proveniente de efluentes urbanos e agrícolas; Mb= Concentração de NID considerada de base, calculada hipoteticamente sem aportes antropog nicos; Mh= Concentração de NID considerada de atividades antrópicas, calculada hipoteticamente sem a influência do aporte oceânico. <sup>(a)</sup> in Kg.m<sup>-3</sup>, <sup>(b)</sup> in Kg.s<sup>-1</sup>. Fonte: Cotovicz Jr. (2012), Cotovicz Jr. et al., (2012).

A concentração de NID nos rios (Men) foi maior em MUN, sendo o período seco com as maiores concentrações em ambas as lagunas. Concentrações de fontes marinhas (Mh) foram consideradas iguais para os sistemas, tendo o período chuvoso as maiores concentrações 3,1uM (4,4x10<sup>-5</sup> kg.m<sup>3</sup>).

Os fatores de emissão utilizados para os cálculos do aporte de efluentes urbanos e agrícolas (Mef) estão apre-

sentados na Tabela 6. As contribuições de nitrogênio relacionadas com as plantações de cana de açúcar foram estimadas, produzindo aportes variando entre 4,1x10<sup>-2</sup> e 3x10<sup>-2</sup> kg.N.s<sup>-1</sup> para MUN e MAN, respectivamente. Segundo Lacerda et al., (2008), a estimativa da quantidade de nitrogênio proveniente de cada bacia de drenagem é uma função da diferenç  das práticas agrícolas realizadas nas bacias e a área relativa de cultivo. As contribuições de

Tabela 5  
Média da concentração de N nos rios, oceano adjacente e aportes estimados de N de efluentes antrópicas com respectiva classificação do aporte de nutrientes.

nitrogênio provenientes dos efluentes domésticos refletem a densidade populacional ao longo da bacia de drenagem do sistema, e os aportes calculados foram de  $3,7 \times 10^{-2}$  e  $0,6 \times 10^{-2} \text{ kg.N.s}^{-1}$  para MUN e MAN, respectivamente. Os

resultados mostram que em MAN os fluxos de N provenientes da agricultura são da ordem de 4 vezes superiores em relação ao descarte de efluentes domésticos, enquanto em MUN os fluxos praticamente se equivalem.

Tabela 6  
Fatores de emissão utilizados para o cálculo do aporte do nitrogênio da agricultura canieira para o CELMM. <sup>a</sup>Meybeck & Helmer, (1989), <sup>b</sup>Agrobyte, (2003), <sup>c</sup>EMBRAPA (2003).

Fatores de Emissão	Nitrogênio
Quantidade aproximada liberada de Nitrogênio por dia per capita (g) <sup>a</sup>	9,04
Quantidade aproximada de fertilizante nitrogenado utilizado em plantações de cana de açúcar (kg.ha <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	90 – 275
Perda do fertilizante aplicado através do <i>runnoff</i> do solo (%) <sup>c</sup>	29 – 32

O aporte de N foi considerado constante para todos os cenários analisados. No presente estudo, as estimativas consideradas foram  $1450 \text{ T.N.ano}^{-1}$  oriundas dos efluentes domésticos e  $2477 \text{ T.N.ano}^{-1}$  dos efluentes agrícolas. Somando esses valores, a quantidade de N total exportada para o CELMM foi de  $3683 \text{ T.N.ano}^{-1}$ .

A influência antropogênica, indicada pelos valores de Mh, foi muito elevada. Esses resultados indicam que as concentrações de nitrogênio provenientes dos rios e descargas de esgotos são em torno de 150 vezes maiores que as concentrações de base estimadas para o CELMM. Ao longo das cam-

panhas de amostragens foram verificados diversos emissários de esgotos principalmente na margem norte de MUN, densamente povoada. MUN apresentou maiores fluxos de N que MAN, pois é mais densamente povoada, além de apresentar áreas de plantio de cana-de-açúcar um pouco maiores.

A susceptibilidade estuarina e o aporte de nutrientes são combinados em uma matriz para a determinação dos fatores de influência. A classificação final dos fatores de influência foi alta em todos os cenários analisados, refletindo os altos aportes antrópicos de nitrogênio e a baixa capacidade do ambiente em diluir e exportar esse material.

### 3.1.3 Estado

Os dois sistemas apresentaram índices altos para os sintomas primários, com a classificação dos níveis de clorofila-*a* na maioria dos cenários e zonas salinas variando de águas “altamente tróficas” a “hipertróficas”. As concentrações de clorofila-*a* foram os indicadores primários com informações disponíveis para os dois sistemas, enquanto que informações sobre macrolag para o CELMM não foram encontradas.

As concentrações do percentil 90% para Clor-*a* tiveram classificação “hipertrófica” (excessivamente eutrófico) ( $> 60 \mu\text{g Clor-}a.L^{-1}$ ) para MUN e MAN considerando o cenário com a totalidade dos dados, com alta cobertura espacial (abrangendo mais de 50% da área superficial da laguna) e frequência de ocorrência periódica. No período chuvoso a classificação das águas em ambas as lagunas foram “hipertróficas”, com exceção da zona de água doce em MAN, que foi classificada como “alta” (eutrófico) ( $> 20, \leq 60 \mu\text{g Clor-}a.L^{-1}$ ). No período de estiagem, a zona de água doce em ambas as lagunas foi categorizada como “moderada” (mesotrófico) ( $> 5, \leq 20 \mu\text{g Clor-}a.L^{-1}$ ), a zona de mistura na L. Mundaú teve a classificação “alta” e na L. Manguba foi “hipertrófica”.

Essas altas concentrações de pigmentos fotossintetizantes indicam elevada produtividade primária no CELMM. Não foi verificada uma diferença nos valores em relação ao caráter sazonal, evidenciando que as florações fitoplactônicas ocorrem ao longo de todo o ano. As características geomorfológicas e hidrodinâmicas das lagunas propiciam condições para a retenção de materiais orgânicos e inorgânicos, como baixa renovação de águas, baixos aportes de água doce e baixa variação de marés, além de receber grandes quantidades de nutrientes. Outros estudos realizados no

CELMM também chegaram a resultados semelhantes, em que as lagunas apresentaram altas concentrações de clorofila-*a* (Melo-Magalhães et al., 2009). Costa et al., (2011), em relação à clorofila-*a*, classificaram as lagoas como mesotróficas a eutróficas.

Para os sintomas secundários foram levantadas informações de concentrações de OD e de HABs. Em MUN, os valores de OD permaneceram acima das concentrações consideradas como “stress biológico” ( $>2, \leq 5 \text{ mg.L}^{-1}$ ), em todos os cenários, sendo a classificação final para os sintomas secundários baixa. Para MAN, as concentrações de OD também foram consideradas satisfatórias. No entanto, foram detectadas florações de HABs. Essas florações tóxicas e/ou nocivas têm alta frequência de ocorrência e grande abrangência espacial. Florações de cianofíceas da espécie *Anabaena spiroides* foram verificadas no período seco, enquanto florações de *Microcystis aeruginosa* foram verificadas no período chuvoso (Melo-Magalhães et al., 2009).

As condições de eutrofização, que agregam os índices primários e secundários acima, sugerem classificação anual moderadamente trófica (mesotrófica) para MUN e altamente trófica (eutrófica) para MAN. Não foi verificada diferença sazonal na classificação. Os fatores indicaram estágios avançados de eutrofização, principalmente em MAN, com a ocorrência de HABs ao longo de todo o ano. De modo geral, a composição fitoplanctônica em águas transitórias mostra ligação com o tempo de residência das águas (Ferreira et al., 2005), e a classificação alta para o índice de estado trófico ASSETS tende a estar associada principalmente com o potencial de exportação da água, refletindo tanto altos valores de clorofila-*a* como aumento da ocorrência de HABs (Ferreira et al., 2007).

### 3.1.4 Resposta

A resposta foi examinada através de mudanças futuras esperadas no aporte de nutrientes para a bacia de drenagem

do sistema. As informações para essa estimativa foram baseadas em dados disponíveis pela Agência Nacional de Águas

(ANA, 2006) em relação aos diagnósticos atuais e futuros sobre o saneamento básico da região, e pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010) em relação ao crescimento populacional esperado.

O CELMM possui um Plano de Ações e Gestão Integrada disponível no site da ANA (ANA, 2006). O objetivo desse plano é a estruturação e a integração gestacional para o uso e recuperação do CELMM. As principais ações propostas são: implantação do saneamento ambiental urbano e controle da

poluição industrial e agrícola. O orçamento final para tais medidas mitigadoras alcançou o valor de R\$ 630 milhões de reais. Tendo em vista a implantação e efetivação do plano, o cenário futuro é a diminuição da fonte de nutrientes para o CELMM dentro dos próximos 20 anos.

O resultado final das condições futuras é uma melhora baixa em todos os cenários, pois esse índice agrega a susceptibilidade (alta) com a pressão futura de aporte de nutrientes (diminuição) (Tabela 7).

	Mundaú	Manguaba
Susceptibilidade	<b>Alta</b>	<b>Alta</b>
Pressão futura no aporte de nutrientes	Diminuição	Diminuição
<b>Condição Futura (CF)</b>	<b>Melhoria Baixa</b>	<b>Melhoria Baixa</b>

Tabela 7

Determinação das Condições Futuras de Eutrofização pela combinação da previsão da pressão futura no aporte de nutrientes com a susceptibilidade estuarina. Fonte: Cotovicz Jr. et al., (2012).

### 3.1.5 ASSETS Final

A determinação do índice ASSETS final, que agrupa os indicadores de PER, é apresentada na Tabela 8. As duas lagoas, em todos os cenários, foram consideradas altamente susceptíveis ao desenvolvimento da eutrofização com altos aportes de nutrientes calculados. MUN teve condições de eu-

trofização moderadas enquanto em MAN as condições foram altamente tróficas. O cenário futuro esperado são melhorias baixas no processo de eutrofização atuante sobre as lagoas. Não foi verificada diferença sazonal nos índices estabelecidos pelo modelo.

		Susceptibilidade	Aporte de Nutriente	Fatores de Influência	Sintomas Primários	Sintomas Secundários	Condições de Eutrofização	Condições Futuras	ASSETS
Mundaú	Anual	A	A	A	A	B	M	MB	P
	Seca	A	A	A	A	B	M	MB	P
	Chuvosa	A	A	A	A	B	M	MB	P
Manguaba	Anual	A	A	A	A	A	A	MB	R
	Seca	A	A	A	A	A	A	MB	R
	Chuvosa	A	A	A	A	A	A	MB	R

Tabela 8

Agrupamento dos indicadores de pressão-estado-resposta e classificação final do modelo ASSETS. Nota: A-alta, B-baixa, M-moderada, MB-melhoria baixa, P-pobre, R-ruim. Fonte: Cotovicz Jr., (2012), Cotovicz Jr. et al., (2012).

A classificação ASSETS final foi “pobre” para Mundaú e “ruim” para Manguaba, refletindo a tipologia da bacia de drenagem e características hidrogeológicas e geomorfológicas do CELMM. A metodologia indicou que as duas lagoas são naturalmente susceptíveis a eutrofização, assim como outros sistemas lagunares do SE do Brasil, baseados em estudos qualitativos (Knoppers & Kjerfve, 1999, Knoppers et al., 1999). Essa configuração leva à eficiente retenção e reciclagem de material biogênico nos sistemas (Knoppers et al., 1999).

As piores condições verificadas em MAN em relação ao índice final ASSETS são atribuídas principalmente à ocorrência de HABs, para os quais MAN apresentou grande frequência e abrangência espacial de florações das cianobactérias *Anabaena spiroides* e *Microcystis aeruginosa*. MUN recebe aporte de efluentes domésticos e agrícolas em quantidades maiores que MAN. Por outro lado, a média anual do tempo de residência das águas de MUN é de 2 semanas, enquanto a de MAN é de aproximadamente 5 semanas (Oliveira & Kjerfve, 1993). Parece que a troca de águas mais rápida em MUN compensa os maiores aportes de nutrientes que recebe.

A Tabela 9 apresenta uma comparação desse estudo com outros realizados em ecossistemas da costa brasileira utilizando a metodologia ASSETS.

A aplicação da modelagem ASSETS foi realizada em um total de 8 ecossistemas estuarinos brasileiros. Outros dois sistemas (Canaanéia-Iguaape, SP e Baía da Babitonga, SC) não tiveram boa aplicação devido à falta de informações disponíveis (Mizerkowski, 2011, Eschrique, 2011). Os resultados foram bem variáveis entre os sistemas, no entanto algumas constatações podem ser feitas, como: i) todas as lagoas apresentaram classificação final “pobre” ou “ruim”; ii) entre os sistemas estuarinos a classificação foi mais heterogênea, refletindo a grande variação das características hidrológicas e hidrodinâmicas; iii) apenas um sistema apresentou baixo aporte de nutrientes calculados (refletindo a falta de saneamento ambiental de forma generalizada); iv) dois sistemas apresentaram diferenças sazonais na classificação, por apresentarem expressivas variações no aporte dos rios, caso do Rio Paraíba do Sul (RJ) e da Baía de Paranaguá (PR).

Sistema	Período	Susceptibilidade	Aporte de Nutriente	Fatores de Influência	Sintomas Primários	Sintomas Secundários	Condições de Eutrofização	Condições Futuras	ASSETS
		Pressão			Estado			Resposta	
Laguna de Mundaú <sup>a</sup>	Total	A	A	A	A	B	M	BM	P
	Seca	A	A	A	A	B	M	BM	P
	Chuvosa	A	A	A	A	B	M	BM	P
Laguna de Manguaba <sup>a</sup>	Total	A	A	A	A	A	A	BM	R
	Seca	A	A	A	A	A	A	BM	R
	Chuvosa	A	A	A	A	A	A	BM	R
Laguna de Piratininga <sup>a</sup>	Anual	A	A	A	A	M	MA	AP	P
Laguna de Guarapina <sup>a</sup>	Anual	A	A	A	A	B	M	AP	R
Estuário do Rio Paraíba do Sul <sup>a</sup>	Anual	MB	A	MB	M	B	MB	AM	B
	Seca	M	A	MA	MB	B	MB	BM	M
	Chuvosa	B	A	MB	B	B	B	AM	A
Baía de Paranaguá <sup>b</sup>	Seca	M	B	MB	M	B	MB	SM	B
	Chuvosa	B	B	B	A	B	M	SM	M
Baía de Guaratuba <sup>b</sup>	Seca	A	A	A	M	M	M	SM	P
	Chuvosa	A	A	A	A	B	M	SM	P
Estuário do Rio Jaguaribe <sup>c</sup>	Anual	A	A	A	A	B	M	SM	P
	Seca	A	A	A	A	B	M	SM	P
	Chuvosa	A	A	A	A	B	M	SM	P

Tabela 9

Resultados do modelo ASSETS para o CELM, Laguna de Piratininga (RJ), Laguna de Guarapina (RJ), Estuário do Rio Paraíba do Sul (RJ), Baía de Paranaguá (PR), Baía de Guaratuba (PR) e Estuário do Rio Jaguaribe (CE). Nota: A- alto; B- baixo, M- moderado; MA- moderado alto; MB- moderado baixo; P- pobre; R- ruim, BM- baixa melhora; AM- alta melhora; SM- sem mudança. <sup>a</sup> Cotovicz Jr. et al., (2012), <sup>b</sup> Mizerkowski, (2011), <sup>c</sup> Eschrique (2011).

### 3.2 O Modelo TRIX para estabelecimento do índice trófico do CELMM

O índice trófico TRIX agrega indicadores de pressão (nutrientes), estado biológico (Cloro-*a*) e distúrbio ambiental na qualidade da água (desvio da saturação de OD). Inicialmente deve-se fazer uma correção para a série temporal dos dados, caso a região não seja propriamente o Mar Adriático ou regiões que apresentem valores próximos aos  $\Sigma \log$ 's (limites inferiores e superiores da série de dados).

Vollenweider et al., (1998) sugerem como ferramenta es-

tatística apropriada para a definição dos limites superiores e inferiores dos parâmetros, a média  $\pm 2,5$  desvio padrão. Dessa forma os valores extremos ou discrepantes são excluídos. A determinação da constante k foi realizada somando-se os limites inferiores dos parâmetros utilizados pelo TRIX. A constante m foi calculada através da diferença entre os limites superior e inferior de cada parâmetro, dividido por 10 (unidades TRIX).

Tabela 10  
Calculo das médias, desvio padrão, limites máximos e mínimos para estabelecimento das constantes k e m.  
Obs: \* Todos os valores estão convertidos para a base logarítmica 10.

Parâmetro	Média *	Desvio Padrão *	Limite Máximo *	Limite Mínimo *
Clorofila a [mg.m <sup>3</sup> ]	1,21	0,42	2,54	-0,14
aD%OD	0,81	0,4	1,81	0,21
NID [mg.m <sup>3</sup> ]	1,89	0,36	2,76	0,92
PID [mg.m <sup>3</sup> ]	1,21	0,39	2,03	0,12
<b>Soma</b>	-	-	<b>9,2</b>	<b>1,11 (k)</b>
<b>Range Log = 9,34 - 1,44 = 8,04x10<sup>-1</sup> = 0,80 (m)</b>				

Portanto, a determinação TRIX para o CELMM é proposta através da seguinte fórmula:

$$\text{TRIX} = [\log(\text{Cloro-}a \cdot \text{D\%OD} \cdot \text{NID} \cdot \text{PID}) - (1,11)] \cdot (0,80)^{-1} \quad (5)$$

O calculo do índice TRIX foi realizado através de valores médios estabelecidos para os 3 cenários (total, seco e chuvoso). Para as lagunas, todos os cenários tiveram a mesma classificação, com valores variando entre 5,24 e 5,4 (Tabela 11). Segundo Caruso et al., (2010), esse intervalo encontra-se dentro da classificação de estado trófico de estuários moderados a altamente eutrofizados, sugerindo ambientes com média a alta produtividade primária. Não foi observada diferença sazonal na classificação do estado trófico das lagunas, corro-

borando com a classificação ASSETS.

Os valores TRIX calculados para os canais das lagunas variaram entre 4 e 4,8. A classificação de estado trófico foi boa para os canais, sugerindo ambientes com moderada produtividade primária e estado trófico intermediário. A exceção foi o Canal de Mundaú no período chuvoso, que apresentou classificação equivalente a das lagunas. Os canais apresentam maiores hidrodinâmicas, com maiores taxas de trocas de água com o oceano adjacente. Essa maior renovação de

água contribui com a melhora da classificação do estado trófico. Além desses fatores, os canais apresentam concentrações de nutrientes uma ordem de grandeza menor que as lagoas, pois essas últimas recebem maiores aportes de efluentes e funcionam como ambientes tipicamente retentores de matéria orgânica e nutrientes. Os menores valores TRIX para os canais foram calculados para o período seco, justamente quando a influência marinha é maior. Contribuíram para o alto estado trófico do sistema através da abordagem TRIX, primeiramente, as altas concentrações de NID, secundariamente as concentrações clorofila-*a* e PID, e em menor grau o oxigênio.

O índice TRIX foi estabelecido para as lagoas MUN e MAN e seus respectivos canais, como quatro grandes com-

partimentos. O índice pode ser calculado individualmente para cada ponto de coleta, mas no presente estudo tal abordagem não foi possível devido a falta de identificação geográfica exata. Mizerkowski (2011), em relação as variações espaciais, encontrou diferenças entre as regiões mais a montante, sob maior influência fluvial (menores valores) e mais a jusante, sob maior influência marinha (maiores).

A classificação do estado trófico TRIX foi semelhante ao índice ASSETS para a MUN (moderada), e variou um pouco para MAN (moderado para o TRIX, e ruim para o ASSETS). Essa diferença na classificação pode ser explicada pelas HABs verificadas em MAN, consideradas somente no índice ASSETS.

Laguna / Cenário	Classificação TRIX
Mundaú Total	5,34
Mundaú Seco	5,40
Mundaú Chuvoso	5,29
Manguaba Total	5,32
Manguaba Seco	5,32
Manguaba Chuvoso	5,33
Canal Manguaba Total	4,40
Canal Manguaba Seco	4,01
Canal Manguaba Chuvoso	4,80
Canal Mundaú Total	4,60
Canal Mundaú Seco	4,00
Canal Mundaú Chuvoso	5,20

Tabela 11  
Classificação TRIX de todos os cenários analisados.

### 3.3 Índices da OECD (1982), EEA (1999) e de Vollenweider & Kerekes (1982)

A Tabela 12 apresenta a classificação trófica do CELMM utilizando outros índices baseados em parâmetros singulares (fatores únicos). As classificações probabilísticas quantitativas da OECD (1982) e de Vollenweider & Kerekes (1982) foram estabelecidas somente com as concentrações de clorofila-*a* da coluna de água. A classificação foi eutrófica para todas as lagoas e seus canais, não havendo distinção entre os compartimentos. Fica claro, portanto, que esses índices não foram suficientemente sensíveis para distinguir a diferença de trofia ao menos entre as lagoas e seus canais. As classificações EEA (1999) foram mais variáveis, e levam em conta as concentrações de PID e NID para a coluna de água (em separado). As classificações foram de mesotróficas a eutróficas para as lagoas, com resultados próximos aos obtidos pelos índices

TRIX e ASSETS. Para os canais, entretanto, a classificação foi oligotrófica, com exceção do Canal Mundaú, em que a classificação foi mesotrófica. Os resultados da EEA para os canais indicam águas menos tróficas que as classificações obtidas pelos modelos multi-paramétricos ASSETS e TRIX. O índice EEA variou demasiadamente entre a classificação das lagoas e seus canais.

Os quatro índices apresentados na Tabela 12 são estabelecidos em parâmetros singulares, ou seja, uma única característica da coluna de água é suficiente para estabelecer o índice trófico. Essas classificações estão sendo consideradas ultrapassadas, haja vista que os índices multiparamétricos podem fornecer informações mais completas e robustas sobre o estado trófico de ambientes estuarinos e costeiros, e, conseqüentemente, sobre a eutrofização.

Laguna / Cenário	OECD <sup>a</sup>	Vollenweider e Kerekes <sup>b</sup>	EEA <sup>c</sup> PID	EEA <sup>c</sup> NID	ASSETS <sup>d</sup>	TRIX
Mundaú	eutrófico	eutrófico	mesotrófico a eutrófico	mesotrófico a eutrófico	moderado (mesotrófico)	mesotrófico a eutrófico
Manguaba	eutrófico	eutrófico	mesotrófico a eutrófico	mesotrófico	Altamente trófico (eutrófico)	mesotrófico a eutrófico
Canal Manguaba	eutrófico	eutrófico	oligotrófico	oligotrófico	- *	mesotrófico
Canal Mundaú	eutrófico	eutrófico	mesotrófico	oligotrófico	- *	mesotrófico

Tabela 12  
Classificação do estado trófico do CELMM com base em diferentes índices de estado trófico definidos para sistemas marinhos e costeiros.

<sup>a</sup> OECD, (1982),

<sup>b</sup>Vollenweider & Kerekes (1982),

<sup>c</sup> EEA, (1999).

\* O índice não foi estabelecido para os canais pois o Modelo ASSETS é calculado por regiões de salinidade.

<sup>d</sup> Cotovicz Jr. et al., (2012).

#### 4. Conclusões

O modelo ASSETS mostrou que o sistema é naturalmente susceptível a eutrofização em função das características geomorfológicas e hidrológicas do sistema. Os aportes de nutrientes calculados para o CELMM foram altos. O estado trófico ASSETS mostrou eutrofização moderada em Mundaú e alta em Manguaba. A expectativa futura é uma melhora baixa nas condições. O índice de estado trófico TRIX foi moderado. Assim como o estado trófico calculado pelo ASSETS, o TRIX não mostrou diferenças sazonais de classificação, o que leva a concluir que a eutrofização no CELMM é constante ao longo do ano. Os índices TRIX e ASSETS apresentaram classificações semelhantes para a Laguna Mundaú e distintas para a Laguna Manguaba, a qual apresentou pior classificação para o modelo ASSETS por apresentar HABs.

As abordagens multiparamétricas, como ASSETS e

TRIX, foram consideradas “mais robustas e fidedignas” que as abordagens baseadas em classificações através de parâmetros singulares (OECD, EEA, Vollenweider & Kerekes, 1982) para o estabelecimento do estado trófico do CELMM.

A abordagem conjunta dos modelos foi considerada satisfatória, pois cada índice traz informações novas e complementares. De uma maneira geral, o modelo ASSETS mostrou ser uma abordagem mais completa, pois além de estabelecer o estado trófico do sistema, também trabalha com indicadores de susceptibilidade estuarina a eutrofização, aportes externos de nitrogênio para o sistema e previsão de cenário futuro da eutrofização. O índice TRIX, por sua vez tem as vantagens de ser uma metodologia mais fácil e de simples aplicação, inclui concentrações de fósforo e o índice pode ser estabelecido para cada ponto amostral, tornando o monitoramento ambiental mais eficiente.

#### 5. Referências

- AGROBYTE. Cana de Açúcar. Disponível em: <<http://www.agrobyte.com.br/cana.htm>>. Acessado em 04 jul 2010.
- ANA – Agência Nacional de Águas. Plano de ações e gestão integrada do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba 2006. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/arquivos/20061122145648CELMM%20-%20completo.pdf>>. Acessado em 20 abr 2010.
- Bricker S.B., Clemen C.G., Orlando P.D.E., Farrow D.R.G. 1999. *National Estuarine Eutrophication Assessment. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries*. NOAA, Silver Spring, USA, 72 pp.
- Bricker S.B., Ferreira J.G., Simas T.C. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169: 39-60.
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223-253.
- Carreira R.S., Araújo M.P., Costa T.L.F., Spörl G., Knoppers B.A. 2011. Lipids in the sedimentary record as markers of the sources and deposition of organic matter in a tropical Brazilian estuarine-lagoon system. *Marine Chemistry*, 127: 1-11.
- Caruso G., Leonardi M., Monticelli L.S., Decembrini F., Azzaro F., Cdrisafi E., Zappalá G., Bermasco A., Vizzini S. 2010. Assessment of the ecological status of transitional waters in Sicily (Italy): First characterisation and classification according to a multiparametric approach. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1682-1690.
- Costa T.L.F., Araujo M.P., Knoppers B.A., Carreira R.S. 2011. Sources and distribution of particulate organic matter of a tropical estuarine-lagoon system from NE-Brazil as indicated by lipid biomarkers. *Aquatic Geochemistry*, 17 (1): 1-19.
- Cotoviz Jr. L.C. 2012. Aplicação de Modelos (ASSETS e TRIX) para Avaliação do Estado Trófico e Cenário Futuro da Eutrofização do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, (AL). Dissertação de Mestrado, Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, 123 p.
- Cotoviz Jr. L.C., Brandini N., Knoppers B.A., Mizerkowski B.D., Sterza J.M., Ovalle A.R.C., Medeiros P.R.P. 2012. Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, doi 10.1007/s10661-012-2791-x
- EEA – European Environmental Agency. 1999. *Nutrients in European ecosystems. Environmental Assessment Report no.4*. Office for official publications of the European Communities, 155pp.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Agroecologia da Cana de Açúcar. Disponível em: <<http://www.embrapa.br>>. Acessado 02 ago 2010.
- Eschriques S.A. 2011. Estudo do Balanço Biogeoquímico dos Nutrientes Dissolvidos Principais como Indicador da Influência Antrópica em Sistemas Estuarinos do Nordeste e Sudeste do Brasil. São Paulo, 2011. 231 f. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 254 pp.

- Ferreira J.G., Wolff W.J., Simas T.C., Bricker S.B. 2005. Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology? *Ecological Modelling*, 187: 513-523.
- Ferreira J.G., Bricker S.B., Simas T.C. 2007. Application and sensitivity testing of an eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *Journal of Environmental Management*, 82 (4): 433-445.
- Grasshoff K., Kremling K.; Ehrhardt M. (Eds.) 1999. *Methods of Seawater Analysis*. 3. ed. Verlag Chemie, Weinheim, 419 pp.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2012/sinopse.pdf>>. Acessado em 07 nov 2010.
- Kitsiou D. & Karydis M. 2011. Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis. *Environmental International*, 37: 778-801.
- Knoppers B., Carmouze J.P., Moreira-Turcq P.F. 1999. Nutrient Dynamics, Metabolism and Eutrophication of Lagoons along the East Fluminense Coast, State of Rio de Janeiro, Brazil. In: B. Knoppers, E.D. Bidone, J.J. Abrão (eds.) *Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil*, Rio de Janeiro, Eduff, p.: 123-154.
- Knoppers B.A. & Kjerfve B. Coastal lagoons of Southeastern Brazil: Physical and Biogeochemical Characteristics. In: G. Perillo, et al., (eds.). *Estuaries of South America*, Springer Verlag, Berlin.
- Lacerda L.D., Molisani M., Sena D., Maia L.P. 2008. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceara State Coast NE Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*, 141(1-3): 149-164.
- Maioli O.L.G., Rodrigues K.C., Knoppers B.A., Azevedo D.A. 2011. Distribution and sources of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons insuspended particulate matter in water from two Brazilian estuarine systems. *Continental Shelf Research*, 31: 1116-1127.
- Melo-Magalhães E. M.; Lira M.C.A.; Koenig M. L.; Moura A.N. 2009. Determination of eutrophic regions on Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas, Brazil, through studies with phytoplanktonic community. *Brazilian Journal of Biology*, 69: 1-10.
- Meybeck M., Cauwet G., Dessery S., Somville M., Gouleau D., Billen G. 1988. Nutrients (Organic C, P, N, Si) in the eutrophic river Loire and its estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 27: 595-624.
- Meybeck M. & Helmer R. The quality of rivers: from pristine to global pollution. *Global and Planetary Change*, 1(4): 283-309.
- Mizerkowski B. D. 2011. Assessment of the estuarine waters of the state of Paraná (Southern Brazil): Descriptive approach, trophic status and monitoring techniques. Disponível em: <<http://d-nb.info/101314736/34>>. Acessado em 03 nov 2011.
- Nasrollahzadeh H.S., Din Z.B., Foong S.Y., Makhloogh A. 2008. Trophic status of the Iranian Caspian Sea based on water quality parameters and phytoplankton diversity. *Continental Shelf Research*, 28: 1153-1165.
- Nixon S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.
- OECD - Organization for Economic Cooperation and Development. 1982. *Eutrophication of Water, Monitoring, Assessment and Control*, Paris, 154 pp.
- Oliveira A. M. & Kjerfve B. 1993. Environmental responses of a tropical coastal lagoons system to hydrological variability: Mundaú-Manguaba, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 37(6): 575-591.
- Penna, S. N.; Capellacci S.; 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: 321-326.
- Strickland J.L.H. & Parsons T.R. 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 167 pp.
- Vollenweider R.A. & Kerekes J. 1982. *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. Report of OECD Cooperative Program on Eutrophication. Economic Development and co-Operation, Paris, 156pp.
- Vollenweider R.A.; Giovanardi F.; Rinaldi A.; Montanari G. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal areas with special reference to the NW Adriatic Sea; proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329-357.