

# Índice M-AMBI como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira, aplicado a Baixada Santista- SP.

Paula Mathias Paulino Bolta

Bióloga formada pela Universidade Presbiteriana Mackenzie. Especialista em Gerenciamento Ambiental pela Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz – ESALQ/USP. Atualmente trabalha como Monitora Ambiental da APA Marinha do Litoral Norte.

E-mail: [paulampb@uol.com.br](mailto:paulampb@uol.com.br)

Maurea Nicoletti Flynn

Bióloga formada pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro, mestrado e doutorado em Oceanografia Biológica pela Universidade de São Paulo e pós-doutorado em ecologia aplicada e experimental pelo programa recém doutor do CNPq, Universidade de São Paulo. Foi coordenador do Curso de Engenharia Ambiental das Faculdades Oswaldo Cruz e Coordenadora de Pesquisas na Escola Superior de Química das Faculdades Oswaldo Cruz. Professor adjunto do curso de graduação em Ciências Biológicas e de pós-graduação em Biodiversidade da Universidade Presbiteriana Mackenzie. Tem experiência nas áreas de Ecologia Bêntica, Ecologia Experimental, Dinâmica Populacional e Biodiversidade.

E-mail: [m.flynn@intertox.com.br](mailto:m.flynn@intertox.com.br)

## Resumo

O aumento da interferência humana nas áreas marinhas costeiras fez com que muitos países desenvolvessem e implantassem novas legislações para a proteção e recuperação dos mares. Estas leis procuram regular a atividade humana de maneira que esta seja sustentável, permitindo que as águas costeiras marinhas continuem limpas e produtivas e o ambiente íntegro. Entende-se por integridade ambiental a estabilidade ecológica e física dos ecossistemas. Atualmente está disponível uma série de índices de integridade ambiental, dos quais se destaca o Índice Biótico Marinho – AMBI (AZTI's Marine Biotic Index). O objetivo do presente trabalho é demonstrar a aplicabilidade do índice AMBI como ferramenta para gestão de ambientes costeiros brasileiros, validando-o com o banco de dados descrito na tese de livre docência de TOMMASI (1979). Em sua tese, TOMMASI realizou um extenso estudo sobre a Baixada Santista levantando dados em relação à fauna marinha, como poliquetas e também pesquisou sobre parâmetros físicos e químicos da região. Ao compararmos os dados levantados por TOMMASI, sobre a região da Baixada Santista, quanto aos poluentes e aos poliquetas, bioindicadores, pode-se aplicar o índice AMBI e comparar-se a validação do índice AMBI com a descrição feita pelo autor. O levantamento de dados feitos por TOMMASI, em sua tese de livre docência, e a aplicação do índice AMBI utilizando os dados referentes aos poliquetas, pode-se averiguar a situação ecológica da região. Através da divisão da Baía Santista em estações ecológicas feita por Tommasi e com a aplicação de AMBI pode-se notar que a região de 1 a 12 possui alto teor de pesticida apresentando um status ecológico moderado a ruim. A região 13 a 18, com status ecológico ruim, muito ruim e moderado. Já a região leste da baía de Santos apresentou status ecológico bom a moderado; região oeste da baía de Santos, status ecológico ruim a moderado, com maior teor de mercúrio e pesticidas. A região da baía de São Vicente com status ecológico ótimo a moderado. O índice AMBI, mostrou-se ser uma ferramenta de fácil aplicação e através do mesmo, conseguiu-se justificar a descrição feita por TOMMASI à classificação dada pelo AMBI.

Palavras-chave: Índice Biótico Marinho, Bioindicadores, Gestão Ambiental.

## Abstract

The increasing human interference in coastal marine areas has caused many countries to develop and implant new laws for the protection and recovery of the seas. These laws seek to regulate human activity in a manner of becoming sustainable, allowing coastal waters remain clean and productive and integrity of the environmental. Environmental integrity is well known by the physical and ecological stability of ecosystems. Currently available are a series of indices of

---

BOLTA, Paula Mathias Paulino; FLYNN, Maurea Nicoletti. Índice M-AMBI como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira, aplicado a Baixada Santista- SP. **RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 6, n. 1, p. 45-77, out. 2013.

environmental integrity, among which the Marine Biotic Index - AMBI (AZTI's Marine Biotic Index). The objective of this study is to demonstrate the applicability of the AMBI index as a tool for managing Brazilian coastal environments by validating it with the database described in the thesis of free teaching TOMMASI (1979). In his thesis, TOMMASI conducted an extensive study on Santos collecting data in relation to marine fauna such as polychaetes and also researched chemical and physical parameters of the region. When comparing the data collected by TOMMASI on the region of Santos, with the pollutants and polychaetes, biomarkers, we can apply the AMBI index and compare up to validate the AMBI index with the description given by the author. The survey made by TOMMASI, in his thesis for teaching, and application of the AMBI index using data for polychaetes, one can ascertain the ecological situation of the region. By dividing the ecological stations in baixada santista made by Tommasi and applying AMBI may be noted that the region of 1 to 12 has high content of pesticide having a moderate to bad environmental status. The region 13 to 18, with ecological status bad, very bad and moderate. Already the eastern bay of Santos showed good to moderate ecological status; western Bay of Santos, bad ecological status to moderate, with higher levels of mercury and pesticides. The Bay region of San Vicente with good ecological status to moderate. The AMBI index, proved to be a tool for easy application and through it, we were able to justify the description by TOMMASI the classification given by AMBI.

Keywords: Marine Biotic Index, Bioindicators, Environmental Management.

## Introdução

Conforme conceituada pelo art. 1º da Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, poluição marinha é (...) a introdução do homem, direta ou indiretamente, de substâncias ou de energia no meio marinho, incluindo os estuários, sempre que a mesma provoque ou possa vir a provocar efeitos nocivos, tais como danos aos recursos vivos e à vida marinha, riscos à saúde do homem, entraves às atividades marinhas, incluindo a pesca e outras utilizações legítimas do mar, alteração da qualidade da água do mar, no que se refere à sua utilização.

O aumento da interferência humana nas áreas marinhas costeiras fez com que muitos países desenvolvessem e implantassem novas legislações para a proteção e recuperação dos mares.

No plano internacional, a mobilização para a preservação dos oceanos originou-se na Conferência de Bruxelas, de 1969, resultando na Convenção Internacional sobre Responsabilidade Civil por Danos Causados por Poluição por Óleo (CLC/69). Em 1972, foi realizada a Conferência de Estocolmo, da qual resultou a Declaração das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente, que dentre outros princípios ressalta a importância da preservação dos recursos marinhos, criando para os Estados a obrigação de prevenir a poluição dos mares por substâncias potencialmente nocivas ao homem e ao ecossistema marinho. No mesmo ano, em 29 de dezembro, em Londres, ocorreu a Convenção sobre Prevenção da Poluição Marinha por alijamento de resíduos e outras matérias,

visando prevenir a poluição marinha por resíduos industriais e químicos e prevê uma ação internacional para controlar a contaminação do mar (CUNHA, 2006).

Em âmbito nacional, a Lei nº 9.966, de 28 de abril de 2000, dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional e dá outras providências e estabelece nos parágrafos 1º e 2º de seu artigo 16:

Art. 16.

§ 1º Os esgotos sanitários e as águas servidas de navios, plataformas e suas instalações de apoio equiparam-se, em termos de critérios e condições para lançamento, às substâncias classificadas na categoria "C", definida no art. 4º desta Lei.

§ 2º Os lançamentos de que trata o parágrafo anterior deverão atender também às condições e aos regulamentos impostos pela legislação de vigilância sanitária.

Já o Decreto nº 4.136, de 20 de fevereiro de 2002, dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às infrações as regras de prevenção, controle e fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional, prevista na Lei nº 9.966, de 28 de abril de 2000, e dá outras providências, e estabelece em seu artigo 50:

Art. 50. As penalidades serão aplicadas mediante procedimento administrativo próprio de cada autoridade competente, que se inicia com o ato de infração, assegurados o contraditório e a ampla defesa, sem prejuízo da aplicação pela autoridade sanitária competente do disposto na legislação específica.

Existem ainda as leis que discorrem a respeito de materiais dragados. A Lei nº 10.165 de 27 de dezembro de 2000 dispõe que dragagens e derrocamentos em corpos de água são serviços de utilidade classificados como atividades de nível médio de potencial de poluição (PP) e grau de utilização (GU) de recursos naturais. A Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) 237/1997, dispõe que dragagens e derrocamentos estão dentre as atividades que necessitam de licenciamento ambiental.

O CONAMA aprovou, em 2004, uma Resolução (Resolução CONAMA 344/2004) estabelecendo diretrizes e procedimentos mínimos para a avaliação de material dragado em águas brasileiras, com o objetivo de subsidiar a atuação dos órgãos ambientais no licenciamento ambiental das atividades de dragagem, definindo os locais para a disposição final a partir dos níveis de contaminação dos sedimentos.

A Resolução CONAMA 344/2004, visa ao gerenciamento da disposição do material dragado em águas jurisdicionais brasileiras. A resolução abrange portos, rios, lagoas, canais e áreas marítimas, estabelecendo normas para a análise de sedimento antes da realização de dragagem na implantação e operação de portos e terminais portuários. Ainda de acordo com a resolução, todo material resultante da dragagem deverá ser disposto em locais onde possam permanecer por tempo indeterminado, em seu estado natural ou transformado em material adequado a essa permanência (OLIVEIRA, 2008).

A motivação do Brasil em adotar uma resolução deste porte, foi decorrente da Convenção de Londres (1972), promulgada pelo Decreto nº 87.566/1982; da

---

BOLTA, Paula Mathias Paulino; FLYNN, Maurea Nicoletti. Índice M-AMBI como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira, aplicado a Baixada Santista- SP. **RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 6, n. 1, p. 45-77, out. 2013.

Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (1982), ratificada em 1988 e declarada em vigor pelo Decreto nº 1.530/1995, além da própria questão ambiental envolvendo dragagem e a disposição do material dragado (OLIVEIRA, 2008). Estas regulamentações procuram reger a atividade humana de maneira que esta seja sustentável, permitindo que as águas costeiras marinhas continuem limpas e produtivas e o ambiente íntegro.

Entende-se por integridade ambiental a estabilidade ecológica e física dos ecossistemas. Este conceito, entretanto é de difícil aplicabilidade prática e métodos integrativos têm sido propostos para avaliá-lo. Os métodos integrativos se baseiam em respostas de espécies bioindicadoras com sensibilidades diferenciadas a determinados poluentes.

Assim, índices podem ser criados especificamente para detecção de derramamento de óleo, poluição orgânica, alteração de pH, entre outros (WASHINGTON, 1984) e apresentam como vantagem a possibilidade da análise dos impactos ambientais em nível de organização macro sistêmica por meio da alteração da organização estrutural e funcional das comunidades biológicas (BUSS et al.; 2003). Borja et al. (2008, 2011) fizeram uma extensiva revisão das metodologias integrativas usadas globalmente para avaliar integridade ecológica de estuários e regiões costeiras.

Segundo Johnson et al. (1993), um bioindicador deve possuir as seguintes características: ser taxonomicamente bem definido e facilmente reconhecível, inclusive, por não especialistas; apresentar ampla distribuição geográfica; ser abundante ou de fácil coleta; apresentar baixa variabilidade genética e ecológica; preferencialmente possuir tamanho grande; apresentar baixa mobilidade e ciclo de vida longo; dispor de características ecológicas bem conhecidas e ter possibilidade de uso em estudos laboratoriais. A comunidade bentônica engloba os bioindicadores mais usados na avaliação da integridade ambiental e para esta uma variedade de ferramentas e índices foi desenvolvida ultimamente (ver DÍAZ et al., 2004; PINTO et al., 2009).

Os invertebrados bentônicos são fundamentais para os ecossistemas aquáticos por se situarem na base das teias tróficas e apresentarem uma gama de características que os torna organismos sentinelas de diferentes perturbações ambientais (PINTO, 2009).

Por habitar quase a totalidade dos ambientes marinhos, a presença de determinadas espécies de poliquetas bentônicas pode descrever condições peculiares do habitat, tornando-os ótimos indicadores do tipo e do grau de poluição de uma determinada área (PÉRÈS, 1976; REISH, 1979; PEARSON & ROSENBERG, 1978; ELIAS et al., 2003; DEL-PILAR-RUSO et al. 2009, HADLICH 2010; AMARAL et al.; 2011). Estas características propiciaram o desenvolvimento de biocritério para confecção de índices integrados de avaliação de integridade ambiental baseados na previsibilidade das respostas desses organismos às alterações ambientais (BELAN, 2003). Esta previsibilidade tem como base o paradigma de Pearson e Rosenberg que estabelece que poliquetas respondam as melhorias da qualidade do meio seguindo, de forma progressiva, três passos: aumento na abundância, aumento na diversidade específica e,

alteração de espécies dominantes, de tolerantes para sensíveis às perturbações (PINTO, 2009).

O desenvolvimento de um biocritério deve seguir um caminho lógico (BORJA et al., 2004a; BORJA et al., 2012) que inclui: (1) a definição de critérios para áreas degradadas e integras baseados em critérios não biológicos tais como concentração de poluentes no sedimento ou de oxigênio dissolvido na água de fundo; (2) identificação de medida biológica que difira entre áreas degradadas e integras; (3) ajuste das respostas a diferenças de habitat, se necessário; (4) integração das medidas biológicas eleitas em um índice; e (5) validação do índice usando um banco de dados.

Tradicionalmente, os programas de gerenciamento de águas costeiras fazem uso de indicadores baseados em variáveis físicas e químicas da água e em métricas da biota. Indicadores são utilizados pelas agências ambientais competentes para análise do nível de qualidade ambiental, que baseadas em leis ambientais específicas, determinam ações. Entretanto a análise de mudanças da biota, frequentemente das comunidades bênticas, através de métodos estatísticos univariados e multivariados, ferramentas usualmente empregadas em avaliações de integridade biológica frente a alterações ambientais, apresenta resultados difíceis de serem interpretados por gestores. As métricas de biota se baseiam na derivação de uma série de valores contínuos relativos às proporções de grupos ecológicos definidos pela sensibilidade apresentada pelas espécies consideradas à poluição. Grupos podem ser definidos pela caracterização das espécies como sensíveis, indiferentes e tolerantes às perturbações (BORJA et al., 2000).

Borja et al., (2000), recentemente propuseram a adoção do Índice Biótico Marinho (AMBI), do AZTIs ([www.azti.es](http://www.azti.es)), utilizando organismos bentônicos como bioindicadores. Estes autores exploraram a resposta de comunidades de fundos inconsolidados às mudanças naturais e induzidas na qualidade da água. Essa abordagem tem integrado as condições ambientes a longo prazo de ambientes estuarinos e costeiros em vários países europeus. O AMBI baseia-se essencialmente na distribuição de cinco grupos ecológicos de macrofauna de fundos inconsolidados (GRALL & GLE'MAREC, 1997), que em relação à sua sensibilidade apresentam um gradiente de tensão crescente. Essa abordagem tem a vantagem de ser simples, em termos de cálculos, por basear-se em uma fórmula que permite a derivação de um coeficiente, o AMBI (BORJA, et al., 2003, 2004) permitindo um fácil entendimento por parte de gestores ambientais. O AMBI é mais eficiente quando avaliado conjuntamente com os índices estruturais de diversidade e riqueza específica, constituindo o AMBI Multivariado (M-AMBI) (MUXIKA et al.; 2007). Através deste método se obtém o grau de Qualidade Ecológica (Ecological Quality Ratio) (EQR), uma medida da integridade ambiental.

O objetivo do presente trabalho é demonstrar a aplicabilidade do índice M-AMBI como ferramenta para gestão de ambientes costeiros brasileiros, validando-o através da análise do extenso banco de dados disponível em Tommasi (1979) sobre o macrobentos da região estuarina de Santos. Região impactada pelas atividades portuárias do porto de Santos e da Cosipa, que afetam diretamente o sistema estuarino santista formado por um complexo de

manguezais, canais, rios, alagados e bancos de lodo limitados ao norte pelo município de Bertioxa (bacia do rio Itapanhaú) e ao sul por Praia Grande e São Vicente (bacias dos rios, Branco, Mariana e Piabaçu).

### **Poliquetas como bioindicadores marinhos**

Como já supracitado, os invertebrados bentônicos são de extrema importância para os ecossistemas aquáticos, sendo muito utilizados como bioindicadores (PÉRÈS, 1976; REISH, 1979; PEARSON & ROSENBERG, 1978; ELIAS et al., 2003; DEL-PILAR-RUSO et al. 2009, HADLICH 2010; AMARAL et al.; 2011).

Um exemplo de invertebrado bentônico amplamente utilizado como bioindicador e, utilizado nos estudos para o cálculo de AMBI são os poliquetas.

Poliquetas são invertebrados vermiformes segmentados do filo Annelida, sendo animais predominantemente marinhos, de vida livre. São poucas as espécies que toleram a água salobra e a água doce. A grande maioria é bentônica, ocupando a zona da maré até as grandes profundidades oceânicas. Algumas espécies são exclusivamente pelágicas e estão agrupadas em apenas 6 famílias (AMARAL & NONATO, 1996).

Este grupo é importante sob vários aspectos. Em relação ao balanço energético, o grupo constitui fonte de alimento para muitos organismos marinhos, inclusive para peixes. Por ter habitar quase a totalidade marinha, a sua presença de determinadas espécies de poliquetas pode descrever condições peculiares do habitat, fazendo dos poliquetas ótimos indicadores do tipo e do grau de poluição de uma determinada área. Podem-se ter exemplos deste fato através dos trabalhos de Pérès (1976) e Reish (1979).

### **Índice Biótico de Ambiente Marinho (AMBI): bases e aplicações**

Com o aumento crescente da degradação das águas costeiras e estuarinas, o Parlamento Europeu apresentou a Directiva Quadro da Água (DQA) que aborda a qualidade ecológica da água e gestão sustentável dos sistemas aquáticos, qualitativa e quantitativamente. A DQA tem por objetivo a prevenção, a proteção e a melhoria das qualidades ambientais, e pretende até o ano de 2015, atingir bons níveis de qualidade biológica em todas as águas europeias. Uma das ferramentas previstas na DQA consiste em análises biológicas com base em comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Estas análises biológicas podem ser utilizadas em diagnóstico, avaliação, monitoramento e investigação ambiental.

O índice AMBI engloba aspectos previstos na DQA, entre eles presença de espécies bioindicadoras de zonas poluídas ou não poluídas, a Razão de Qualidade Ecológica (Ecological Quality Ratio - EQR) e oferece uma classificação a respeito da poluição ou perturbação de um local em particular pela qualidade de sua comunidade bentônica (GRALL & GLE'MAREC, 1997). O AMBI baseia-se em modelos ecológicos, tais como aqueles de Gle'marec (1997) e Hily (1981,1984). As bases teóricas são as estratégias adaptativas ecológicas (R,K eT) e sucessão

---

BOLTA, Paula Mathias Paulino; FLYNN, Maurea Nicoletti. Índice M-AMBI como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira, aplicado a Baixada Santista- SP. **RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 6, n. 1, p. 45-77, out. 2013.

ecológica em ambientes estressados (BELLAN, 1967; PEARSON & ROSENBERG, 1978; SALEN-PICARD, 1983).

Os conceitos que norteiam o índice AMBI incluem: a classificação das espécies em cinco grupos ecológicos (GE) (LEPPAKOSKI, 1975; GLE'MAREC & HILY, 1981); a introdução da escala de 0 a 7, com base em Hily et al.,(1986) e Majeed (1987), mais tarde aperfeiçoada, permitindo a derivação de valores contínuos (BORJA et al., 2000); o estabelecimento de limiares na escala do AMBI a partir das proporções encontradas dos cinco grupos ecológicos (BORJA et al.; 2000) e coincidentes com a qualidade de comunidades bentônicas proposta por GRALL & GLE'MAREC (1997) (REISH, 1959; BELLAN, 1967; PEARSON & ROSENBERG, 1976; MUNIS et al, 2005).

As áreas geográficas onde o índice AMBI já foi aplicado incluem: Oceano Atlântico, Mar Báltico, Mar Mediterrâneo, Mar do Norte, Mar da Noruega na Europa, além de Hong Kong, Uruguai e Brasil (MUXIKA et al, 2005). Com a aplicação generalizada percebeu-se distorções de interpretação (BORJA et al., 2004a) que foram corrigidas com a aplicação do AMBI em associação com as métricas diversidade de Shannon e Riqueza específica, em uma abordagem multimétrica (M-AMBI). O M-AMBI tem sido aplicado na avaliação do “Ecological Status”, sob o “European Water Framework Directive (WFD)” (BORJA et al., 2003b, 2004a, 2004b).

Para se iniciar um estudo de avaliação da integridade ambiental de um local com o M-AMBI é preciso primeiramente ter um histórico referente ao local para que possamos desta forma, comparar a situação atual com a situação de referência. As condições de referência são definidas a partir de dados: referentes a locais fisicamente iguais, eco-região e tipo de habitat similar; apresentem condições minimamente perturbadas ou não perturbadas, ou seja, ausência de/ou pouco impacto humano na região estudada; o local deve fornecer dados de variabilidade da comunidade biológica e a qualidade do habitat devido a fatores naturais e climáticos.

Porém, não é sempre que as abordagens tradicionais são aplicáveis para se tornar uma condição de referência (como áreas cristalinas, hindcasting, modelagem), nestes casos, é necessária a aplicação de conceitos alternativos, como se segue:

a) Condições de referência utilizando áreas inexploradas ou áreas menos perturbadas: este é o principal método recomendado pela European WFD e também pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. No entanto, sabe-se que habitats marinhos e estuarinos totalmente inexplorados são raros. Por isso, os gestores de recursos devem decidir sobre um aceitável nível de perturbação para representarem uma referência (GIBSON et al., 2000);

b) Condições de referência histórica (hindcasting): condições que são definidas em relação ao que é considerado sem impacto algum através de informações históricas sobre o local de estudo (CIS, 2003). O maior problema enfrentado nesta metodologia é determinar a data-base, para servir de referência ao estudo. Por exemplo, qualquer área de estudo pode ser comparada em relação à um tempo em que não havia população, porém não seria uma comparação sensata a ser feita. Outra dificuldade deste método é o fato das próprias

mudanças climáticas que ocorrem ao longo dos anos (GRÉMARE et al, 1998; TUNBERG & NELSON, 1998; HAGBERG & TUNBERG, 2000; DIPPNER & IKAUNIECE, 2001). Neste caso, a utilização de hindcasting pode ser altamente enganosa a menos que: (i) As causas das oscilações cíclicas estejam bem estabelecidas; (ii) As condições de referências estejam disponíveis para todo o ciclo de oscilação; (iii) O posicionamento do tempo da condição de referência quanto o considerado são estritamente idênticos.

Com o objetivo de facilitar o trabalho com o software AMBI, que está disponível gratuitamente em AZTI, na página da web (<http://www.azti.es>), algumas precauções devem ser levadas em consideração para que não ocorram interpretações errôneas (BORJA & MUXIKA, 2005). As precauções envolvem a análise de registros históricos, a influência da mudança climática e o escrutínio do banco de dados. Embora o AMBI seja particularmente útil na detecção de gradientes de impacto, a sua eficiência é reduzida quando há presente um número de taxa muito baixo (1-3) e/ou um número de indivíduos muito baixo. Para os problemas associados ao uso do AMBI, ver Borja et al., 2004 e Muxika et al., 2005.

Os autores que utilizam este software para publicarem suas pesquisas devem sempre verificar a última lista de espécies disponível, contendo o grupo ecológico de cada uma das espécies. Além disso, eles devem mencionar, em suas contribuições, a versão do software e a versão da lista de espécies usada. Esta observação é feita, porque em alguns casos, o grupo ecológico para uma espécie particular poderia ser alterado, seguindo as indicações dos especialistas ou informações recentes disponibilizadas (BORJA & MUXIKA, 2005).

Assim, quando se utiliza o AMBI, algumas regras devem ser seguidas:

- Nunca usar o software AMBI com dados de comunidades de substrato consolidado já que se destina somente a comunidades de fundos inconsolidados;
- Remover a partir do arquivo inicial todos os taxa de invertebrados não-bentônicos (como por exemplo, peixes, algas);
- Remover todos os táxons de água doce (por exemplo, Cladocera);
- Em salinidade maior que 10, remover insetos;
- Remover taxa de epifauna (por exemplo, Bryozoa);
- Remover taxa planctônico (por exemplo, Crangonidae);
- Nunca utilizar níveis taxonômicos elevados (por exemplo, Bivalvia, Gastropoda) e exceto os incluídos na lista de espécies (por exemplo, Nemertea).

Normalmente, descobre-se que menos de 10% dos indivíduos por amostra não apresentam atribuição quanto ao grupo ecológico que pertencem. Quando a percentagem é alta (< 20%), os resultados devem ser avaliados com cuidado. A fim de evitar resultados ambíguos, é preferível calcular os valores para cada réplica. A ausência de fauna em algumas repetições deve ser considerada como um sinal de perturbação elevada; conseqüentemente esta é mais bem contabilizada através da utilização do valor médio de AMBI a partir das repetições (BORJA & MUXIKA, 2005).

A atribuição das espécies para determinado grupo ecológico requer consenso entre a comunidade científica (BORJA et al., 2004b). Como tal, tenta-se melhorar e atualizar continuamente a lista de espécies juntamente com os especialistas da “UK Environment Agency” e outros, do mesmo modo, respondendo também às sugestões e vários autores. Por isso, recomenda-se utilizar sempre a última versão da lista de espécies (BORJA & MUXIKA, 2005).

## **Gestão Portuária e Conflitos ambientais**

A política ambiental brasileira apresenta um tratamento técnico e normativo à seus diversos temas, porém, ainda é falha na incorporação de um repertório satisfatório de procedimentos para a resolução de conflitos de forma negociada (LEIS, 1999). Um exemplo disso é o tempo extremamente longo que tomam as decisões da burocracia ambiental sobre pedidos de licença. Ilustrando tal situação, é conhecido o apelo feito pelo então ex-presidente do Brasil, Luiz Inácio Lula da Silva, em visita ao porto de Santos, para que houvesse um pacto entre a autoridade portuária e o órgão ambiental de controle para que as pendências em relação aos regulamentos ambientais não atrapalhassem os investimentos.

Os portos brasileiros não apresentam grandes políticas ambientais. Ao mesmo tempo em que os objetivos de incremento do comércio exterior dão urgência a investimentos de melhoria, obras nas vias de acesso, dragagens, projetos de expansão das instalações, se deparam com a falta de regularização ambiental. O Rio Grande é o único porto, dos 11 que estão na Agenda Portos do Governo Federal para receber aporte de recursos, que conta com uma licença de operação junto ao Instituto de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (CUNHA, 2006).

Atualmente, a diretriz fundadora do movimento de política ambiental portuária é a Agenda ambiental portuária, documento oriundo da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (CIRM), realizado no final dos anos 90. Neste documento constam exemplos dos potenciais impactos que os portos ocasionam como os resultados das atividades de dragagem para aprofundamento ou manutenção dos canais de navegação, as mudanças de linha de costa como consequências de obras de implantação de infraestrutura, a supressão de ecossistemas, geração de resíduos, contaminação de efluentes, acidentes ambientais entre outros (CIRM, 1998). O documento da CIRM fornece parâmetros para o comportamento ambiental dos portos e prevê novas funções de coordenação nesse campo para as autoridades portuárias.

A Agenda Ambiental Portuária representou a articulação entre o programa de gerenciamento costeiro e a Política Federal, que desde 1980 constrói as bases para uma ação de ordenamento da ocupação da costa e a política de modernização dos portos brasileiros, que sob a égide da integração das economias em escala global e suas demandas por velocidade no trânsito de mercadorias, redefiniu as relações entre poderes públicos e agentes privados nos portos e alterou profundamente as relações de trabalho, respondendo entre outros fatores às mudanças tecnológicas da era do contêiner (JUNQUEIRA, 2002).

Os estuários são áreas de grande produtividade biológica, tendo um papel central na cadeia alimentar marinha. São espaços de reprodução e crescimento de várias espécies, e dos quais depende a produção pesqueira em grandes regiões (CUNHA, 2006). O reconhecimento da importância ecológica deste e de outros ecossistemas costeiros para a renovação dos recursos do mar faz com que a política ambiental os dedique especial atenção. Embora fortemente alterada pela atividade portuária e pela poluição industrial proveniente de Cubatão, a região estuarina de Santos é uma área importante do ponto de vista da biodiversidade, principalmente nas porções bem mais conservadas nas proximidades de Bertioga, ocorrendo grande número de espécies de avifauna (RODRIGUES et al., 1996).

O grande aporte de sedimentos nos canais do estuário demanda dos portos uma atividade periódica de dragagem de manutenção. O monitoramento ambiental feito ao longo dos anos constata uma contaminação no material dragado, levando a Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB) a tomar medidas de controle ambiental em relação às atividades de dragagem. As restrições mais severas ocorrem em relação à bacia de evolução da Copisa, onde os sedimentos dragados apresentam hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, metais pesados e compostos fenólicos (CETESB, 2000). Em 2004 foram estabelecidos parâmetros para disposição de material dragado por resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), a CONAMA 344/2004, como já supracitado.

## **2. Estudo de caso para validação do M-AMBI**

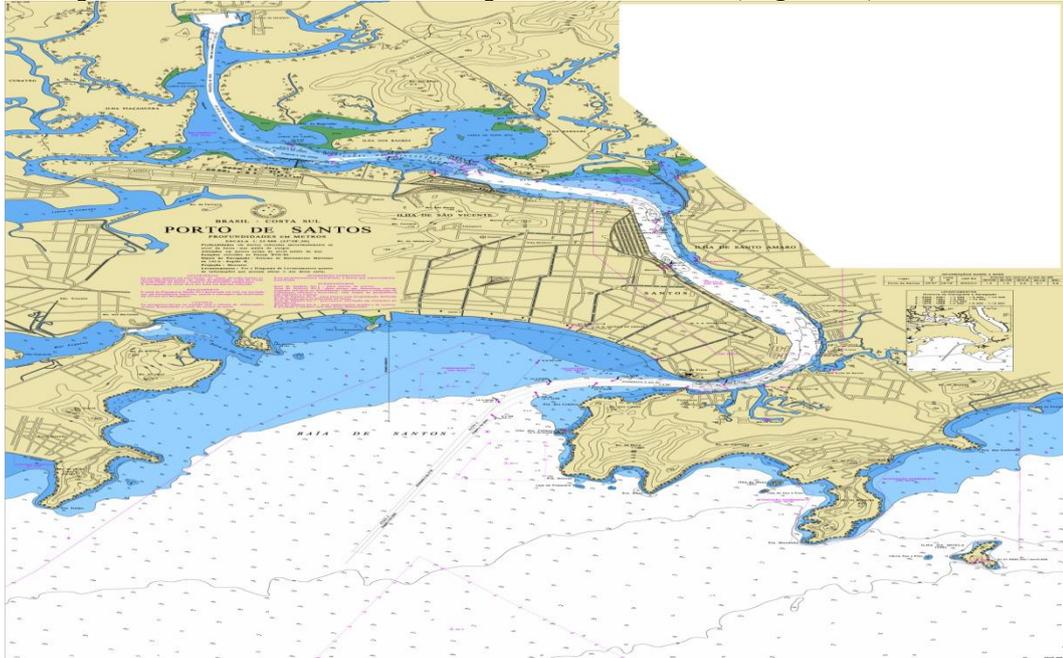
Os dados utilizados são parte de tese de livre docência apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. TOMMASI, Luiz Roberto. 1979. Considerações ecológicas sobre o sistema estuarino de Santos (SP). Tese de Livre Docência. Inst. Oceanogr., S. Paulo, 487p.

As coletas de dados foram realizada estacionalmente com um pegador tipo “van Veen”, com capacidade de 12 l e área de 0,1m<sup>2</sup>, entre dezembro/1974 e julho/1975 no Estuário de Santos, baía de Santos e de São Vicente em 42 estações subdivididas em zonas, determinadas pelo autor a partir de critérios de similaridades hidrológicas, sedimentares e faunísticas, concluindo o que consta abaixo:

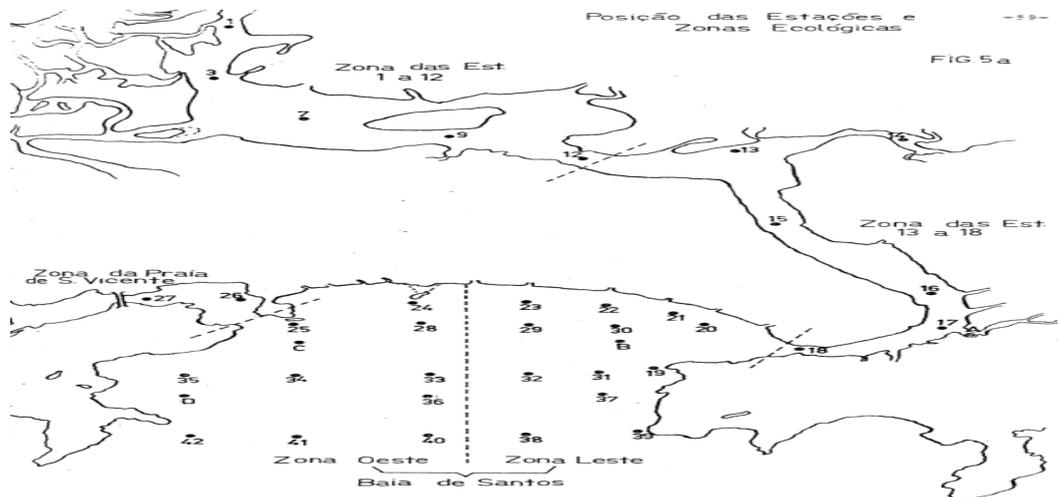
1. Zona Interna do Canal de Santos (estações de 1 a 12);
2. Zona Inicial do Canal de Santos (estações 13 a 18);
3. Zona Oeste da Baía de Santos (estações 24, 25, 28, C, 33, 34, 35, 36, D, 40, 42, situadas a oeste do meridiano 46°20'42”);
4. Zona Leste da Baía de Santos (estações 19, 20, 21, 22, 23, 29, 30, 31, 32, B, 37, 38, 39, situadas a leste do meridiano 46°20'42”);
5. Zona da Baía de São Vicente (estações 26, 27).

Para a triagem dos organismos, os sedimentos foram lavados em peneira, com malhas subseqüentes de 2 e 0,5mm. Animais fragmentados, em especial poliquetas, foram contados ou pelo número de cabeças ou de caudas, considerando-se, para cada amostra, apenas a extremidade presente em maior número.

A posição das estações de coletas foi fixada utilizando referências em terra, no Canal de Santos e na Baía de São Vicente, e por sextante e ecobatímetro, na Baía de Santos. Em cada estação, durante as coletas, o barco ficou ancorado. Como base de referência foi utilizada a carta náutica nº 1701, da Diretoria de Hidrografia de Navegação (Figura 1). O mapa apresentado no estudo, feito por Tommasi, indicando os pontos de coleta (Figura 2).



**Figura 1:** Carta náutica nº 1701. Diretoria de Hidrografia de Navegação. (Fonte: <http://www.mar.mil.br/>).



**Figura 2.** - Representação original dos pontos de coleta amostrados no trabalho de Tommasi, 1979.

## 2. 2. Aplicação do índice M-AMBI na base de dados

BOLTA, Paula Mathias Paulino; FLYNN, Maurea Nicoletti. Índice M-AMBI como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira, aplicado a Baixada Santista- SP. **RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 6, n. 1, p. 45-77, out. 2013.

Os dados aqui utilizados para aplicação do índice M-AMBI são referentes aos poliquetas, grupo mais bem identificado à nível específico, com maior diversidade e riqueza e amplamente utilizados como bioindicadores de integridade ambiental.

Foi feita a classificação de cada espécie quanto ao grupo ecológico que pertence e a seguir buscou-se a derivação de uma série de valores contínuos baseados nas proporções dos 5 grupos ecológicos (EG) presentes nos quais as espécies bênticas foram alocadas:

$$\text{AMBI} = [(0 \times \% \text{EG I}) + (1.5 \times \% \text{EG II}) + (3 \times \% \text{EG III}) + (4.5 \times \% \text{EG IV}) + (6 \times \% \text{EG V})] / 100$$

Sendo EG I as espécies sensíveis a perturbações, II as indiferentes às perturbações, III as tolerantes às perturbações, IV as oportunistas de segunda ordem, e V as oportunistas de primeira ordem.

A tabela de dados brutos que foi inserida no programa AMBI foi retirada diretamente da fonte. Nesta planilha foram consideradas 34 espécies de poliquetas e 40 estações, sendo considerados os períodos de verão e inverno (tabela 1). Cada espécie foi atribuída a determinado grupo ecológico (EG).

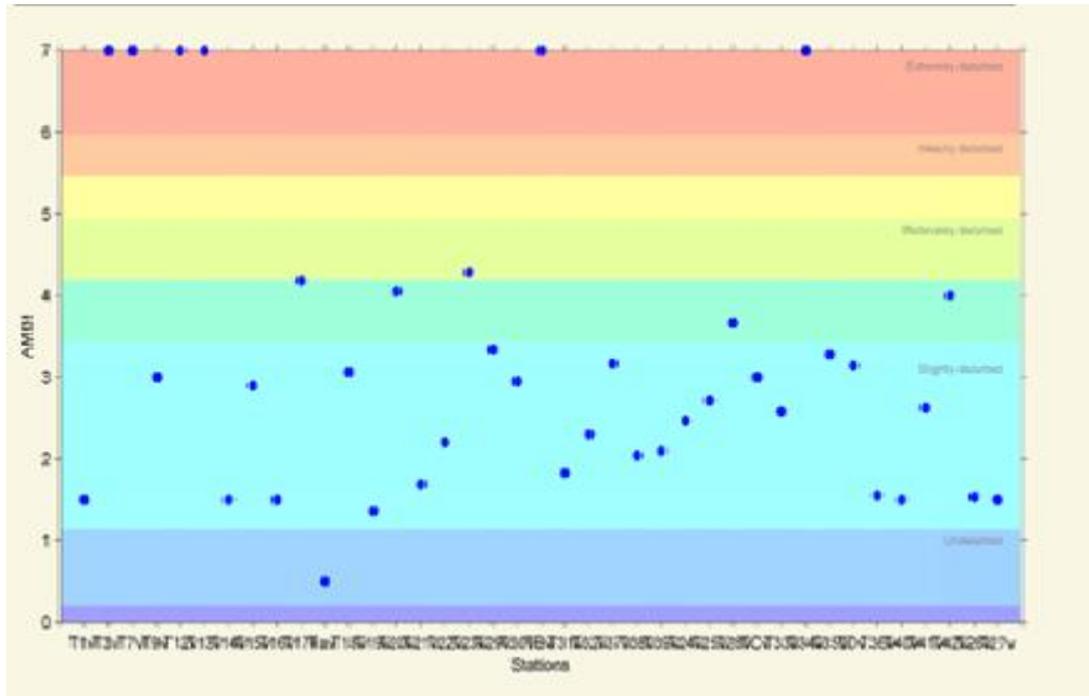
**Tabela 1:** Espécies de poliquetas identificados por Tommasi (1979) e utilizados no software AZTI, para aplicação dos indicadores de AMBI e M-AMBI (Fonte: AMARAL *et al.*, 2012)

Espécies	Tipo
<i>Capitella capitata</i>	V
<i>Aedicira SP</i>	II
<i>Amphatetidae</i>	NA
<i>Aricidea sp.</i>	I
<i>Armandia agilis</i>	I
<i>Audouinia tentaculata</i>	IV
<i>Boccardia aestuarina</i>	III
<i>Glycera americana</i>	II
<i>Halosydna sp.</i>	II
<i>Isolda pulchella</i>	II
<i>Lumbrinereis tetraura</i>	II
<i>Nephtys caeca</i>	II

Espécies	Tipo
<i>Orbiniidae</i>	I
<i>Owenia sp.</i>	I
<i>Piromis sp.</i>	I
<i>Poecilochaetus australis</i>	I
<i>Prionospio sp.</i>	IV
<i>Scoloplos rubra</i>	I
<i>Spionidae</i>	III
<i>Sthenelais boa</i>	II
<i>Thelepus setosus</i>	II
<i>Nereis succinea</i>	II

Espécies	Tipo
<i>Capitella capitata</i>	V
<i>Aedicira SP</i>	II
<i>Amphatetidae</i>	NA
<i>Aricidea sp.</i>	I
<i>Armandia agilis</i>	I
<i>Audouinia tentaculata</i>	IV
<i>Boccardia aestuarina</i>	III
<i>Glycera americana</i>	II
<i>Halosydna sp.</i>	II
<i>Isolda pulchella</i>	II
<i>Lumbrinereis tetraura</i>	II
<i>Nephtys caeca</i>	II

A classificação das estações de verão está apresentada na figura 3, onde se pode perceber que a grande maioria delas se encontra classificada como levemente perturbadas, mas havendo, principalmente nas porções estuarinas mais internas a presença de estações extremamente perturbadas.



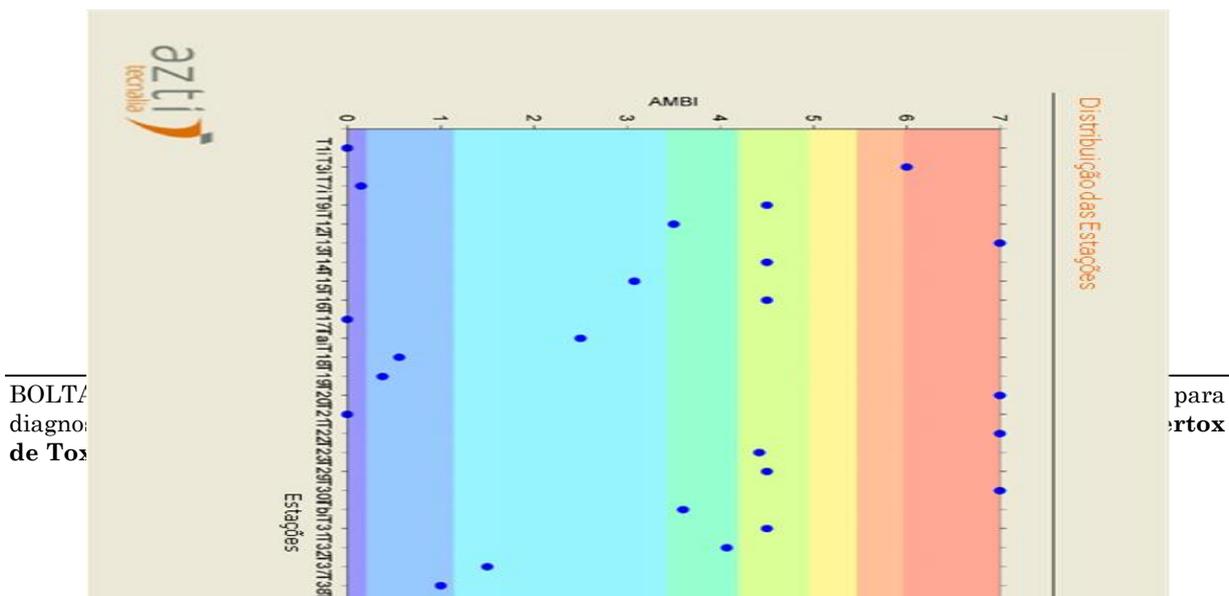
**Figura 3.** Distribuição das estações de verão de Tommasi 1979, classificadas quanto ao grau de perturbação sofrido.

A proporção de espécies classificadas nas categorias ecológicas I, II, III, IV e V estão apresentadas para cada estação de verão no histograma abaixo (Figura 4). Há a presença marcante de espécies IV oportunistas de segunda ordem, assim como também espécies indiferentes à poluição, GE II.



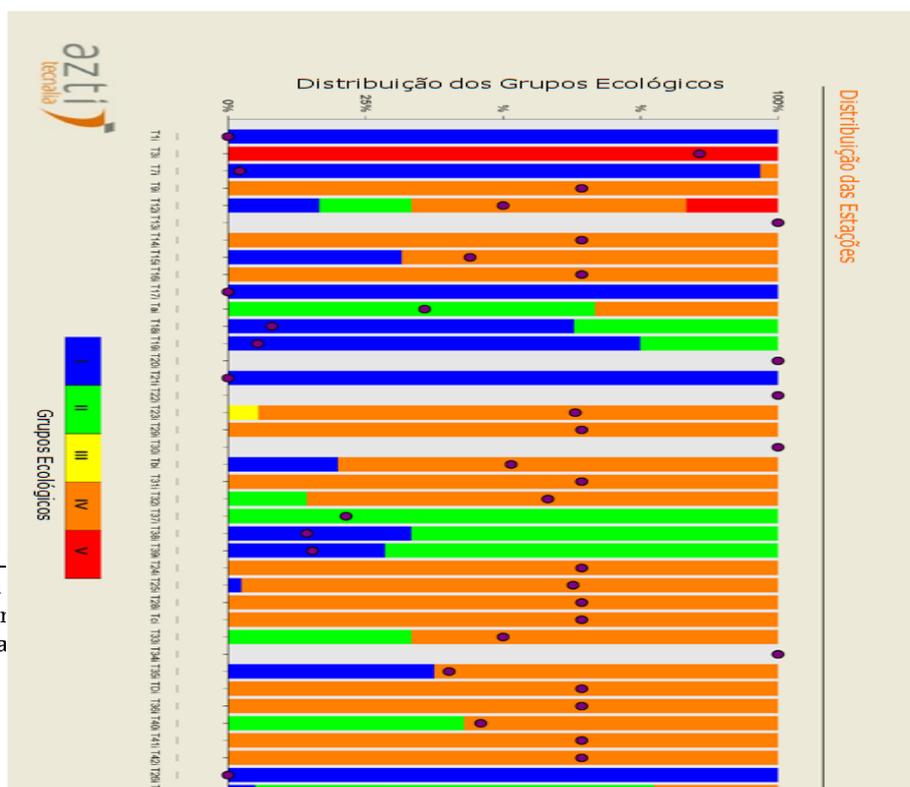
**Figura 4.** Histograma mostrando a proporção de espécies de cada grupo ecológico para cada estação de amostragem do verão de Tommasi 1979.

A classificação das estações de inverno está apresentada na figura 5 onde se pode perceber uma maior amplitude de estações quando consideradas em relação a qualidade das águas, algumas classificadas como não perturbadas, outras levemente perturbadas, moderadamente e algumas extremamente perturbadas.



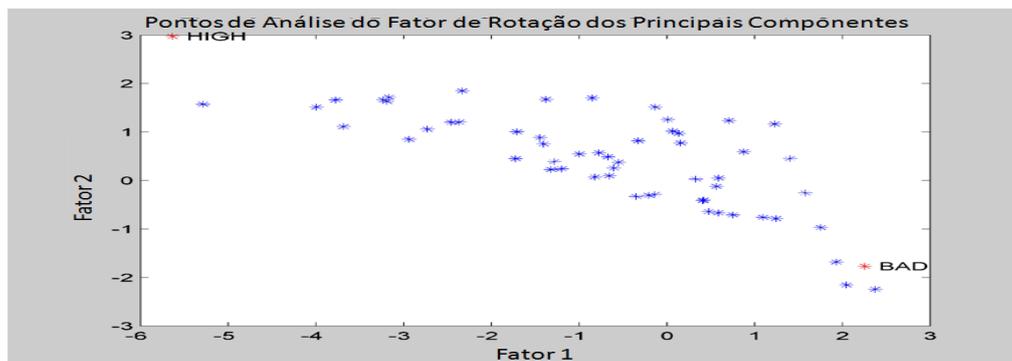
**Figura 5.** Distribuição das estações de inverno de Tommasi 1979, classificadas quanto ao grau de perturbação sofrido.

A proporção de espécies classificadas nas categorias ecológicas I, II, III, IV e V estão apresentadas para cada estação de inverno no histograma abaixo (Figura 6). Há a presença marcante de espécies IV e V oportunistas, além das espécies I e II indicando locais menos perturbados.



**Figura 6.** Histograma mostrando a proporção de espécies de cada grupo ecológico para cada estação de amostragem do inverno de Tommasi, 1979.

Através de uma análise fatorial aplicando-se os índices de diversidade, o biótico (AMBI) e o da riqueza específica, considerando-se os períodos de inverno e verão conjuntamente, observa-se uma tendência das estações apresentarem um status ecológico ruim (Figura 7).

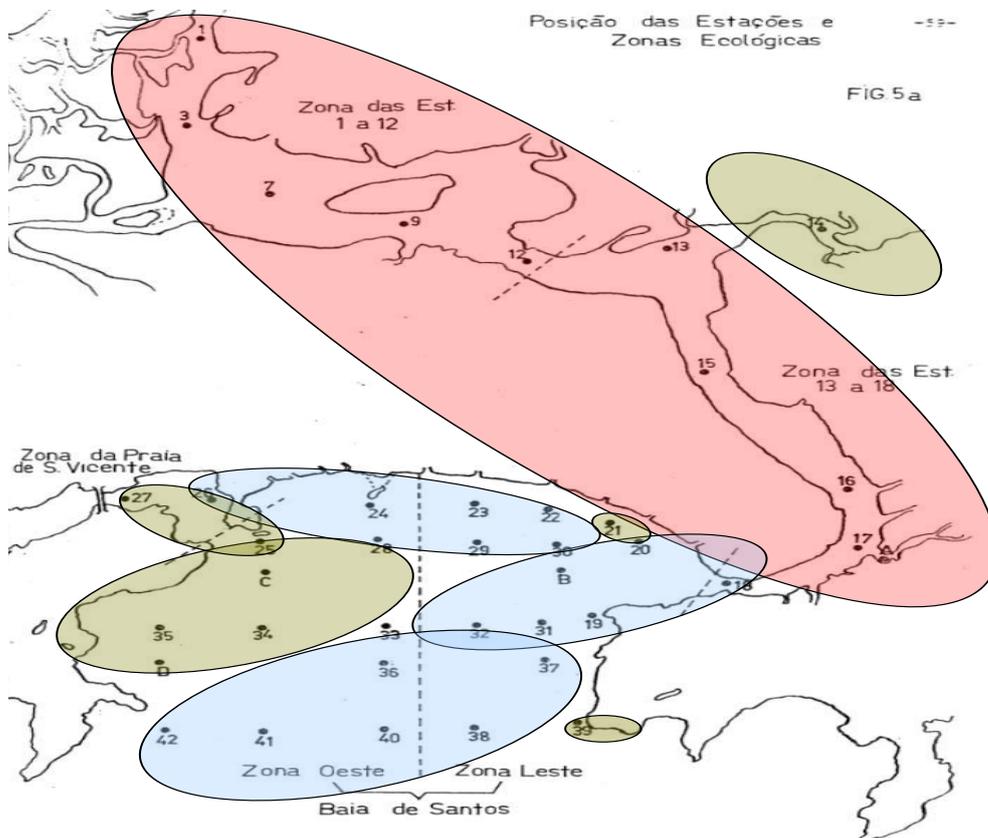


**Figura 7:** Análise fatorial determinando o status ecológico das estações de coleta de Tommasi 1979. BAD – Baixo; HIGH – Alto.

Depois do cálculo de AMBI, o M-AMBI foi obtido através da integração dos índices AMBI, Diversidade de Shannon e Riqueza específica, identificando-se o Status Ecológico (Ecological Quality Ratio) (EQR), que expressa a relação entre os valores observados e valores de referência. Os valores limites para o Sistema Ecológico (Status) de classificação serão: ‘Ótimo’, >0.85; ‘Bom’, 0.55 – 0.85; ‘Moderado’, 0.39 – <0.55; ‘Ruim’, 0.20 – <0.39; e ‘Muito Ruim’, <0.20, e estão apresentados para verão (Tabela 2 e Figura 8) e inverno (Tabela 3 e Figura 9).

**Tabela 2:** Dados gerados pelo software AMBI através da aplicação em dados de poliqueta bênticos coletados no período do verão (Tommasi, 1979).

Estação	AMBI	Diversidade	Riqueza	Grupos Ecológicos %					M-AMBI	Status
				I	II	III	IV	V		
1	3.23	2.10	5	22.4	0	17.2	60.3	0	0.5189	Moderado
3	4.95	0.93	2	0	0	35	0	65	0.21505	Ruim
7	4.5	0	1	0	0	0	100	0	0.10064	Muito ruim
9	2.29	1.13	3	0	73.5	0	26.5	0	0.39279	Ruim
12	4.5	0	1	0	0	0	100	0	0.10064	Muito Ruim
13	3	0	1	0	0	100	0	0	0.17091	Muito ruim
14	2.22	1.86	6	1.7	65	16.7	16.7	0	0.56914	Moderado
15	7	0	0	0	0	0	0	0	0.04684	Muito ruim
16	3	0	1	0	0	100	0	0	0.17091	Muito ruim
17	4.5	0	1	0	0	0	100	0	0.10064	Muito ruim
18	2.31	1.85	7	4.4	66.2	0	29.4	0	0.59336	Bom
19	1.01	2.55	9	32.2	67.8	0	0	0	0.79453	Bom
20	0.40	2.71	7	72.7	27.3	0	0	0	0.78024	Bom
21	2.85	1.75	6	31.7	7.3	0	61	0	0.52661	Moderado
22	0.18	1.48	5	93.9	3	0	3	0	0.59149	Bom



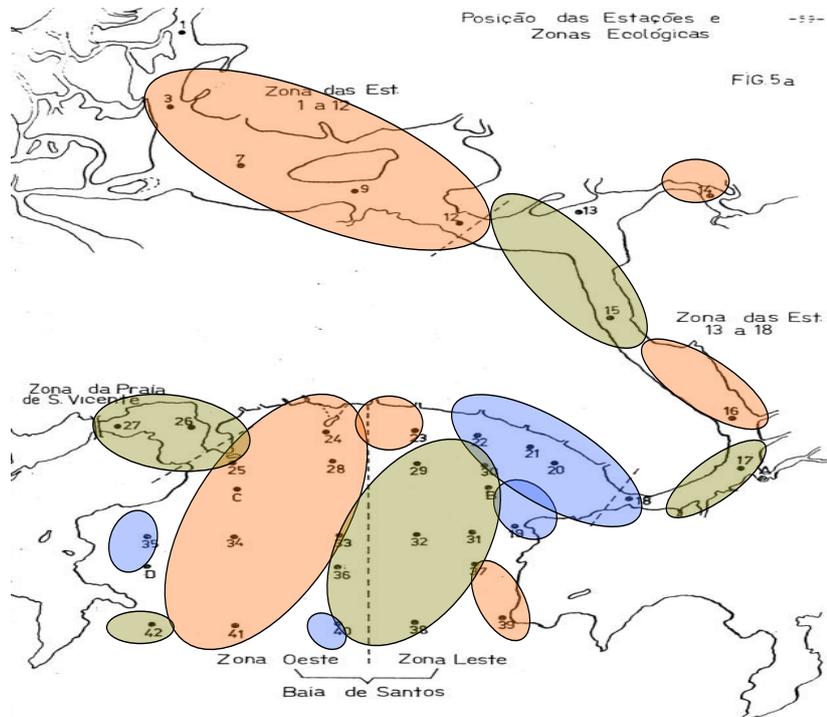
**Figura 8:** Esquema ilustrando as regiões da Baixada Santista segundo classificação AMBI no período de verão (Fonte dos dados brutos: TOMMASI, 1979).

As regiões foram divididas de acordo com a classificação M-AMBI. Nota-se que as estações 1 a 12 e de 13 a 18 foram classificadas com status ecológico entre ruim e muito ruim, (vermelho); a estação 14, 21, 27, 28, 34, 35, e 39 foram

classificadas com status ecológico moderado (verde) e as estações 32, 38, 36, 41, 42, 37, 18,19, 30, 22, 24, 26, foram classificadas com status bom e ótimo (azul).

**Tabela 3.** Dados gerados pelo software AMBI através da aplicação em dados de poliqueta bênticos coletados no período do inverno (Tommasi, 1979).

Stations	AMBI	Diversity	Richness	Ecological Groups %					M-AMBI	Status
				I	II	III	IV	V		
Tommasi inverno, 1976										
T1i	0	0.54	2	100	0	0	0	0	0.4001	Moderado
T3i	6	0	1	0	0	0	0	100	0.030753	Muito ruim
T7i	2.78	0.40	3	7,3	0	92,5	0,2	0	0.28441	Ruim
T9i	3.00	0.01	2	0	0	99,9	0,1	0	0.20497	Ruim
T12i	3.06	0.76	5	2,1	2,1	87,5	6,3	2,1	0.36874	Ruim
T13i	2.25	1.5	3	0	50	50	0	0	0.41772	Moderado
T14i	4.5	0	1	0	0	0	100	0	0.10207	Muito Ruim
T15i	2.75	1.60	4	25	20,8	0	54,2	0	0.43461	Moderado
T16i	4125	1.06	3	0	12,5	0	87,5	0	0.28553	Ruim
T17i	0	0.50	2	100	0	0	0	0	0.39614	Moderado
T18i	1.33	3.21	13	38,9	44,4	5,6	11,1	0	0.93696	Ótimo
T19i	1.10	2.17	8	31,6	65,8	0	2,6	0	0.69195	Bom
T20i	0.06	1.61	5	98,6	0	0	1,4	0	0.5949	Bom
T21i	0	2.28	8	100	0	0	0	0	0.75525	Bom
T22i	1.84	2.08	6	59,1	0	0	40,9	0	0.58643	Bom
T23i	4.41	0.30	2	0	0	5,6	94,4	0	0.16715	Muito Ruim
T29i	2.57	1.44	3	42,9	0	0	57,1	0	0.39742	Moderado
T30i	0	1.34	3	100	0	0	0	0	0.50984	Moderado
T31i	1.92	2.00	5	57,1	0	0	42,9	0	0.54415	Moderado
T32i	3.16	1.65	4	22,2	11,1	0	66,7	0	0.42037	Moderado
T37i	1.5	0	1	0	100	0	0	0	0.2447	Ruim
T38i	0.75	1.5	3	50	50	0	0	0	0.48904	Moderado
T39i	1.07	0.86	2	28,6	71,4	0	0	0	0.38051	Ruim
T24i	0.5	0.50	2	88,9	0	0	11,1	0	0.37237	Ruim
T25i	3.32	1.20	5	25	0	3,6	71,4	0	0.39905	Moderado
T28i	4.5	0	1	0	0	0	100	0	0.10207	Muito Ruim
T33i	1.26	2.56	7	61,5	7,7	15,4	15,4	0	0.6919	Bom
T34i	3	0	1	0	0	100	0	0	0.17338	Muito Ruim
T35i	1.88	2.58	8	45,2	0	38,7	16,1	0	0.69487	Bom
T36i	0.66	0.98	3	77,8	11,1	0	11,1	0	0.44261	Moderado
T40i	1.60	2.49	7	50	21,4	0	28,6	0	0.66898	Bom
T41i	2.25	1	2	50	0	0	50	0	0.33791	Ruim
T42i	2.7	2.22	6	40	0	0	60	0	0.55944	Moderado
T26i	1.63	1.60	5	45,5	0	54,5	0	0	0.51916	Moderado
T27i	2.1	1.49	6	5	72,5	0	22,5	0	0.51688	Moderado



**Figura 9.** Esquema ilustrando a região da Baixada Santista segundo a classificação AMBI no período de inverno (Fonte dos dados brutos: TOMMASI, 1979).

As regiões foram divididas de acordo com a classificação M-AMBI. Nota-se que as estações de 1 a 12, 14, 16, 39, 23,24, 28, 25, 41, 34, foram classificadas com status ecológico predominantemente ruim e muito ruim (vermelho); as regiões 13, 15, 26, 27, 42, 29, 30, 33, 36, 38, 31, foram consideradas como com status moderado (verde) e as estações 22, 21, 20,18, 40 e 35 foram classificadas com status entre bom e ótimo (azul).

## Resultados

**Caracterização da área pela análise dos resultados. Comparação entre a interpretação dada em Tommasi (1979) e pela aplicação do M-AMBI para a mesma base de dados.**

Tommasi (1979), a partir de critérios hidrológicos, sedimentares e faunísticos, concluiu que a área investigada se apresenta dividida em regiões como se segue: Zona Interna do Canal de Santos (estações de 1 a 12); Zona Inicial do Canal de Santos (estações 13 a 18); Zona Oeste da Baía de Santos (estações 24, 25, 28, 33, 34, 35, 36, 40, 42, situadas a oeste do meridiano 46°20'42"); Zona Leste da Baía de Santos (estações 19, 20, 21, 22, 23, 29, 30, 31, 32, 37, 38, 39, situadas a leste do meridiano 46°20'42") e Zona da Baía de São Vicente (estações 26, 27).

A Zona Interna do Canal de Santos (estações de 1 a 12) e a Zona Inicial do Canal de Santos (estações 13 a 18) foram regiões que registraram os menores valores de densidade, número de espécies e diversidade, com dominância de espécies características de ambientes degradados como o poliqueto *Paraprionospio pinnata* e espécies das famílias Cirratulidae e Capitellidae. Essas regiões, segundo Tommasi (1979), apresentam segundo maior concentração de BHC, DDT, DIELDRIN e ENDOSULFAN ( $\mu/L$ ), além de uma variação vertical mais acentuada na salinidade da água, aporte de maior quantidade de poluente industrial e alta concentração de mercúrio nos sedimentos.

O M-AMBI parece refletir apropriadamente a maior concentração de pesticidas no local. Nota-se que no período de verão, a região das Estações 1 a 12 e de 13 a 18 estão classificadas pelo M-AMBI como ambientes com status ecológico bastante prejudicado, chegando, por exemplo, a ter 100% de indivíduos do grupo ecológico V, como no caso da estação 3, formado por espécies extremamente resistentes a degradação ambiental. São espécies consideradas oportunistas de primeira ordem, que proliferam em ambientes bem perturbados. No inverno, a estação 1 a 12 também obteve a classificação de ambiente com status ecológico bastante ruim e as estações 13 a 18, apresentaram status ecológico entre ruim e moderado.

Segundo Tommasi (1979), vários gêneros como *Capitella sp.*, *Dorvillea sp.*, *Polydora sp.*, *Tellina sp.* e *Prionospio sp.*, são bem conhecidos de áreas poluídas como de Los Angeles/Long Beach (EUA). Exemplificando, *Capitella sp.* ocorreu da estação 1 à Baía de São Vicente, áreas com manchas de poluição. Nota-se que através do AMBI, a área da estação 1 à 18, possui microrregiões com trechos que foram classificados entre ruim, muito ruim e moderado. A região das estações 1 a 18 é a região correspondente ao Porto de Santos e está sujeita a continua dragagem. A região recebe águas do rio Cubatão. Portanto, as áreas mais internas do Canal, principalmente as próximas ao Canal de Piaçaguera apresentam espécies classificados como altamente resistentes a áreas degradadas (tipo IV e V). Além das anteriormente apontadas por Tommasi (1979) pode-se citar também a ocorrência do poliqueta carnívoro *Glycinde multidentis* também juntamente com os poliquetos da família Trochochaeta, espécies classificadas como grupo ecológico III, de transição para ambiente impactado.

A Zona Leste da Baía de Santos (estações 19, 20, 21, 22, 23, 29, 30, 31, 32, B, 37, 38, 39, situadas a leste do meridiano 46°20'42") e a Zona Oeste da Baía de Santos (estações 24, 25, 28, C, 33, 34, 35, 36, D, 40, 42, situadas a oeste do meridiano 46°20'42") apresentaram uma acentuada diferença em qualidade no mesmo período e também entre os períodos de verão e inverno. No verão, praticamente toda a Zona Leste foi classificada com bom status ecológico e a Zona

Oeste principalmente como moderado. No inverno, tanto a Zona Leste quanto a Zona Oeste apresentam uma piora na integridade ambiental, com a região leste apresentando status predominantemente moderado e a oeste ruim. De um modo geral, a Zona Oeste da Baía de Santos apresenta-se mais poluída do que a Zona Leste devido a grande quantidade de mercúrio na água (0,80  $\mu\text{L}$  se comparado com os 0.20  $\mu\text{L}$  na Zona Leste). Os altos teores de mercúrio encontrado na Zona Oeste são provavelmente devido ao despejo de lodo dragado do Canal de Santos nessa região. Também foi constatado que o teor de pesticidas BHC, DDT, DIELDRIN e ENDOSULFAN ( $\mu\text{L}$ ) é maior na Zona Oeste (TOMMASI, 1979).

Nos pontos de coleta referentes à saída do Canal do Porto de Santos, região leste mais próximo da baía, o poliqueto da família Ohuphidae, *Kinbergonuphis orenzansi* são o de maior contribuição relativa. Nos pontos de coleta mais interiores do Canal do Porto de Santos, o poliqueto carnívoro Glycinde *multidens* divide a dominância com *Kinbergonuphis orenzansi*. Ambas as espécies classificadas como de equilíbrio (tipo III), o que se traduz na diagnose dos sítios como ligeiramente degradados. Estes ambientes foram classificados como ligeiramente a moderadamente impactados.

Através do índice AMBI, pode-se notar que a região leste é menos poluída que o lado oeste da Baixada Santista. Isso pode ser justificado pela presença da cunha salina existente especialmente na zona leste da Baía de Santos e que penetra pelo fundo do Canal de Santos. Este é um sistema dinâmico, tanto do ponto de vista físico, químico, geológico como biológico e que sofre uma contínua e variada interferência humana.

A presença da cunha salina garante uma contínua renovação da água no fundo de todo sistema estuarino permitindo a ocorrência de espécies bentônicas marinhas até o seu interior e mantém uma pronunciada estratificação vertical da coluna d'água. A região mais interior do Canal de Santos, abrangendo as estações 1 a 12 é a que apresenta uma variação vertical mais acentuada da salinidade da água e a que recebe mais poluente, como o mercúrio e pesticidas. Estas características fazem com que as populações planctônicas e bentônicas sejam mais pobres do que as demais regiões. Uma espécie de poliqueta que evidencia essa região como sendo a mais poluída é a *Capitella capitata* (TOMMASI, 1979).

A Zona da Baía de São Vicente (estações 26, 27) foi classificada, segundo os critérios de M-AMBI, entre ótimo e moderado. Nota-se através da tabela 4.2.3, durante o período de verão, a estação 27 apresentou indivíduos de todos os Grupos Ecológicos (GE), exceto do grupo V, com maior índice de GE II (92,1%), ou seja, espécies de equilíbrio. Durante o período de inverno, o predomínio de espécies do GE II (72,5%) permanece. Já a estação 26, apresentou uma intersecção entre moderado e ótimo. Durante o verão, houve o predomínio do GE II (40,9%) e durante o inverno, GEIII (54,5%). A maior representatividade do grupo ecológico III indica uma piora nas condições ambientais no período de inverno. Em relação aos pesticidas (BHC, DDT, DIELDRIN e ENDOSULFAN) a baía de São Vicente apresentou as menores concentrações.

## Discussão

Através de extenso trabalho, Tommasi (1979) obteve uma visão da Baixada Santista em relação à sua integridade ambiental analisando aspectos como temperatura, salinidade, sedimento, teor de mercúrio, pesticidas, níveis de fosfato, nitrato, sulfetos e comunidade benthica, encontrando relação inversa entre a concentração de mercúrio e pesticidas e a integridade do ambiente, medida pela riqueza e diversidade das comunidades benthicas. A diagnose elaborada para a região por Tommasi foi validada pelo índice M-AMBI.

O índice M-AMBI parece servir como uma ferramenta simples e eficiente para se diagnosticar a situação do local de interesse, através do levantamento de espécies de poliquetas, servindo como bioindicadores, a identificação desses organismos em nível de gênero ou espécie e a aplicação do software disponível no site AZTI ([www.azti.es](http://www.azti.es)) pode-se obter a integridade ambiental da região. Através do diagnóstico gerado pelo software, tendo como classificação os parâmetros “muito ruim, ruim, moderado, bom e ótimo”, gestores ambientais, profissionais que não recebem durante a sua graduação um entendimento tão específico sobre organismos bioindicadores, taxonomia animal e ecologia/dinâmica de ecossistemas aquáticos, são capazes de interpretar a situação da região e tomarem as devidas providências pertinentes ao problema em questão.

No trabalho realizado por MUNIS *et al* (2005), ficou evidente que para uma boa interpretação do índice é necessário ter um referencial da área estudada para ter-se um ponto de referência inicial para obter-se uma comparação. O trabalho mostrou também a dificuldade em realizar esse tipo de estudo em países em que os trabalhos científicos existentes não contemplam todas as informações necessárias para aplicar o AMBI com certa confiabilidade para se ter precisão nos resultados.

É importante evidenciar que a única legislação que se tem em relação ao ambiente sedimentar, a resolução CONAMA 344/2004 se aplica somente as demandas quanto a análise e disposição de material dragado, entretanto, há especialistas que defendem algumas revisões nesta resolução. A resolução não abrange a origem da contaminação e também não permite a identificação desta contaminação.

É necessário que se crie mecanismos jurídicos para regulamentar a qualidade do meio visando a integridade e qualidade do sedimento marinho, favorecendo assim, a biodiversidade aquática.

O monitoramento de áreas de disposição de material dragado é realizado por vários países e é parte integrante da gestão da atividade portuária. Diferentes abordagens para o estabelecimento de critérios de qualidade para sedimento vêm sendo utilizadas (ALVAREZ-GUERRA *et al.*, 2007a). Independentemente da forma como cada país deriva seus critérios de qualidade, estes são necessários para acompanhar e orientar decisões sobre a qualidade do sedimento de locais de interesse e para garantir a proteção do ecossistema aquático.

Critérios de qualidade de sedimentos vêm sendo discutidos no Brasil (MOZETO *et al.*, 2006), porém ainda não estão contemplados nas regulamentações brasileiras. A resolução que dispõe sobre a gestão dos recursos hídricos superficiais, CONAMA 357 de 2005, indica a necessidade de se

---

BOLTA, Paula Mathias Paulino; FLYNN, Maurea Nicoletti. Índice M-AMBI como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira, aplicado a Baixada Santista- SP. **RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 6, n. 1, p. 45-77, out. 2013.

considerar os sedimentos na avaliação da qualidade ambiental, porém somente lista padrões de qualidade para águas.

## Conclusão

Como foram abordados no trabalho, índices de integridade ambiental são de fundamental importância para que se possa ter uma avaliação a respeito da qualidade ambiental do meio estudado. A tese de livre docência feita por TOMMASI, em 1979, serve de referência para compararmos a atual situação ambiental em que se encontra a região do Porto de Santos. A aplicação do índice M-AMBI, evidenciou-se ter uma correlação positiva com as descrições feitas pelo autor supracitado referente ao meio ambiente estudado.

Portanto, a aplicação do índice M-AMBI demonstrou ser uma ferramenta prática para um gestor ambiental, que mesmo sem ter o entendimento técnico de um especialista em bioindicadores, no caso os poliquetas, é capaz de interpretar os dados e tomar as devidas providências necessárias para determinado caso.

## Referências

ALVAREZ-GUERRA, M.; VIGURI, J. R.; CASADO-MARTÍNEZ, M. C. & DELVALLS, T. Á. *Sediment Quality Assessment and Dredged Material Management in Spain: Part II, Analysis of Action Levels for Dredged Material Management and Application to the Bay of Cádiz. Integrated Environmental Assessment and Management*. v 3, n 4, pp. 539-551, SETAC, 2007a.

ALVAREZ-GUERRA, M.; VIGURI, J. R.; CASADO-MARTÍNEZ, M. C. & DELVALLS, T. Á. *Sediment Quality Assessment and Dredged Material Management in Spain: Part I, Application of Sediment Quality Guidelines in the Bay of Santander. Integrated Environmental Assessment and Management*, SETAC, v.3, no. 4, p. 529-538, 2007b.

AMARAL, A.C & NONATO E.F. **Annelida Polychaeta. Características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira.** Editora Unicamp. 1996.

AMARAL, A. C. Z & MORGADO, E. H; SALVADOR, L. B. Poliquetas bioindicadores de poluição orgânica em praias paulistas. **Revista Brasileira de Biologia**, v.58, n.2. 1998.

AMARAL, A.C.Z.; MIGOTTO, A.E.; TURRA, A. & SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Araçá: biodiversity, impacts and threats.** Biota Neotropical. v.10, n.1. 2010.

AMARAL, A.C.Z.; NALLIN, S.A.H.; STEINER, T.M.; FORRONI, T.O. & GOMES FILHO, D. **Catálogo de espécies de Annelida Polychaeta do Brasil.** Departamento de Biologia Animal- UNICAMP. Editora Unicamp. 2006-2012.

BELLAN, G. Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. 1 Partie. Le secteur de Cortiu. **Revue Internationale d'Océanographie Médicale**. v.VI–VII, p.53–87. 1967.

BELAN, T.A. Marine environmental quality assessment using polychaete taxocene characteristics in Vancouver Harbour. **Mar. Env. Res.** v. 57, p. 89–101. 2003.

BUSS, D.F. & BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno de Saúde Pública** v.19, n.2, p. 465-473. 2003.

BORJA, A.; FRANCO, J. & PE´REZ, V. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. **Marine Pollution Bulletin** v.40, p. 1100–1114. 2000.

BORJA, A.; MUXIKA, I. & FRANCO, F. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. **Marine Pollution Bulletin**. v. 46, p 835–845. 2003a.

BORJA, A.; FRANCO, J. & MUXIKA, I. 2003b. Classification tools for marine ecological quality assessment: the usefulness of macrobenthic communities in an area affected by a submarine outfall. **ICES CM 2003/Session J-02**, Tallinn (Estonia). P.24–28 September, 2003b.

BORJA, A.; FRANCO, J.; VALENCIA, V.; BALD, J.; MUXIKA, I.; BELZUNCE, M.J. & SOLAUN, O. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. **Marine Pollution Bulletin**. v. 48, p.209–218. 2004a.

BORJA, A.; FRANCO, J. & MUXIKA, I. The Biotic Indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. **Marine Pollution Bulletin**. v. 48, p.405–408. 2004b.

BORJA, A. & MUXIKA, I. Guidelines for the use of AMBI (AZTI\_s Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. **Marine Pollution Bulletin**. v.50, p.787–789. 2005.

BORJA, A; DAUER, D. M. & GRÉMARE, A. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. 2011. **Ecological Indicators**. Disponível em: [www.elsevier.com/locate/ecolind](http://www.elsevier.com/locate/ecolind). Acesso em: 03 de jun de 2012.

BRASIL. Decreto n. 4.136, de 20 de fevereiro de 2002. Dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às infrações às regras de prevenção, controle e fiscalização da poluição, prevista na Lei nº 9.966, de 28 de abril de 2000.

BOLTA, Paula Mathias Paulino; FLYNN, Maurea Nicoletti. Índice M-AMBI como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira, aplicado a Baixada Santista- SP. **RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 6, n. 1, p. 45-77, out. 2013.

Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/2002/d4136.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4136.htm). Acesso em: 27 de mai de 2012.

BRASIL. Lei nº. 9.966, de 28 de abril de 2000. Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição em águas sob jurisdição nacional. Disponível em: [www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=366](http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=366). Acesso em: 27 mai. 2012.

BRASIL. Lei nº 10.165, de 27 de dezembro de 2002. Altera a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Leis/L10165.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L10165.htm). Acesso em: 27 de mai de 2012.

CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL). **Plano de controle ambiental do porto de Santos — levantamento das fontes poluidoras**. CETESB. Santos. 2000.

CIRM (COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR). **Agenda Ambiental Portuária**. Brasília. 1998.

CIS. Guidance Document No. 5 ‘Transitional and Coastal Waters—Typology, Reference Conditions, and Classification Systems’. **Common Implementation Strategy of the Water Framework Directive 2003**. Available at: <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library>. Acessado em: 08 de mai de 2012.

CUNHA, I.A. Fronteiras da gestão: Os conflitos ambientais das atividades portuárias. v.40,n.6. Rio de Janeiro. 2006.

DAUER, D.M. Biological criteria environmental health and estuarine macrobenthic community structure. **Marine Pollution Bulletin**. v. 26, p. 249-257. 1993.

DAUER, D.M. & ALDEN, R.V. Long-term in the macrobenthos and water quality of the Lower Chesapeake bay. **Marine Pollution Bulletin**. v.30, p.840–850. 1995.

DAUVIN, J.C. Expertise in coastal zone environmental impact assessments. **Marine Pollution Bulletin**. v.50, p.107–110. 2005.

DEL-PILAR-RUSO, Y.; DE-LA-OSSA-CARRETERO, J. A.; LOYA-FERNÁNDEZ A.; FERRERO-VICENTE L. M.; GIMÉNEZ-CASALDUERO, F. & SÁNCHEZ-LIZASO, J. L. Assessment of soft-bottom Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts: Sewage and brine discharges. **Marine Pollution Bulletin**. v. 58, p. 765–786, 2009.

---

BOLTA, Paula Mathias Paulino; FLYNN, Maurea Nicoletti. Índice M-AMBI como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira, aplicado a Baixada Santista- SP. **RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 6, n. 1, p. 45-77, out. 2013.

DÍAZ, R.J.; SOLAN, M. & VALENTE, R.M. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. **Journal of Environmental Management**. v. 73, p.165–181. 2004.

DIPPNER, J.W. & IKAUNIECE, A. Long-term zoobenthos variability in the Gulf of Riga in relation to climate variability. **Journal of Marine Systems**. v.30, p.155–164. 2001.

ELÍAS, R.; RIVERO, M. S. & VALLARINO, E. A. Sewage impact assessment based on the composition and distribution of Polychaetes associated to intertidal mussel beds of the Southwestern Atlantic shore. **Iheringia**. v. 93, n. 3, p. 309-318. 2003.

ENGLE, V.D. & SUMMERS, J.K., Gaston, G.R. Benthic indices of environmental condition of Gulf of Mexico estuaries. **Estuaries**. v.17, p.372–389. 1994.

GIBSON, G.R; BOWMAN, M.L.; GERRITSEN, J. & SNYDER, B.D. Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. EPA 822- B-00-024. **US Environmental Protection Agency, Office of Water**. Washington. DC. 2000.

GRALL, J. & GLE'MAREC, M. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the bay of Brest. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. n. 44, p.43–53. 1997.

GRÉMARE, A.; AMOUROUX, J.M. & VÉTION, G. Long-term comparison of macrobenthos within the soft bottoms of the Bay of Banyuls-sur-mer (northwestern Mediterranean Sea). **Journal of Sea Research**. v.40, p.281–302. 1998.

GLE'MAREC, M. & HILY, C. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. **Acta Oecologica Oecologia Applicata**. v.2, p.139–150. 1981.

HADLICH, H. L. **Variabilidade espacial de associações de poliquetas ao longo de um gradiente de contaminação por esgotos no canal da cotinga (baía de Paranaguá, Brasil)**. Tese de Mestrado. Centro de Estudos do Mar. Universidade Federal do Paraná. Pontal do Paraná. 2010.

HAGBERG, J. & TUNBERG, B.G. Studies on the covariation between physical factors and the long-term variation of the marine soft bottom macrofauna in Western Sweden. **Estuarine Coastal and Shelf Science**. v.50, p.373–385. 2000.

HILY, C. **Variabilite´ de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest.** The`se de Doctorat d\_Etat, Univ. Bretagne Occidentale. v. 1, p. 359. v. 2, p.337. 1984.

HILY, C.; LE BRIS, H. & GLE´MAREC, M. Impacts biologiques des emissaries urbains sur les e´cosyste`mes benthiques. **Oceanis**. n.12, 419–426. 1986.

HORTELLANI, M.A.; SARKIS, J.E.S.; ABESSA, D.M.S. Avaliao da contaminação por elementos metlicos dos sedimentos do estuário Santos - São Vicente. **Química Nova**, v. 31, n. 1, p.10-19. 2008.

JUNQUEIRA, L. (Org.). **Desafios da modernização portuária.** Ed. Aduaneiras. São Paulo. 2002.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T. & ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. **Freshwater Biomonitoring and Benthic macroinvertebrates** (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.) p. 40-158, New York: Chapman & Hall.1993.

LEIS, H. Um modelo político-comunicativo para superar o impasse do atual modelo político- técnico de negociação ambiental no Brasil. In: CAVALCANTI, C. (Org.). **Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas.** São Paulo: Cortez/Recife: Fundação Joaquim Nabuco, 1999.

LEPPAKOSKI, E. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine brackish-water environments. **Acta Academiae Aboensis**, Ser. B. v. 35, n. 2, p.1–96. 1975.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO CONAMA 001/1986.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>. Acessado em: 10 de jun de 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO CONAMA 273/1997.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>. Acessado em: 10 de maio de 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO CONAMA 344/2004.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res04/res34404.xml>. Acessado em 10 de mai de 2012.

MOZETO, AA; UMBUZEIRO, GA; ARAJO, RPA & JARDIM, WF. *Esquema de Avaliação Integrada e Hierárquica da Qualidade de Sedimentos (AIHQs)*. In: Projetos de pesquisa QUALISED: Bases Técnico-científicas para o Desenvolvimento de Critérios de Qualidade de Sedimentos. p. 193-221, 2006.

MUNIS, P. *et al.* Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. **Marine Pollution Bulletin**. n. 50, p. 624–637. 2005.

MUXIKA, I.; BORJA, A. & BONNE, W. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. **Ecological Indicators** v.5, p.19-31. 2005.

MUXIKA, I.; BORJA, A. & BALD, J. Using historical data, expert judgment and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**. v.55, p. 16-29. 2007.

OLIVEIRA, U.C. Revisão da Resolução CONAMA 344/2000. XIX COOPERA PORTOS. Brasília. 2008.

PEARSON, T.H. & ROSENBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**. v.16, p. 229-311. 1978.

PÉRÈS, J.M. La pollution des eaux marines. Ouvrage collectif présenté par j.m. pérès. **Gauthier-villars**. Paris. p.230. 1976.

PINTO, V.C. **Ecologia e qualidade ecológica de comunidades de macroinvertebrados bentônicos em zonas costeiras e estuarinas: abordagem comparativa**. 2009. Tese de Mestrado em Ecologia Marinha. Universidade de Lisboa. Portugal. 2009.

PINTO, R.; PATRICIO, J.; BAETA, A.; FATH, B.D.; NETO, J.M. & MARQUES, J.C., Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. **Ecological Indicators**. v.9, n.1–25. 2009.

POCKLINGTON, P. & P.G. WELLS. Polychaetes. Key taxa for marine environmental quality monitoring. **Marine Pollution Bulletin**. v. 24, p. 593-598. 1992.

PORTO, G.L.E. **Responsabilidade pela poluição marinha**. 2000. Disponível em: [http://www.estig.ipbeja.pt/~ac\\_direito/PolMar.pdf](http://www.estig.ipbeja.pt/~ac_direito/PolMar.pdf). Acesso em 14 de abril de 2012.

REISH, D.J. Bristle Worms. Annelida Polychaeta. In: Pollution ecology of estuarine invertebrates. Ed. C.W. Hart & Samuel L.H. Fuller, **Academic Press**. v.3, n.78-127. 1979.

RODRIGUES, F. *et al.* Os manguezais da Baixada Santista: uma proposta para classificação. In: CÂMARA PAULISTA DO SETOR PORTUÁRIO. Memória técnica. São Paulo: CETESB. 1996.

SALEN-PICARD, C. Schémas d'évolution d'une biocénose macrobenthique du substrat meuble. **Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris**. v.296, p.587–590. 1983.

SIMBOURA, N. Benthic index vs. biotic index in monitoring: an answer to Borja *et al.*, 2003. **Marine Pollution Bulletin**. v.48, p.404–405. 2004.

TOMMASI, L. R. **Considerações ecológicas sobre o sistema estuarino de Santos (SP)**. Tese de Livre Docência. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo. São Paulo. 1979.

TUNBERG, B.G. & NELSON, W.G. Do climatic oscillations influence cyclical patterns of soft bottom macrobenthic communities on the Swedish west coast? **Marine Ecology Progress Series**. V.170, p.85–94. 1998.

VAN DOLAH, R.F.; HYLAND, J.L.; HOLLAND, A.F.; ROSEN, J.S. & SNOOTS, T.R. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the Southeastern USA. **Marine Environmental research**. v.48, p. 269–283. 1999.

WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**. v.18, p.653-694. 1984.

WEISBERG, S.B.; RANASINGHE, J.A.; DAUER, D.M.; SCHAFFNER, L.C.; DIAZ, R.J. & FRITHSEN, J.B. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake bay. **Estuaries**. n. 20, p.149–158. 1997.

Sites Consultados:

Marina Biotic Index <<http://www.azti.es>> Acessado em: 15 de mai de 2012.

Marinha do Brasil <<http://www.mar.mil.br/>> Acessado em 17 de out de 2012.