



**Avaliação ecotoxicológica de efluentes industriais lançados no  
Complexo Estuarino do Jundiá-Potengi, Natal/RN, Brasil.**  
**Silva-Nicodemo, S. C. T.<sup>1</sup>, Andrade, I. C.<sup>2</sup>, Panosso, R. F.<sup>3</sup>, Medeiros, G. F.<sup>4</sup>,  
Freire, F. A. M.<sup>5</sup>**

<sup>1, 2, 3, 4</sup> Universidade Federal do Rio Grande do Norte (sinara.cybelle@gmail.com)

<sup>5</sup> Universidade Federal Rural do Semi-Árido

**Resumo**

A deficiente gestão no tratamento de efluentes causa impactos ecotoxicológicos para ecossistemas aquáticos. Este trabalho objetivou avaliar a toxicidade dos efluentes industriais que atingem o Complexo Estuarino do Jundiá/Potengi, Natal/RN, através de bioensaios crônicos utilizando o organismo-teste *Mysidopsis juniae*, CRUSTACEA, MISIDACEA (Silva, 1979). Efeitos sobre a sobrevivência e a fecundidade foram quantificados e analisados e os parâmetros físico-químicos, relacionados com a toxicidade. Concluiu-se que o efluente mais tóxico foi o de uma indústria de laticínios (CL50%;7d-2,14%), seguido por Lançamento CIA (Centro Industrial Avançado) (CL50%;7d-13,57%); SITEL do DIN (Distrito Industrial de Natal) (CL50%;7d-20,85%); indústria têxtil B (CL50%;7d-33,33%); SITEL CIA (CL50%;7d-44,69%) e finalmente, indústria têxtil A (CL50%;7d-58,38%). Apenas dois efluentes apresentaram efeitos sobre a fecundidade (indústria têxtil A, CI50%;7d-6,94% e SITEL CIA, CI50%;7d-38,51%). O efluente que apresentou maior carga tóxica foi o efluente da indústria têxtil A. A toxicidade das amostras correlacionou-se com os parâmetros DBO, DQO, Óleos e Graxas, Fenóis, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo Total, Cobre e Benzeno. Esses resultados indicam que o estuário do Potengi está sujeito à impactos ecotoxicológicos advindos da atividade industrial local.

Palavras-chave: Toxicidade crônica. Efluentes Industriais. *Mysidopsis juniae*.

Área Temática: Tema 12 – Impactos Ambientais.

**Abstract**

*Poor management in the treatment of effluents cause ecotoxicological impacts to aquatic ecosystems. This study aimed to evaluate the toxicity of industrial effluents released in the estuary complex of Jundiá-Potengi, Natal/RN, through chronic bioassays using the test organisms Mysidopsis juniae, CRUSTACEA, MISIDACEA (Silva, 1979). Effects on survival and fecundity were quantified and analyzed and the physical-chemical parameters related to toxicity. It was concluded that the effluent more toxic was a dairy industry (LC50% 7d-2, 14%), followed by Lançamento CIA (Advanced Industrial Center) (LC50%;7d-13,57%); DIN (Natal Industrial District) (CL50%;7d-20,85%), textiles industry B (CL50%;7d-33,33%); CIA (CL50%;7d-44,69%) and finally, textile industry A (CL50%;7d-58,38%). Only two effluents showed effects on fecundity (textile industry A, IC50%;7d-6,94% and CIA (IC50%;7d-38,51%). The effluent had a higher toxic cargue was the effluent from the textile A. The toxicity of the samples correlated with the parameters BOD, COD, oils and grease, phenols, ammonia, total phosphorus, copper and benzene. These results indicate that the Potengi estuary is subject to ecotoxicological impacts arising from local industrial activity.*

Keys-word: Chronic Toxicity. Industrial Effluents. *Mysidopsis juniae*.

Theme Area: Theme 12 – Environmental Impacts.



## 1 Introdução

Os municípios e as atividades industriais, além de fazerem uso de cerca de 10% da água potável mundial acessível (UNESCO, 2003), geram também efluentes com numerosos compostos químicos, nas mais variadas concentrações, que fluem ou se infiltram em rios, lagos, lençóis freáticos e regiões costeiras. O deficiente tratamento e disposição de efluentes em países em desenvolvimento constitui uns dos mais sérios fatores que contribui para a deterioração de ecossistemas aquáticos. Um dos impactos aos quais os ecossistemas aquáticos estão vulneráveis são os de natureza toxicológica, onde compostos químicos naturais e manufaturados causam efeitos adversos aos organismos.

Os estuários são corpos d'água costeiros, semiconfinados, onde ocorre a mistura de água doce vinda do continente com a água salgada do oceano (PRITCHARD, 1967). Esses ecossistemas são extremamente complexos (JONES *et al.*, 2003) e prestam importantes serviços, como a proteção contra a erosão, a ciclagem de nutrientes (THOM, 1987; CONSTANZA *et al.*, 1997; EMMETT *et al.*, 2000), a renovação de estoques pesqueiros e a diluição de efluentes, além de proverem habitats para várias espécies, tanto aquáticas, como terrestres (BECK *et al.*, 2001).

Séculos de sobre-exploração, modificação de habitats e poluição vem causando a degradação de estuários, a diminuição de sua biodiversidade e sua resiliência ecológica (LOTZE *et al.*, 2006). O Complexo Estuarino do Jundiá/Potengi, constituído pelos rios Potengi, Jundiá e Doce, também vem sendo impactado por atividades antropogênicas. O complexo banha as cidades de Natal, Macaíba e São Gonçalo do Amarante, que concentram juntas cerca de 1 milhão de habitantes. Só a cidade do Natal lança no estuário mais de 60% de efluentes sanitários (SILVA *et al.*, 2006), sem contar com o grande volume de efluentes industriais, como os de indústrias têxteis e alimentícias.

Ante aos impactos aos quais os estuários estão expostos, é vital a existência de programas de diagnóstico, caracterização e de monitoramento de sua qualidade ambiental. O efeito dos contaminantes sobre esses sistemas pode ser mensurado através de ensaios ecotoxicológicos. No mundo inteiro, eles já são realizados há bastante tempo e ganham cada vez mais espaço dada a limitação das análises puramente físico-químicas. Os testes ecotoxicológicos fundamentam-se na exposição de organismos-teste a várias concentrações de uma ou mais substâncias, ou fatores ambientais, durante um determinado período de tempo (GHERARDI-GOLDSTEIN *et al.*, 1990).

Um dos crustáceos bastante utilizados em testes ecotoxicológicos no Brasil é *Mysidopsis juniae* (SILVA, 1979). Tem ocorrência registrada nos Estados de São Paulo e Rio de Janeiro (SILVA, 1979). São vários os trabalhos onde se verifica a eficácia do *M. juniae* como organismo-teste (MARTINEZ *et al.*, 1992; BADARÓ-PEDROSO, 1993; PRÓSPERI, 1993; REYNIER *et al.*, 1994; LOPES *et al.*, 1997). Porém, no Brasil, não existem normas que padronizam a utilização do *M. juniae* como organismo-teste em ensaios crônicos. A EPA (Environmental Protection Agency – EPA/US, 2002) desenvolveu um método para determinação de toxicidade crônica para o *Mysidopsis bahia*, do mesmo gênero que o *M. juniae*. O *M. Bahia* é encontrado no Texas e no sul da Flórida (ODUM & HEALD, 1972).

Diante do exposto, este trabalho objetivou avaliar a toxicidade dos efluentes industriais que atingem o Complexo Estuarino do Jundiá/Potengi, Natal/RN, através de bioensaios crônicos utilizando o organismo-teste *Mysidopsis juniae*, CRUSTACEA, MISIDACEA. Para isso, quantificou-se a toxicidade dos efluentes; avaliou-se os impactos que os efluentes oferecem ao ecossistema estudado; identificou-se as substâncias químicas que influenciam na toxicidade dos efluentes analisados, bem como os empreendimentos que mais contribuíram para essa toxicidade e, finalmente, verificou-se a viabilidade do *M. juniae* como indicador de toxicidade subcrônica, através da metodologia proposta pela EPA (2002).



## 2 Materiais e Métodos

O complexo estuarino do Jundiá/Potengi localiza-se no litoral oriental do Rio Grande do Norte, entre a praia de Santa Rita (ao norte) e o Parque das Dunas (ao sul), latitudes 5°52'00'' e 5°41'57'' e longitudes 35°19'16'' e 35°08'24'' (FRAZÃO, 2003), situando-se na Bacia Potengi (SEMARH, 2009).

Com relação às cargas de poluentes industriais lançadas, quatro indústrias têm o seu próprio sistema de tratamento de efluentes industriais e os encaminham diretamente para o estuário: uma indústria de laticínios, uma têxtil (A), uma unidade de beneficiamento de camarões e finalmente, outra têxtil (B). O restante das indústrias lança seus efluentes em dois sistemas de tratamento: Sistema de Tratamento de Efluentes Líquidos do Distrito Industrial de Natal (SITEL DIN) e o SITEL do Centro Industrial Avançado (SITEL CIA) (IDEMA, 2009).

Para a caracterização dos efluentes industriais lançados no estuário, coletou-se amostras compostas únicas desses locais entre os meses de maio e junho do ano de 2009. A localização e as datas de coleta e do início dos ensaios estão descritas tabela 1:

Tabela – 1: Coordenadas, datas de coleta e do início do ensaio. “Lançamento CIA” é o ponto onde é lançado o efluente do SITEL CIA, localizado a 5,0 Km. No mesmo ponto também é lançado o efluente da unidade de beneficiamento de camarões, misturado ao do SITEL CIA.

PONTOS DE COLETA	COORDENADAS UTM	DATAS DE COLETA	INÍCIO DO ENSAIO
TÊXTIL A	0249185 9360830	19/05/2009	23/06/2009
LANÇAM. CIA	0241410 9352520	20/05/2009	24/06/2009
SITEL CIA	0246855 9348702	21/05/2009	25/06/2009
SITEL DIN	0246870 9364852	26/05/2009	30/06/2009
LATICÍNIOS	0246870 9364852	02/06/2009	01/07/2009
TÊXTIL B	0251473 9357034	06/06/2009	02/07/2009

A amostragem composta é capaz de melhorar a cobertura temporal e espacial de uma área sem a necessidade de se aumentar o número de amostras (EPA, 2009). Elas são combinações de amostras instantâneas, tomadas em determinado período e em volumes proporcionais à vazão. No decorrer de um dia, a cada uma hora e meia, seis alíquotas foram coletadas de um único ponto, sendo elas, ao final do dia, reunidas em um só recipiente. No momento da coleta, realizou-se a medição da vazão do efluente. Ao chegar ao laboratório, as amostras foram congeladas por até 60 dias antes da realização dos testes (ABNT NBR 15469, 2007).

Os organismos utilizados nos ensaios crônicos foram oriundos do cultivo do ECOTOX/Lab/DOL/UFRN, que segue a metodologia para o cultivo baseada na ABNT NBR 15308/2005. A qualidade do cultivo foi monitorada através da realização mensal de testes agudos (96 horas), usando-se como substância de referência o sulfato de zinco heptahidratado ( $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ).

A metodologia para os testes crônicos foi adaptada de outra idealizada para o *Mysidopsis Bahía* pela EPA (2002). Filhotes de *M. juniae* com 6-7 dias de vida foram expostos a diferentes concentrações dos efluentes (fator de diluição 0,5) durante 7 dias, período do desenvolvimento sexual do organismo. Os *endpoints* analisados foram sobrevivência e fecundidade (porcentagem de fêmeas com ovos no oviduto e/ou bolsa incubadora). Na tabela 2, tem-se o resumo das condições dos testes crônicos realizados:



Tabela 2 – Resumo das condições de teste.

Tipo de Ensaio-----	Crônico
Renovação-----	semi-estático
Temperatura de Incubação-----	25 ± 1°C
Fotoperíodo-----	12 horas claro / 12 horas escuro
Frasco-teste-----	Becker de 400 mL
Volume da solução-teste-----	200 mL
Origem dos organismos-----	Cultivo ECOTOX
Idade dos organismos-----	6-7 dias
Nº de organismos / frasco-----	10
Nº de réplicas-----	5
Alimentação-----	20 náuplios de <i>Artemia sp</i> recém eclodidos / misidáceo / dia
Controle-----	Água do mar natural filtrada
Salinidade-----	25±1‰
Duração do ensaio-----	7 dias
Resposta-----	Sobrevivência / Fecundidade

A determinação dos valores de CL50% para a sobrevivência foi realizada através do método Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON *et al.*, 1977), enquanto que os valores de CI50% para a fecundidade foi estimada através do método de Interpolação Linear (Norberg-King, 1993), através do *software* ICBIN (EPA, 2002). Para a determinação de CENO e CEO, utilizou-se os testes de análise de variância ( $p=0,05$ ) propostas pela EPA (2002), através do *software* TOXSTAT 3.3 (GULLEY *et al.*, 1991) (figura 1).

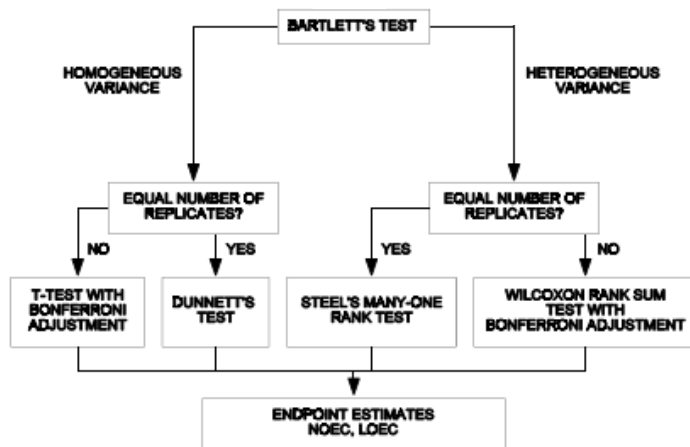


Figura 1 – Tratamento estatístico realizado para os dados de sobrevivência e fecundidade. Fonte: EPA, 2002.

A carga tóxica, definida como sendo a contribuição tóxica de cada efluente para um corpo receptor, foi também obtida, de acordo com Pawlowsky (1994), através do resultado da multiplicação da vazão do efluente pela sua unidade de toxicidade ( $UT = 100/CL50\%$  ou  $100/CI\%$ ). Foi também realizada a Análise de Correspondência, que identificou os parâmetros físico-químicos que influenciaram na toxicidade, além dos pontos que contribuíram com os fatores identificados.

### 3 Resultados e Discussão

Parâmetros ecotoxicológicos acerca dos efluentes analisados encontram-se dispostos na tabela 03:



Tabela 03 – Parâmetros toxicológicos crônicos – sobrevivência (CL50%) e fecundidade (CI50%) - das amostras de efluentes industriais.

AMOSTRAS	CL50%±d.p	CENO-CEO	P	IC50%	CENO-CEO	p
TÊXTIL A	58,38%±3,06	40-80%	<0,001	6,94%	5-10%	0,012
TÊXTIL B	33,33%±3,61	20-40%	0,001	s/ efeito	-	0,371
SITEL CIA	44,69%±2,98	20-40%	0,030*	38,51%	20-40%	0,010
SITEL DIN	20,85%±2,11	20-40%	<0,001	s/ efeito	-	0,206
LANÇAMENTO CIA	13,57%±1,12	10-20%	0,631**	s/ efeito	-	0,412
LATICÍNIOS	2,14%±0,48	1,6-3,2%	0,358***	s/ efeito	-	0,182

\*Mortalidade total em 80%; \*\*Mortalidade total em 20%; \*\*\*Mortalidade total em 3,2%.

A tabela acima mostra que todos os efluentes analisados demonstraram efeito sobre a sobrevivência dos organismos testados. O que se mostrou mais tóxico com relação a este efeito foi o efluente da indústria de laticínios (CL50%, 2,14%). A indústria Têxtil A, apesar da conhecida toxicidade de efluentes têxteis (JAGER *et al.*, 1996; SILVA-NICODEMO *et al.*, 2008; GARCIA *et al.*, 2009), mostrou-se menos tóxica que as demais (CL50%, 58,38%). Isso se deve ao fato da eficiência de seu sistema de tratamento, composto por três lagoas (aeradas e maturação). No momento da coleta, o sistema estava funcionando de maneira plena, sem presença de lodo nas lagoas, com o efluente tratado de coloração clara. Em contrapartida, o sistema de tratamento da indústria de laticínios não estava operando, no momento da coleta. Isso justifica o fato do efluente da indústria de laticínios, de alta carga orgânica, ter se apresentado mais tóxico que os demais, já que estava sendo lançado no estuário sem tratamento. O efluente da indústria Têxtil B apresentou-se mais tóxica (CL50%, 33,33%) do que o da Têxtil A, devido também a menor eficiência daquela com relação a esta.

O efluente do SITEL DIN apresentou também toxicidade alta (CL50%, 20,85%) em relação ao efluente do SITEL CIA (CL50%, 44,69%). O primeiro trata efluentes em sua maioria têxteis, o que justifica a maior toxicidade, enquanto que o segundo, efluentes de indústrias alimentícias. Isso também reflete que o sistema de tratamento da grande parte das indústrias têxteis pode não estar adequado, assim como o próprio SITEL DIN. O efluente do Lançamento CIA, mistura dos efluentes do SITEL CIA com o de uma indústria de beneficiamento de camarão, apresentou toxicidade bastante elevada (CL50%, 13,57%), o que não era esperado, uma vez que o efluente do processo de beneficiamento, a princípio, promoveria uma diluição no efluente do SITEL CIA. Porém, a exposição da biota a misturas pode acarretar respostas biológicas quanti e qualitativamente diferentes da esperada pela ação dos contaminantes sozinhos (RAND *et al.*, 1995). Além do mais, há o risco da existência de ligações clandestinas entre os 5,0 km de extensão de tubulação até o estuário.

A variação da toxicidade nos efluentes analisados foi bastante evidente. Batista (2009) também verificou essa variação quando analisou efluentes sanitários tratados lançados no estuário do Potengi, usando também o *M. juniae* como organismo-teste. Burgess *et al.* (1995) realizou testes ecotoxicológicos com diversas espécies marinhas, como o *Mysidopsis bahia*, em efluentes domésticos e industriais. Por sua vez, verificaram uma pequena variação na toxicidade entre as amostras analisadas. O trabalho realizado por Burgess e colaboradores foi realizado em um país desenvolvido, onde a fiscalização é mais rigorosa e torna mais eficaz os sistemas de tratamento de efluentes. Por isso, os efluentes de igual tipicidade (industriais e sanitários) possuem carga tóxica semelhante, já que são tratados também com eficácia semelhante. Infelizmente, como visto neste trabalho e por Batista (2009), esse padrão não ocorre em sistemas de tratamento afluentes ao estuário do Potengi.

O efluente da Têxtil A apresentou moderada toxicidade no que diz respeito a sobrevivência dos organismos testados em relação aos outros efluentes analisados; em





contrapartida, apresentou alta toxicidade no que diz respeito a fecundidade das fêmeas testadas (CI50%, 6,94%). O sistema de tratamento da Têxtil A foi eficaz na retirada de corantes dos efluentes, o que explica sua boa eficiência com relação a toxicidade sobre o efeito sobrevivência, já que os corantes são importantes na toxicidade de efluentes têxteis (CHU *et al.*, 2009, BERGSTEN-TORRALBA *et al.*, 2009). Porém ela não foi eficaz o suficiente para reduzir a toxicidade responsável pelos efeitos na fecundidade. O efluente do SITEL CIA também apresentou efeitos sobre fecundidade (CI50%, 38,51%). Este efluente e o da Têxtil A foram o que causaram menos efeito tóxico com relação a sobrevivência, mas foram únicos que demonstraram efeito sobre a fecundidade.

Os efeitos sobre a fecundidade são ocasionados por substâncias químicas que afetam o equilíbrio do sistema endócrino de invertebrados aquáticos (Endocrine Disrupting Chemicals – EDC's). A infertilidade desses organismos causada por EDC's é pouquíssimo estudada como biomarcadora de estresse ambiental dentro da ecotoxicologia (YANG *et al.*, 2008), o que é preocupante. O *fitness* reprodutivo quando prejudicado, pode trazer prejuízos substanciais para uma população ecológica em longo prazo e, consequentemente, para um ecossistema como todo.

Devido a sua alta vazão e ao seu grande potencial tóxico sobre a fecundidade (tabela 4), a indústria têxtil A apresentou a maior carga tóxica (1.294,115,5 UT/L). Isso significa que, no estuário, ele é capaz de causar maiores danos do que os outros efluentes analisados, quando lançados no mesmo período de tempo. Após a Têxtil A, tem-se, em ordem decrescente de carga tóxica: SITEL DIN (484,80 UT/L), indústria de laticínios (136,78 UT/L), Lançamento CIA (74,32 UT/L), Têxtil B (18,36 UT/L) e SITEL CIA (16,11 UT/L). O efluente da indústria de laticínios, apesar de ter apresentado maior potencial tóxico com relação a sobrevivência dos organismos testados, foi o terceiro em carga tóxica, devido a sua baixa vazão de lançamento. Isso enfatiza ainda mais o seu falho tratamento, já que uma vazão baixa como esta não deveria causar tanto perigo ao ecossistema estudado. Têxtil B e SITEL CIA possuem as menores vazões de lançamento, o que justifica as suas menores cargas tóxicas. Vale lembrar, porém, que o efluente do SITEL CIA não chega sozinho ao estuário, portanto, o que vale é o resultado da carga tóxica do Lançamento CIA. É bom evidenciar também que estes efluentes foram menos danosos ao estuário quando comparados aos do Têxtil A, SITEL DIN e Laticínios, mas nem por isso deixam de ser importantes contribuidores de carga tóxica para o sistema. O ideal é que todos não se mostrassem como potenciais impactantes do estuário do Potengi.

Tabela 4 – Média de vazões de cada ponto de lançamento, toxicidade em UT e a carga tóxica dos efluentes onde se verificou efeitos sobre organismos testados.

Efluentes Analisados	Média de Vazões (Qe, L/s)	UT Sobrevivência (100/CL50%)	UT Fecundidade (100/CI50%)	Carga Tóxica Sobrevivência (UT/L)	Carga Tóxica Fecundidade (UT/L)
TÊXTEL A	89,813	1,713	14,409	153,850	1.294.115,5
SITEL DIN	101,413	4,796	-	484,804	-
LATICÍNIOS	2,927	46,729	-	136,7758	-
LANÇAMENTO CIA	10,085	7,369	-	74,316	-
TÊXTEL B	6,119	3,000	-	18,357	-
SITEL CIA	6,2045	2,238	2,597	13,8857	16,1131

Os efluentes que mais contribuíram no lançamento dos contaminantes que influenciaram na toxicidade, de acordo com a Análise de Correspondência foram o da indústria de Laticínios, Lançamento CIA e SITEL CIA (figura 1). O efluente de Laticínios, como já dito, foi considerado o mais tóxico aos organismos testados e um dos mais impactantes ao estuário; o do Lançamento CIA, um dos mais tóxicos e de potencial



impactante moderado (quando comparado aos mais impactantes); finalmente, SITEL CIA que, por sua vez, não foi um dos mais tóxicos, assim como não foi um dos mais impactantes. Como explicar essa grande variedade no padrão dos efluentes desses empreendimentos? Nem todas as substâncias que são significantes para a toxicidade desses efluentes foram quantificadas. Em outras palavras, não foram apenas as variáveis analisadas as capazes de causar os efeitos deletérios verificados nos organismos-teste. Mesmo assim, a técnica de análise utilizada mostrou-se eficaz ao identificar um grupo de efluentes que causam toxicidade por agentes comuns, que são a alta carga orgânica evidenciada pelos elevados valores de DBO e DQO, Óleos e Graxas e Fenóis, além do Nitrogênio Amoniacal, Fósforo Total, Cobre e Benzeno.

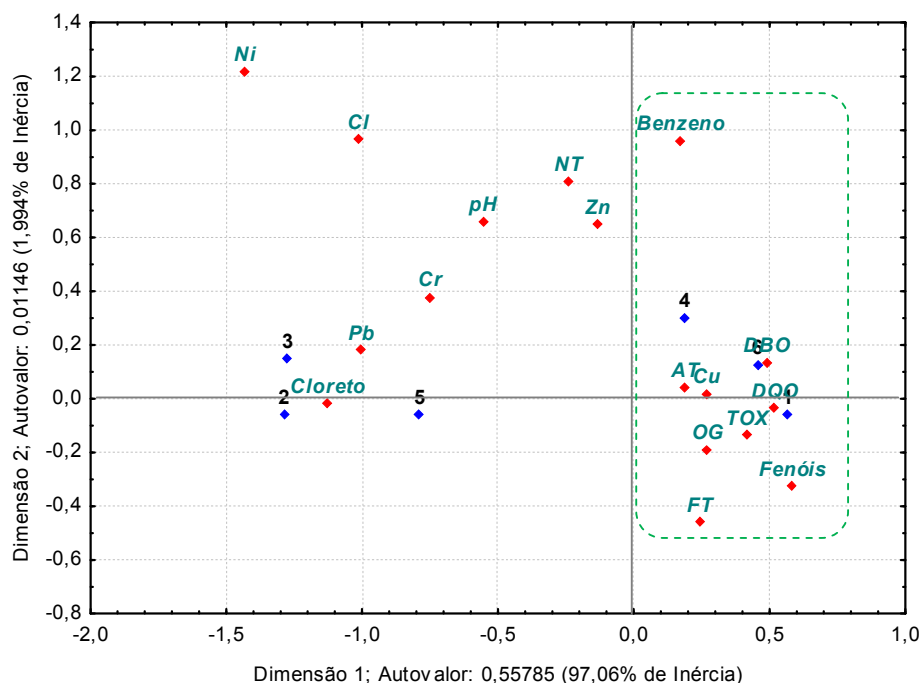


Figura 16 – Correspondência entre os efluentes e os parâmetros analisados. 1-LATICÍNIOS; 2-TÊXTIL A; 3-TÊXTIL B; 4-SITEL CIA; 5-SITEL DIN; 6-LANÇ. CIA.

Todas essas substâncias são conhecidamente tóxicas aos mais diversos organismos indicadores (BOILLOT *et al.*, 2008; MONFERRÁN *et al.*, 2009; KI *et al.*, 2009; GARNACHO *et al.*, 2001; MIRANDA-FILHO *et al.*, 2009). Além das propriedades tóxicas já conhecidas por estas substâncias e suas combinações, a alta carga orgânica influenciou ainda mais na toxicidade, pois causou um rápido e excessivo consumo do oxigênio dissolvido nos testes. Singer & Battin (2008) verificaram que o excessivo *input* antropogênico de matéria orgânica e nutrientes em um sistema aquático casou desequilíbrios na estequiometria recurso-consumidor tanto na estrutura da comunidade analisada como no fluxo de nutrientes, o que por sua vez ocasionou redução da biodiversidade e encurtamento de redes alimentares.

Não foi verificada a relação entre toxicidade e metais pesados na análise realizada. A maioria deles só se torna biodisponível em pH ácido; em pH neutro ou básico (caso verificado em todas as amostras testadas) ao invés de se dissolverem, podem ser adsorvidos rapidamente pelo material particulado orgânico. Fonseca *et al.* (2009), ao analisar a biodisponibilidade de metais pesados, verificou que o principal influenciador da dinâmica geoquímica da Baía de Guanabara/RJ é a matéria orgânica disponível.



O objetivo aqui, entretanto, não é discutir como determinada substância ou fator pode causar efeito na sobrevivência ou na fecundidade em juvenis de *M. juniae* ou em outros possíveis organismos existentes no estuário no Potengi; até porque não se poderia comprovar nada do que se debatesse sobre isso. A importância reside no fato de que o uso de técnicas de estimativas de impacto e de determinação de carga tóxica aliadas a métodos de análises multivariadas é uma ferramenta eficaz na gestão ambiental de ambientes aquáticos e, consequentemente, na conservação de sua qualidade ambiental.

Finalmente, de acordo com os resultados obtidos, a norma americana para a determinação de efeitos crônicos mostrou-se extremamente aplicável ao *M. juniae*, pelo menos para os efeitos de sobrevivência e fecundidade, os *endpoints* analisados. A norma ainda contempla os efeitos sobre o crescimento dos organismos (peso em massa). Esta análise mostrou-se inviável por ser muito laboriosa e pouco prática, podendo ser, por este motivo, seu resultado bastante vulnerável. O que se aconselha, para futuros trabalhos, é medir o comprimento dos organismos ao final do teste, ao invés de pesá-los.

#### 4 Considerações Finais

- O efluente mais tóxico aos organismos testados, com relação ao efeito sobrevivência, foi o da indústria de Laticínios, seguidos pelos efluentes do Lançamento CIA, SITEL DIN, Têxtil B, SITEL CIA e Têxtil A;
- Com relação à fecundidade, apenas os efluentes de Têxtil A e SITEL CIA apresentaram efeito significativo, sendo o primeiro o mais tóxico;
- O efluente da Têxtil A apresentou maior carga tóxica, seguido pelos efluentes do SITEL DIN, Laticínios, Lançamento CIA, Têxtil B e SITEL CIA;
- As substâncias químicas e outros fatores analisados responsáveis pela toxicidade apresentada pelos efluentes foram a DBO, DQO, óleos e graxas, fenóis, nitrogênio amoniacal, fósforo total, cobre e benzeno.
- A aplicação de um modelo de determinação de potencial tóxico de acordo com a vazão dos efluentes, aliado a análise multivariada apresentou-se bastante eficaz na gestão do uso de águas;
- A norma americana para a determinação de efeitos crônicos (EPA, 2002) mostrou-se extremamente aplicável ao *M. juniae*.

#### Referências

ABNT NBR 15308. **Ecotoxicologia Aquática** – Toxicidade Aguda – Método de ensaio com misidáceos (Crustacea). Rio de Janeiro, 2005.

ABNT NBR 15469. **Ecotoxicologia Aquática** – Preservação e preparo de amostras. Rio de Janeiro, 2007.

BADARÓ-PEDROSO, C. **Toxicidade crônica de amostras ambientais do canal de São Sebastião e de substâncias puras a *Mysidopsis juniae* (Crustacea: Mysidacea)**. USP, São Carlos, SP. 1993.





BATISTA, L. **Caracterização Ecotoxicológica de Efluentes das Estações de Tratamento de Esgoto – ETE's afluentes do Complexo Estuarino Potengi/Jundiaí (Natal/ RN).** Monografia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal/RN, 2009.

BECK, M. W.; HECK, K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EFLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; HALPERN, B.; HAYS, C. G.; HOSHINO, K.; MINELLO, T. J.; ORTH, R. J.; SHERIDAN, P. F.; WEINSTEIN, M. P. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. **Bioscience** n. 51, p.633–641, 2001.

BERGSTEN-TORRALBA, *et al.* Decolorization of different textile dyes by penicillium simplicissimum and toxicity evaluation after fungal treatment. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 40, n. 4, p. 808-817, 2009.

BOILLOT, C. *et al.* Daily physicochemical, microbiological and ecotoxicological fluctuations of a hospital effluent according to technical and care activities. **Science of the Total Environment**, n. 403, p. 113-129, 2008.

BURGUESS *et al.* Toxicity characterization of an Industrial and a Municipal effluent discharging to the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 30, n.8, p. 524-535, 1995.

CONSTANZA *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, n. 6630, v. 380, p. 253-260, 1997.

CHU, *et al.* Use of immobilised *Chlorella vulgaris* for the removal of colour from textile dyes. **Journal of Applied Phycology**, v. 2, n. 6, p. 641-648, 2009.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA/US. Composite Sampling within Ecological Assessments, 2009. Disponível em: <http://www.epa.gov/reg3hscd/risk/eco/faqs/composite.htm>. Acesso em 24 jan 2009.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA/US. **Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms:** Mysid, Mysidopsis bahia, Survival, Growth, and Fecundity Test Method, 2002. Disponível em: <http://www.epa.gov/waterscience/methods/wet/disk1/>. Acesso em: 30 jun. 2009.

EMMETT, R. Geographic signatures of north American west coast estuaries. **Estuaries**, n.23, p.765–792, 2000.

FONSECA, E.; BAPTISTA NETO, J.; MCALLISTER, J.; CRAPEZ, M.; FERNANDEZ, M.; BISPO, M. Bioavailability of heavy metals in Guanabara Bay, Rio de Janeiro (Brazil). **Journal of Coastal Research**, Reino Unido, v. 56, p. 802-806, 2009.

FRAZÃO, E. **Caracterização Hidrodinâmica e Morfo-sedimentar do Estuário Potengi e Áreas adjacentes:** subsídios para controle e recuperação ambiental no caso de derrames de hidrocarbonetos. Dissertação de Mestrado/UFRN, 2003.



GARCIA, JULIANA C., *et al.* Evolutionary follow-up of the photocatalytic degradation of real textile effluents in  $\text{TiO}_2$  and  $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2$  systems and their toxic effects on *Lactuca sativa* seedlings. **J. Braz. Chem. Soc.**, v.20, n.9, p.1589-1597, 2009.

GARNACHO, E.; PECK, L.; TYLER, P. Effects of copper exposure on the metabolism of the mysid *Praunus flexuosus*. **J. Exp Mar Biol Ecol** 265:181–201, 2001.

GHERARDI-GOLDSTEIN, E. *et al.* Estimativa da carga poluidora de efluentes industriais da região de Cubatão através de ensaios biológicos com microcrustáceos e peixes. **IN: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 13. Maceió, AL. 1985, 10p.

GULLEY, D. *et al.* TOXSTAT Version 3.3 (software). University of Wyoming, USA. 1991.

HAMILTON, M. *et al.* Trimmed Spearman-Kärber Method for estimating median lethal concentration in toxicity bioassays. **Environmental Science & Technology**, 1977, v.11, n.7.

**INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE.** Indústrias localizadas no Distrito Industrial de Natal – DIN e Centro Industrial Avançado - CIA. TR Projeto Carga Poluente, 2009.

JAGER, *et al.* Testing effluents of the textile refining industry with biological methods. **Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica**, v. 24, n. 1, p. 22-30, 1996.

JONES, P. D.; TYLER, A. O.; WITHER, A. W. Decision-support Systems: Do they have a Future in Estuarine Management? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, n. 6, p. 993-1008, 2003.

KI, J.; RAISUDDIN, S.; LEE, K.; HWANG, D.; HAN, J.; RHEE, J.; KIM, I.; PARK, H.; RYU, J.; LEE, J. Gene expression profiling of copper-induced responses in the intertidal copepod *Tigriopus japonicus* using a 6K oligochip microarray. **Aquatic Toxicology**, v.93, p.177-187, 2009.

LOTZE, H. K. *et al.* Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. **Science**, Washinton, Dc, n. 312, p.1806-1809, 23 jun. 2006.

MARTINEZ *et al.* Effect of benzene on the swimming activity of *Mysidopsis Juniae* (Crustacea, Mysidacea). **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, n. 5, v. 25, p. 487-490, 1992.

MIRANDA-FILHO, K.; PINHO, G.; WASIELESKY Jr, W.; BIANCHINI, A. Long-term ammonia toxicity to the pink-shrimp *Farfantepenaeus paulensis*. **Comparative Biochemistry and Physiology**, Part C v.150 p.377–382, 2009.

MONFERRÁN, *et al.* Copper-induced response of physiological parameters and antioxidant enzymes in the aquatic macrophyte *Potamogeton pusillus*. **Environmental Pollution**, n. 157, p. 2570-2576, 2009.

NORBERG-KING, T. J. A linear interpolation method for sublethal toxicity: The inhibition concentration (ICp) approach. Version 2.0 (software). US/EPA, 1993.



ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2008.

PAWLOWSKY, U. **Tratabilidade de Efluentes de Fabricação de Herbicidas**. Tese, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1994.

PRITCHARD, D. W. What's is an estuary? Physical Viewpoint. **IN: Estuaries** (ed. By G. D. Lauff). p. 3-5. Am. Ass. Adv. Sci., n. 38, Washington, D.C., 2007.

PRÓSPERI, V.A. **Aplicação de testes de toxicidade com organismos marinhos para a análise de efluentes industriais lançados em áreas estuarinas**. USP, São Carlos, SP, 1993.

REYNIER, M.V., BADARÓ-PEDROSO, C., MELO, S.L.R., ZAMBONI, A.J. Testes de toxicidade com os microcrustáceos *Temora stylifera* e *Mysidopsis juniae* expostos a diferentes efluentes derivados da atividade de produção petróleo. **Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira**. Academia de Ciências do Estado de São Paulo, SP, p. 425-429.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (SEMARH/RN). Sistema de Informações. Disponível em: <http://www.semarh.rn.gov.br/consulta/cBaciaDetalhe.asp?CodigoEstadual=08>. Acesso em: 24 jul 2009.

SILVA, C., *et al.* Comparative biomonitors of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil). **Marine Environmental Research**, 2006.

SILVA, V. *Mysidopsis juniae*, nova espécie de Crustacea – Mysidacea. Avulso do Departamento de Zoologia da Universidade do Rio de Janeiro, nº30, 1979.

SILVA-NICODEMO, *et al.* **Avaliação Ecotoxicológica de Efluentes Têxteis**: uma aplicação dos bioensaios de toxicidade aquática. Anais do X Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 2008.

SINGER, G. A.; BATTIN, T. J.; Anthropogenic subsidies alter stream consumer-resource stoichiometry, biodiversity, and food chains. **Ecol. Appl.** v.18, n.2, p.360-372, 2008.

THOM, R. M. The biological importance of pacific northwest estuaries. **N W Environ J**, n.3, p.21–42, 1987.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC, AND CULTURAL ORGANIZATION, **World Water Assessment Programme, Water For People, Water For Life** - The United Nations World Water Development Report. Berghahn Books, Barcelona, 2003.

YANG, G.; KILLE, P.; FORD, A. Infertility in a marine crustacean: have we been ignoring pollution impacts on male invertebrates? **Aquatic Toxicology**, v. 88, n. 1, p. 81-87, 2008.