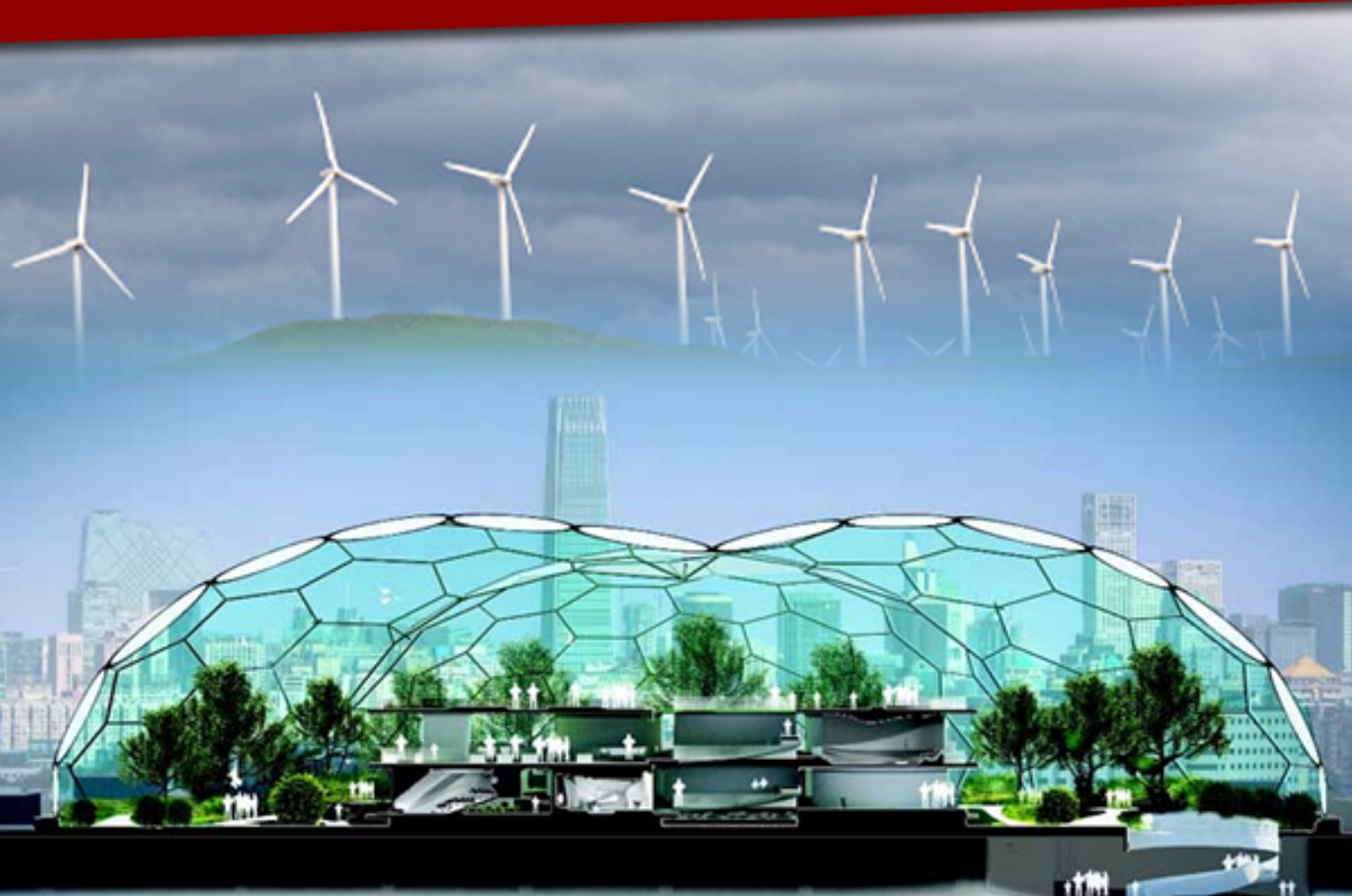


# Engenharia Sanitária e Ambiental

## Tecnologias para a sustentabilidade

Irene Carniatto  
Mauri José Schneider  
Aline Costa Gonzalez  
(Organizadores)





**ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL:  
TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE**

---

**Irene Carniatto  
Mauri José Schneider  
Aline Costa Gonzalez  
(Organizadores)**

### **Editora Chefe**

Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

### **Conselho Editorial**

Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho  
Universidade de Brasília

Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior  
Universidade Federal de Alfenas

Prof. Dr. Álvaro Augusto de Borba Barreto  
Universidade Federal de Pelotas

Profª Drª Deusilene Souza Vieira Dall'Acqua  
Universidade Federal de Rondônia

Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof. Dr. Constantino Ribeiro de Oliveira Junior  
Universidade Estadual de Ponta Grossa

Profª Drª Lina Maria Gonçalves  
Universidade Federal do Tocantins

Prof. Dr. Takeshy Tachizawa  
Faculdade de Campo Limpo Paulista

Profª Drª Ivone Goulart Lopes  
Istituto Internazionale delle Figlie de Maria Ausiliatrice

Prof. Dr. Carlos Javier Mosquera Suárez  
Universidad Distrital Francisco José de Caldas/Bogotá-Colombia

Prof. Dr. Gilmei Francisco Fleck  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

2016 by Irene Carniatto, Mauri José Schneider, Aline Costa Gonzalez

© Direitos de Publicação

ATENA EDITORA

Avenida Marechal Floriano Peixoto, 8430

81.650-010, Curitiba, PR

[contato@atenaeditora.com.br](mailto:contato@atenaeditora.com.br)

[www.atenaeditora.com.br](http://www.atenaeditora.com.br)

Revisão  
*Os autores*

Edição de Arte  
*Geraldo Alves*

Ilustração de Capa  
*Geraldo Alves*

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**

**(eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)**

E57

Engenharia sanitária e ambiental [recurso eletrônico]: tecnologias para a sustentabilidade / Organizadores Irene Carniatto, Mauri José Schneider, Aline Costa Gonzalez. – Curitiba (PR): Atena, 2016.

145 p.

ISBN: 978-85-93243-11-0

DOI: 10.22533/93243-11-0

Inclui bibliografia

1. Engenharia ambiental. 2. Engenharia sanitária.  
3. Sustentabilidade. I. Carniatto, Irene. II. Schneider, Mauri José. III.  
Gonzalez, Aline Costa. IV. Título.

CDD-628

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos seus respectivos autores.

Agência Brasileira do ISBN

ISBN 978-85-93243-11-0



9 788593 243110 0

## **TECNOLOGIA AMBIENTAIS: contribuições de estudos à Ciência e Tecnologia**

Com a modernidade, o ser humano impõe uma pressão sobre o ambiente, na mesma proporção, os problemas ambientais também evoluem.

Nas cidades brasileiras ocorre uma grande concentração populacional nas periferias das cidades, áreas carentes de serviços de saneamento, contribuindo para concentração da poluição, agravando problemas de drenagem e assoreamento. A falta de informação e de consciência ambiental provoca na população uma postura de irresponsabilidade em relação ao meio ambiente.

A busca pela sustentabilidade local e planetária é urgente e necessita estar em pauta na vida de cada cidadão. Por estes motivos, se faz necessária a realização de estudos que revelem aspectos e dados para um acompanhamento destes, com intuito de acompanhar as transformações e aplicações das ciências e da tecnologia. Na busca por este enfoque, existe a necessidade de novas ferramentas de diagnóstico e planejamento que permitam que os cidadãos se identifiquem mais com o meio em que vivem, notem os impactos que suas ações causam e ainda facilitar a identificação de soluções para problemas locais.

Neste início de século, o mundo tem se tornado cada vez mais conectado e atraente, assim para que os saberes tecnológicos se tornem ferramentas em educação, estes devem ser tidos como um dos meios pelos quais se possam criar possibilidades para a produção e (re)construção de novos conhecimentos através das mais diferentes pesquisas e interações. Podendo, ainda, acontecer a personalização ao longo desta nova construção, uma vez que cada processo é único, e tem como pano de fundo demandas sociais e novas tendências científicas.

As demandas sociais e as novas tendências em informação científica e tecnológicas se propõe a ampliar o universo de discussão e da participação nos temas relevantes envolvendo a ciência, tecnologia e inovação. E nesta direção uma proposta é a de atualizar as agendas de discussão e aprofundar pesquisas nos temas tradicionais, vinculados aos temas regionais de ciência, tecnologia e ambiente e estender o alcance do debate até aquelas áreas de trabalho que possam oferecer ferramentas para apresentar soluções e informações de uso tanto para as ciências básicas, quanto para a sociedade.

É importante refletir que a ciência é intrinsecamente um processo histórico, não somente o conhecimento, mas as técnicas pelas quais ele é produzido. Dentro do movimento histórico mais amplo da própria civilização, é uma sequência de movimentos (KNELLER, 1980, p. 13). E que "(...) a tecnologia é a aplicação do conhecimento científico para obter-se um resultado prático. O homem criou ciência e tecnologias que trouxeram mudanças

significativas em suas relações com outros seres humanos e com a natureza” (BRITO, 2006, p.18). E, que o conhecimento se constrói com base em constantes desafios, atividades significativas que excitam a curiosidade, a imaginação e a criatividade são as bases para as perguntas que embasam as hipóteses de pesquisa.

A tecnologia, no entanto, não se reduz à utilização de meios. Ela carece necessariamente de ser um instrumento mediador entre o homem e o mundo, o homem e a educação, servindo de mecanismo pelo qual o educando se apropria de um saber, redescobrimo e reconstruindo o conhecimento” (NISKIER, 1993 apud BRITO, 2006, p. 31).

O conhecimento tecnológico produzido na academia é intrinsecamente articulado ao processo educativo, com base nas pessoas e sua concepção de mundo, buscando respostas a perguntas específicas ou gerais, como demandas de sua área de atuação. “O processo de ensino-aprendizagem-conhecimento é um processo multifacetado e de múltiplos domínios que se entrecruzam” (CARNIATTO, 2002, p. 13).

Neste sentido, são apropriadas as palavras de Moran, quando diz que quanto mais avançadas as tecnologias, mais precisa de pessoas humanas, evoluídas, competentes e éticas (MORAN, 2007, p. 167).

Esta coletânea de pesquisas foi produzida segundo o olhar e necessidades detectadas, com variadas atividades de pesquisas que foram desenvolvidas com foco em diferentes segmentos, e articula-se visando, num primeiro plano a formação profissional dos pesquisadores e buscando dar respostas às hipóteses de trabalhos em múltiplos contextos.

**Lavine Silva Matos e outros autores** discutem como a toxicidade do alumínio é uma das principais causas que limitam o desenvolvimento dos cultivos agrícolas em solos ácidos, dessa forma a investigação de mecanismos de tolerância, como as bases genéticas deste elemento, vem recebendo merecida atenção pela pesquisa científica.

**Jose Luiz Borja Fernandez e Cristina Maria Dacach Fernandez Marchi** abordam questões pertinentes ao desenvolvimento sustentável e a redução de impactos ambientais, como a apresentação de uma matriz para identificação de aspectos ambientais para obras de pequeno porte do setor da construção civil, visando ao atendimento do que determina o Princípio do desenvolvimento sustentável e o Princípio da ecoeficiência.

**Patrícia Silva Cruz e outros autores** nos relatam a pesquisa de como as florações de cianobactérias, potencialmente tóxicas, é um sério problema de saúde pública, principalmente em áreas com escassez de água, como é o caso da região semiárida brasileira. Por isso, os órgãos de saúde pública apresentam grandes preocupações em relação à presença desses compostos em água de abastecimento humano, principalmente após a tragédia de Caruaru, no Brasil.

**Monalisa dos Santos Olímpio e outros autores** ressaltam que uma ferramenta cada vez mais eficaz para o monitoramento da qualidade ambiental que é a utilização de indicadores ecológicos. As comunidades bentônicas são geralmente consideradas bons indicadores ecológicos, pois refletem a extensão e magnitude dos impactos ambientais, especialmente, os de origem antropogênica, estando à composição e estrutura da macrofauna bentônica um dos aspectos biológicos indicados na caracterização e bio-avaliação do estado de qualidade em águas costeiras e de transição.

**Lavine Silva Matos e outros autores** discutem com base em pesquisa de campo que a reduzida resposta das plantas às adubações pode ser atribuída, em parte, ao excesso de alumínio que, em solo com elevada acidez, pode tornar-se tóxico, o que causará graves alterações no sistema radicular, alterando os padrões de absorção de água e de nutrientes e, também, o metabolismo dos nutrientes.

**Vinícius Menezes Borges e outros autores** apresentam pesquisas sobre o Sistema Aquífero Serra Geral (SASG) que representa uma importante fonte de abastecimento de água para o estado do Paraná. Apesar de ser um sistema fraturado, seus poços possuem boa produtividade, e por isso, são amplamente explorados. No estado do Paraná, o SASG contribui com 55% do volume de água proveniente de aquíferos distribuídos pela Companhia de Saneamento do Paraná, sendo que, neste Estado, 56% dos municípios são abastecidos com águas subterrâneas. Tendo em vista a importância do SASG para o estado e seu elevado potencial de abastecimento humano, o trabalho tem como objetivo estimar a recarga média anual do Aquífero Serra Geral no estado do Paraná, utilizando o método indireto do balanço hídrico, a partir de dados de precipitação, evapotranspiração e características físicas (tipo de solo, topografia e uso do solo) da área de estudo.

**Ludimila de Oliveira de Amorim e outros autores** trazem uma avaliação das atividades de extração de areia nas regiões administrativas de Cruz das Almas e Santo Antônio de Jesus, compostas por um total de 23 municípios localizados no Recôncavo Baiano - BA, visando identificar as principais lavras das regiões, a relação entre a qualidade da areia e as formações pedológicas e geológicas, e os impactos ocasionados por esta atividade.

**Ludmila Carvalho Neves e outros autores** abordaram os fundamentos dos biorreatores de membrana (BRM) bem como trouxeram à exposição para os leitores as condições operacionais que ditam o bom desempenho do sistema. Por fim, ressalta-se que os estudos nessa temática são fundamentais para ampla inserção dos BRMs nas estações de tratamento brasileiras.

**Wilma Izabelly Ananias Gomes e outros autores** avaliaram qual tipo de ferramenta, se a baseada na bioindicação das larvas de Chironomidae, ou a baseada no Índice de Estado Trófico, é mais eficiente na avaliação da

qualidade da água de reservatórios. O estudo foi realizado em seis reservatórios no semiárido brasileiro: Poções, Cordeiro e Sumé (Bacia do Rio Paraíba- PB) e Cruzeta, Passagem das Traíras e Sabugí (Bacia do Rio Piranhas-Assú- RN).

**Lidinalva Rufino dos Santos e outros autores** ressaltam que os seres humanos têm direito garantido a moradia digna e de qualidade e quando isto lhes é negado fere-se um direito constitucional. O interesse pela realização dessa pesquisa na região do Bairro Santa Cruz, localizado às margens do Córrego Bezerra foi devido ao fato de se tratar de uma área de fundo de vale, que segundo o Plano Diretor (CASCAVEL, 2004) de preservação ambiental. O trabalho tem por objetivo contribuir para o entendimento da pobreza urbana e degradação ambiental no Bairro Santa Cruz, Cascavel- PR.

*Irene Carniatto*  
*Mauri José Schneider*  
*Aline Costa Gonzalez*



## **REFERÊNCIAS**

BRITO, Gláucia da Silva; PURIFICAÇÃO, Ivonélia da. **Educação e Novas Tecnologias – um Re-pensar**. Curitiba: Ibplex, 2006.

CARNIATTO, Irene. **A Formação do Sujeito Professor**. Cascavel: Edunioeste, 2002.

FREIRE, Paulo. **Pedagogia da Autonomia**. São Paulo: Paz e Terra, 1996.

KNELLER, George F. **A Ciência Como Atividade Humana**. Rio de Janeiro: Zahar; São Paulo: USP, 1980.

MORAN, José Manuel. **A Educação que Desejamos – Novos Desafios e Como Chegar Lá**. São Paulo: Papirus, 2007.

## SUMÁRIO

### Capítulo I

#### CRESCIMENTO DE PLANTAS DE SALVIA SUBMETIDAS AO ESTRESSE POR ALUMÍNIO

Lavine Silva Matos, Gilvanda Leão dos Anjos, Rogério Maurício Oliveira, Elves de Almeida Souza e Anacleto Ranulfo dos Santos.....11

### Capítulo II

#### LEVANTAMENTO DE ASPECTOS AMBIENTAIS: APRESENTAÇÃO DE UMA MATRIZ PARA OBRAS CIVIS NO ATENDIMENTO À POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Jose Luiz Borja Fernandez e Cristina Maria Dacach Fernandez Marchi.....21

### Capítulo III

#### CIANO BACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM MANANCIAS DE ABASTECIMENTO: IMPLICAÇÕES NO TRATAMENTO DA ÁGUA

Patrícia Silva Cruz, Leandro Gomes Viana, Tatiany Liberal Dias Chaves, Daniely de Lucena Silva e José Etham de Lucena Barbosa.....37

### Capítulo IV

#### CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL E ECOLÓGICA DE ECOSISTEMAS ESTUARINOS TROPICAIS

Monalisa dos Santos Olímpio, Kelly Marcelle Cunha Silva Canuto, Climélia da Silva Nóbrega, Carlinda Raily Ferreira Medeiros, Wilma Izabelly Ananias Gomes e Joseline Molozzi.....47

### Capítulo V

#### TEOR E ACÚMULO DE NPK EM MANJERICÃO CULTIVADO SOB ESTRESSE POR ALUMÍNIO

Lavine Silva Matos, Diego dos Santos Souza, Nafez Souza Bitencourt, Elves de Almeida Souza e Rogério Maurício Oliveira.....58

### Capítulo VI

#### ESTIMATIVA DE RECARGA DO SISTEMA AQUÍFERO SERRA GERAL NO PARANÁ UTILIZANDO BALANÇO HÍDRICO

Vinícius Menezes Borges, Gustavo Barbosa Athayde, Pedro Antônio Roehe Reginato e Tuane de Oliveira Dutra.....68

### Capítulo VII

#### MINERAÇÃO DE AREIA NO RECÔNCAVO BAIANO: ASPECTOS GEOLÓGICOS E AMBIENTAIS

Ludimila de Oliveira de Amorim, Thomas Vincent Gloaguen, Brenner Biasi Sousa Silva e Samile Raiza Carvalho Matos.....79

### Capítulo VIII

#### BIORREATOR DE MEMBRANA: ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIAS DE PAPEL E CELULOSE

Ludmila Carvalho Neves, Jeanette Beber de Souza e Carlos Magno de Sousa Vidal.....90

### Capítulo IX

#### CHIRONOMIDAE (DIPTERA) E O ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO: QUAIS FERRAMENTAS SÃO MAIS EFICIENTES PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO NEOTROPICAL?

Wilma Izabelly Ananias Gomes, Daniele Jovem da Silva Azevêdo, José Etham de Lucena Barbosa e Joseline Molozzi.....110

### Capítulo X

#### DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E POBREZA URBANA NAS MARGENS DO CÓRREGO BEZERRA – CASCAVEL – PR

Lidinalva Rufino Dos Santos, Adelar José Valdameri e Irene Carniatto.....119

**CRESCIMENTO DE PLANTAS DE SALVIA  
SUBMETIDAS AO ESTRESSE POR ALUMÍNIO**

---

**Lavine Silva Matos  
Gilvanda Leão dos Anjos  
Rogério Maurício Oliveira  
Elves de Almeida Souza  
Anacleto Ranulfo dos Santos**

## CRESCIMENTO DE PLANTAS DE SALVIA SUBMETIDAS AO ESTRESSE POR ALUMÍNIO

### **Lavine Silva Matos**

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Campus Sede, Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas – SQE.

Cruz das Almas - BA

### **Gilvanda Leão dos Anjos**

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Campus Sede, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas.

Cruz das Almas - BA

### **Rogério Maurício Oliveira**

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Campus Sede, Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas – SQE.

Cruz das Almas - BA

### **Elves de Almeida Souza**

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Campus Sede, Núcleo de Engenharia de Água e Solo – NEAS.

Cruz das Almas - BA

### **Anacleto Ranulfo dos Santos**

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Campus Sede, Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas – SQE.

Cruz das Almas - BA

**RESUMO** : Objetivou-se avaliar o crescimento e rendimento de fitomassa da sálvia submetida a concentrações de alumínio em solução nutritiva. O estudo foi realizado em casa de vegetação no Campus da UFRB, no município de Cruz das Almas-BA. As plantas foram cultivadas em sistema hidropônico e os tratamentos foram constituídos de cinco doses de alumínio (0; 27; 54; 81 e 108 mg L<sup>-1</sup> de Al<sup>+3</sup>). O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado (DIC) com quatro repetições. Aos 40 dias as plantas foram avaliadas e os resultados evidenciaram que os parâmetros número de folhas, área foliar, área foliar específica e razão de área foliar foram afetadas pelas doses de alumínio utilizadas.

**PALAVRAS-CHAVE:** alumínio, *Salvia officinalis* L., plantas medicinais.

## 1. INTRODUÇÃO

Conhecida popularmente como salva, salva-das-boticas, salvados-jardins a sálvia (*Salvia officinalis* L.), é uma espécie da família Lamiaceae, originária da região meridional da Europa. O uso das folhas e inflorescências da sálvia

com intuito medicinal vem desde a Idade Média, para curar inflamações na boca e garganta, gengivites, micoses, aliviar reações alérgicas advindas de picadas de insetos, auxiliar na digestão, insônia e descongestionar as vias respiratórias (SILVA, 2013).

Entre os principais fatores físicos do ambiente que afetam o crescimento e desenvolvimento vegetal destacam-se a disponibilidade da radiação luminosa, água, temperatura, e nutrientes. A toxicidade do alumínio é um das principais causas que limitam o desenvolvimento dos cultivos agrícolas em solos ácidos, dessa forma a investigação de mecanismos de tolerância, como as bases genéticas deste elemento, vem recebendo merecida atenção pela pesquisa científica. Inclusive, o alumínio pode dificultar a absorção de água e dos nutrientes em função do encurtamento do sistema radicular total (GIANNAKOULA et al., 2008).

Em geral, as plantas medicinais têm ciclo curto, crescimento rápido e são colhidas em grandes quantidades, necessitando, portanto, de suplementação dos nutrientes, o seu fornecimento em dose adequada favorece o desenvolvimento do sistema radicular, aumentando a absorção de água e nutrientes. O sintoma primário e mais evidente da toxicidade do alumínio em vegetais é a inibição do alongamento radicular. Plantas intoxicadas pelo Al apresentam menores teores de quase todos os macro e micronutrientes, em maior ou menor intensidade, dependendo do elemento e das espécies estudadas (FURLANI, 2004).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de diferentes concentrações de alumínio ( $Al^{3+}$ ), em solução nutritiva, no crescimento e rendimento de massa seca das plantas de sálvia.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB, em Cruz das Almas, no período de dezembro de 2014 a fevereiro de 2015. As sementes de sálvia foram germinadas em recipiente contendo 1 dm<sup>3</sup> de areia lavada, onde ficaram até o final do experimento.

Após a emergência, foi realizado o desbaste para que permanecesse uma planta por recipiente e, aos 10 (dez) dias após a emergência (DAE), as plântulas foram irrigadas diariamente passando a receber a solução nutritiva de Hoagland & Arnon (1950) com força iônica total. Aos 20 DAE, iniciou-se os tratamentos em que as plantas receberam solução nutritiva completa modificada em função dos tratamentos: T1 = 0; T2 = 27; T3 = 54; T4 = 81 e T5 = 108 mg  $Al^{3+}$  L<sup>-1</sup>. A fonte de alumínio utilizada foi o Cloreto de Alumínio ( $AlCl_3$ ) e no preparo da solução nutritiva, a concentração de fósforo (P) foi reduzida em 10 (dez) vezes, evitando, dessa forma, que houvesse a complexação do alumínio (Tabela 1).

**Tabela 1:** Volumes (ml) retirados das respectivas soluções estoque para formar 1L de solução nutritiva modificada, de acordo com os respectivos tratamentos com as concentrações de alumínio.

Solução Estoque (Mol L <sup>-1</sup> ) 1)	Concentração de alumínio (mg L <sup>-1</sup> )				
	0	27	54	81	108
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
KNO <sub>3</sub>	5	5	5	5	5
Ca (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	5	5	5	5	5
MgSO <sub>4</sub>	2	2	2	2	2
KCl	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
AlCl <sub>3</sub>	0	1	2	3	4
Micronutrientes*	1	1	1	1	1
Ferro-EDTA**	1	1	1	1	1

\*Solução de Ferro-EDTA: Foram dissolvidos 26,1g de EDTA dissódico em 286 mL de NaOH 1N + 24,9g de FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O e aerado por uma noite. \*\*Solução de micronutrientes (g/L): H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> = 2,86; MnCl<sub>2</sub> 4H<sub>2</sub>O = 1,81; ZnCl<sub>2</sub> = 0,10; CuCl<sub>2</sub> = 0,04; H<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub> H<sub>2</sub>O = 0,02.

A tabela 2 apresenta os valores de pH, condutividade elétrica e pressão osmótica da solução nutritiva modificada utilizada durante o estudo.

**Tabela 2:** Valores de pH, condutividade elétrica e pressão osmótica das soluções nutritivas

Variável	Concentração de alumínio mg L <sup>-1</sup>				
	0	27	54	81	108
pH	5,10	3,59	3,63	3,51	3,63
CE	2,30	2,49	2,54	2,77	3,00
PO	0,76	0,81	0,84	0,91	1,05

pH- Potencial hidrogeniônico; PO- Pressão osmótica (atm); CE- Condutividade elétrica em miliSiemens por centímetro (mS cm<sup>-1</sup>).

As plantas de sálvia foram cultivadas por 40 dias e avaliaram-se os seguintes parâmetros: volume de raiz (VR), número de folhas (NF), altura da planta (AP), diâmetro da haste (DH). O n<sup>o</sup> de folhas foi determinado através de contagem direta. Para determinar a altura da planta foi utilizada uma régua graduada. O volume de raiz foi aferido com a imersão do sistema radicular em um béquer com volume de água conhecido. O diâmetro da haste foi determinado com auxílio de paquímetro digital. Após a secagem do material vegetal em estufa de circulação de ar forçada (65<sup>o</sup>C) por 72h, foram obtidos os valores de: matéria seca total, da parte aérea, folhas, hastes e raízes (MST, MSPA, MSF, MSH, MSR) e relação raiz/parte aérea (R/PA). Tais valores foram encontrados utilizando-se balança de precisão com 03 (três) casas.

A área foliar (AF) determinou-se pelo método dos discos, que relaciona a área do disco (conhecida) à matéria seca total da folhas e à matéria seca dos discos. A área foliar específica (AFE) relaciona a superfície (área foliar) com a matéria seca das folhas. A razão da área foliar (RAF) representa a relação entre a área foliar e o peso seco total da planta, e a razão do peso foliar (RPF)

é a razão entre a matéria seca das folhas e a matéria seca total da plantas. O parâmetro relação raiz/parte aérea é calculado dividindo-se a massa da matéria seca das raízes pela da parte aérea, e a relação parte aérea/diâmetro é encontrada pela razão entre a altura da planta e o diâmetro do caule (PEIXOTO et al., 2011).

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado (DIC), com quatro repetições, e os resultados foram submetidos à análise de variância utilizando-se o programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011). A partir do nível de significância foi aplicado o teste de regressão a 5% de probabilidade para identificar o efeito das doses de alumínio.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Verificou-se efeito significativo devido às doses de alumínio ( $p < 0,05$ ) pelo teste F da análise de variância para os parâmetros área foliar, número de folhas, razão de área foliar e área foliar específica das plantas de sálvia (Tabela 2).

**Tabela 2:** Resumo da análise de variância (quadrado médio) para os parâmetros: número de folhas (NF), área foliar (AF), área foliar específica (AFE), razão de área foliar (RAF), altura da planta (AP) e diâmetro do caule (DC) das plantas de sálvia (*Salvia officinalis* L.) cultivadas sob concentrações de alumínio.

Fontes de Variação	NF	AF	AFE	RAF	AP	DC
TRAT	91.825000*	5.963283*	0.191172*	0.019998*	1.043750 <sup>ns</sup>	0.003250 <sup>ns</sup>
Resíduo	23.816667	1.209876	0.034430	0.003528	10.075000	0.011500
CV (%)	25.89	16.47	16.46	16.59	18.24	18.98
Media geral	18.85000	6.677350	1.127600	0.358050	17.40000	0.56500

TRAT – dose de alumínio; <sup>ns</sup> – não significativo; \* – significativo ao nível de 5% pelo teste F.

Não apresentaram diferença estatística ( $p < 0,05$ ) devido aos tratamentos os parâmetros altura da planta, diâmetro do caule, massa seca das raízes, hastes, folhas, parte aérea e total, relação raiz/parte aérea e razão de peso foliar das plantas de sálvia (Tabela 2 e 3).



**Tabela 3:** Resumo da análise de variância (quadrado médio) para os parâmetros: seca das raízes, hastes, folhas, parte aérea e total (MSR, MSH, MSF, MSPA e MST), relação raiz/parte aérea (R/PA) e razão de peso foliar (RPF) das plantas de sálvia (*Salvia officinalis* L.) cultivadas sob concentrações de alumínio.

Fontes de Variação	MSR	MSH	MSF	MSPA	MST	R/PA	RPF
TRAT	0.089968 <sup>ns</sup>	0.080400 <sup>ns</sup>	0.015775 <sup>ns</sup>	0.098400 <sup>ns</sup>	0.349618 <sup>ns</sup>	0.000213 <sup>ns</sup>	0.000112 <sup>ns</sup>
Resíduo	0.081123	0.036158	0.024073	0.081878	0.220015	0.000622	0.000041
CV (%)	4.04	3.34	2.62	2.46	2.51	4.10	2.03
Media geral	7.05800	5.69750	5.93000	11.62750	18.68550	0.60750	0.317450

TRAT – dose de alumínio; <sup>ns</sup> – não significativo; \* – significativo ao nível de 5% pelo teste F.

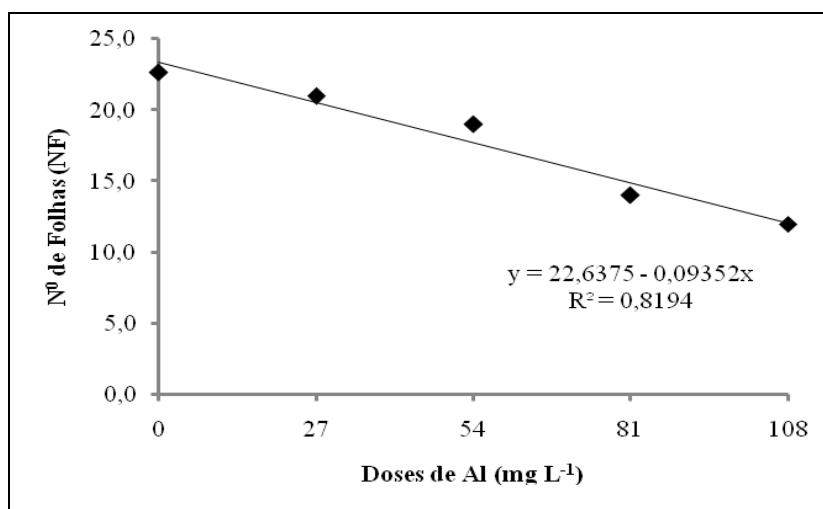
O alumínio compõe mais de 7% da crosta terrestre e é o terceiro elemento mais abundante depois do oxigênio e silício. Raízes de plantas estão quase sempre expostas ao alumínio em alguma forma. O Al é absorvido predominantemente na forma do íon trivalente ( $Al^{3+}$ ) (ou mais corretamente  $Al(OH)_6^{3+}$ ). A maior parte do Al que penetra nas raízes fica retida nas paredes celulares (cerca de 99% do total) pelas cargas negativas de grupos carboxílicos livres de pectinas ou precipita na forma de fosfato de Al.

A reduzida mobilidade do íon alumínio nas plantas ocasiona maiores efeitos nas raízes, e também influenciam a absorção dos elementos essenciais, como fósforo, cálcio e magnésio, por exemplo. A acidez do solo torna o alumínio disponível para atuar nas raízes da maioria das culturas, já que o alto nível de acidez no solo acaba resultando na dissolução de argilominerais e óxidos de alumínio, resultando no surgimento da forma trocável, sendo a disponibilidade deste elemento, para algumas espécies, um fator que limita a produtividade da cultura, em solos ácidos.

O acúmulo de alumínio ocorre, principalmente, no sistema radicular das plantas, reduzindo então seu crescimento e desenvolvimento, causando um aumento no diâmetro das raízes e diminuição do número de raízes laterais. O sintoma mais expressivo do efeito prejudicial dos níveis tóxicos de alumínio é a diminuição no crescimento do sistema radicular de plantas sensíveis, o que impossibilita a planta de obter água e nutrientes em profundidade pelo seu enraizamento superficial.

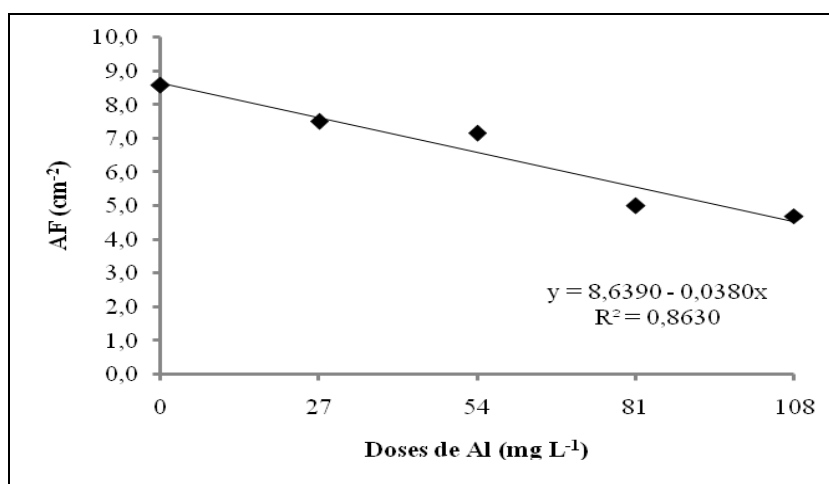
O número de folhas (NF) da sálvia apresentou melhor ajuste ao modelo de regressão polinomial linear decrescente, resultando na redução dos valores desta variável com o incremento das doses de alumínio na solução nutritiva (Figura 1). Assim, a dose de  $108 \text{ mg L}^{-1}$  de  $Al^{+3}$  apresentou 12 folhas, o que corresponde a uma redução de 91,6% no número de folhas quando comparada a dose zero de Al, que apresentou 23 folhas.

**Figura 1:** Número de folhas (NF) das plantas de sálvia (*Salvia officinalis* L.) submetidas a doses de alumínio na solução nutritiva.



De acordo com a figura 2 a área foliar (AF) das plantas de sálvia apresentou melhor ajuste ao modelo de regressão polinomial linear decrescente, resultando na redução dos valores desta variável com o incremento das doses de alumínio na solução nutritiva. Assim, a dose de 108 mg L<sup>-1</sup> de Al<sup>+3</sup> apresentou AF de 4,7 cm<sup>2</sup>, o que corresponde a uma redução de 82,6% na área foliar quando comparada a dose zero de Al, que foi de 8,6 cm<sup>2</sup>.

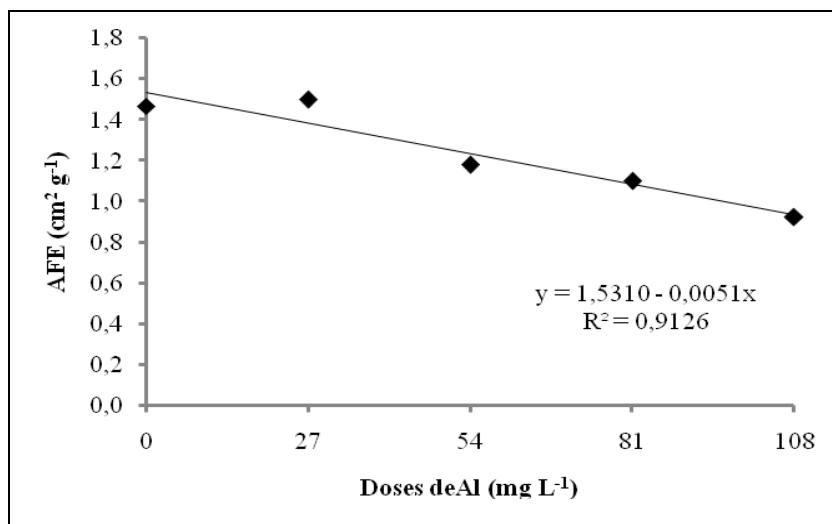
**Figura 2:** Área foliar (AF) das plantas de sálvia (*Salvia officinalis* L.) submetidas a doses de alumínio na solução nutritiva.



A figura 3 apresenta área foliar específica (AFE) da sálvia que apresentou melhor ajuste ao modelo de regressão polinomial linear decrescente, resultando na redução dos valores desta variável com o incremento da concentração de alumínio na solução nutritiva. A dose de

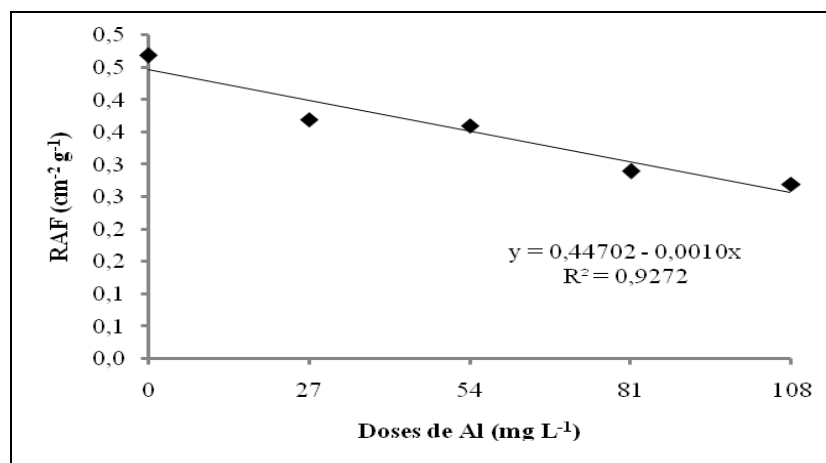
108 mg L<sup>-1</sup> de Al<sup>+3</sup> apresentou AFE de 0,92 cm<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>, o que corresponde a uma redução na área foliar específica de 59,7% quando comparada a dose zero de Al, que apresentou 1,47 cm<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>.

**Figura 3:** Área foliar específica (AFE) das plantas de sálvia (*Salvia officinalis* L.) submetidas a doses de alumínio na solução nutritiva.



A razão de área foliar (RAF) da sálvia que apresentou melhor ajuste ao modelo de regressão polinomial linear decrescente, resultando na redução dos valores desta variável com o incremento da concentração de alumínio na solução nutritiva (Figura 4). A dose de 108 mg L<sup>-1</sup> de Al<sup>+3</sup> apresentou razão de área foliar de 0,27 cm<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>, o que corresponde a uma redução de 59,7% nessa variável quando comparada a dose zero de Al, que foi de 0,47 cm<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>.

**Figura 4:** Razão de área foliar (RAF) das plantas de sálvia (*Salvia officinalis* L.) submetidas a doses de alumínio na solução nutritiva.



#### 4. CONCLUSÕES

A presença do alumínio na solução nutritiva afetou os parâmetros número de folhas, área foliar, área foliar específica e razão de área foliar das plantas de sálvia.

Os parâmetros altura da planta, diâmetro do caule, massa seca das folhas, hastes, parte aérea, raízes e total, a relação raiz/parte aérea e a razão de peso foliar não apresentaram diferença estatística em função dos tratamentos.

#### AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB).

#### REFERÊNCIAS

- FERREIRA, Daniel Furtado. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciênc. agrotec.**[online]. 2011, vol.35, n.6, pp.1039-1042. ISSN 1413-7054.
- FURLANI, A. M. *Nutrição mineral*. In: KERBAY, G. B. (Ed.). **Fisiologia vegetal**, Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2004. p. 40-75.
- HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. The water culture method for growing plants without soils. Berkeley: **California Agricultural Experimental Station**, 347p. 1950.
- GIANNAKOULA, A. et al. Aluminum tolerance in maize is correlated with increased levels of mineral nutrients, carbohydrates and proline, and decreased levels of lipid peroxidation and al accumulation. **Jornal of Plant Physiology**, v.165, n.4, p.385-396, 2008.
- PEIXOTO, C. P.; CRUZ, T. V.; PEIXOTO, M. F. S. Análise quantitativa do crescimento de plantas: Conceitos e Prática. **Enciclopédia Biosfera**, v. 7, p. 51-76, 2011.
- SILVA, F. B. da. Potencial antimicrobiano da *Salvia Officinalis* L. na Odontologia [manuscrito] / Francisco Benício da Silva. – 2013. 37 f.

**ABSTRACT:** The objective of this study was to evaluate the growth and yield of sage biomass submitted to aluminum concentrations in nutrient solution. The study was carried out in a greenhouse at the UFRB Campus, in the city of Cruz das Almas-BA. The plants were cultivated in a hydroponic system and the treatments consisted of five doses of aluminum (0, 27, 54, 81 and 108 mg L<sup>-1</sup> of Al + 3). The experimental design was completely randomized (DIC) with four replicates. At 40 days the plants were evaluated and the results showed that the parameters number of leaves, leaf area, specific leaf area and leaf area ratio were affected by the doses of aluminum used.

**KEYWORDS:** aluminum, *Salvia officinalis* L., medicinal plants.

### **LEVANTAMENTO DE ASPECTOS AMBIENTAIS: APRESENTAÇÃO DE UMA MATRIZ PARA OBRAS CIVIS NO ATENDIMENTO À POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS**

---

**Jose Luiz Borja Fernandez  
Cristina Maria Dacach Fernandez Marchi**

# LEVANTAMENTO DE ASPECTOS AMBIENTAIS: APRESENTAÇÃO DE UMA MATRIZ PARA OBRAS CIVIS NO ATENDIMENTO À POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

## **Jose Luiz Borja Fernandez**

Engenheiro Civil

Professor da Universidade Católica do Salvador

Aluno do Mestrado Profissional em Planejamento Ambiental da Universidade Católica do Salvador

E-mail: joselbf@hotmail.com

## **Cristina Maria Dacach Fernandez Marchi**

Administradora

Mestre em Planejamento Urbano

Doutora em Geologia

Professora do Programa de Pós graduação em Planejamento Ambiental da Universidade Católica do Salvador.

E-mail: cristina.marchi@ucsal.br

**RESUMO:** A concepção da responsabilidade socioambiental vem se aprimorando ao longo do tempo. Lentamente, ações inerentes a esta concepção vêm influenciando o comportamento organizacional. A responsabilidade socioambiental está vinculada ao comprometimento permanente das organizações e da sociedade civil na adoção de práticas que minimizem impactos ambientais, auxiliando o poder público na preservação do meio ambiente. A gestão ambiental empresarial será uma das ferramentas de auxílio para a responsabilidade socioambiental. A metodologia utilizada caracteriza-se como descritiva, de cunho bibliográfico. Visando atender aos preceitos da gestão ambiental empresarial, este trabalho desenvolveu uma matriz com o objetivo de sistematizar as informações obtidas durante a realização de uma Avaliação Ambiental Inicial – AAI em uma obra civil, observando os princípios IV e V da Lei 12305/2010. As atitudes empresariais relacionadas à preservação no meio ambiente dificilmente surgem de maneira voluntária, a parceria com governo e sociedade se faz necessária, pois a pressão para mudanças aumenta a cada dia.

**PALAVRAS-CHAVE:** Construção Civil, Resíduos Sólidos, Lei 12305/2010

## **1. INTRODUÇÃO**

A concepção da responsabilidade socioambiental vem se aprimorando ao longo do tempo. Lentamente, ações inerentes a esta concepção vêm influenciando o comportamento organizacional. A responsabilidade

socioambiental está vinculada ao comprometimento permanente das organizações e da sociedade civil na adoção de práticas que minimizem impactos ambientais, auxiliando o poder público na preservação do meio ambiente.

Ao longo dos anos, diversas ferramentas foram criadas para auxiliar as empresas a administrarem com foco na responsabilidade socioambiental. Este esforço para o compartilhamento de ações entre empresas, poder público e sociedade não é uma novidade. A Organização das Nações Unidas, em 22 de novembro de 1965 criou o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD). Há mais de quarenta anos este Programa vem promovendo parcerias entre governos, iniciativa privada e sociedade civil em inúmeros países, visando o desenvolvimento sustentável para combater a pobreza, a poluição ambiental e a mudança climática. Buscando conectar os países para difundir conhecimentos, experiências e recursos, e tenta fortalecer capacidades locais e proporcionar acesso a seus recursos humanos, técnicos e financeiros, à cooperação externa.

Dentro da perspectiva da cooperação externa, segundo o Relatório Nosso Futuro Comum, algumas medidas devem ser tomadas pelos países para a promoção da responsabilidade socioambiental: Adoção da estratégia de desenvolvimento sustentável pelos órgãos e instituições internacionais de financiamento; Banimento das guerras; Proteção pela comunidade internacional de ecossistemas supranacionais como: Antártica, oceanos, Amazônia; e Implantação de um programa de desenvolvimento sustentável pela Organização das Nações Unidas.

Neste contexto a Gestão Ambiental, praticada por organizações com preocupações e práticas socioambientais tem um importante papel para o caminho do desenvolvimento sustentável. Esta forma de desenvolvimento não ignora aspectos sociais, culturais e ambientais, tampouco prioriza o lucro. Desde o início dos anos 90, se preconizava que as organizações trilhassem um caminho sustentável. Uma iniciativa desenvolvida pela ONU, o Pacto Global, conclama a comunidade empresarial internacional para a adoção, em suas práticas de negócios, de valores fundamentais e internacionalmente aceitos nas áreas de direitos humanos, relações de trabalho, meio ambiente e combate à corrupção.

O Pacto Global advoga dez Princípios Universais, que visam fornecer diretrizes para que as organizações possam promover crescimento sustentável e cidadania (ONU, 2009). O objetivo principal do Pacto Global é encorajar o alinhamento das políticas e práticas empresariais com os valores e os objetivos aplicáveis internacionalmente e universalmente acordados, fortalecendo ideias e pondo-as em ação, a fim de promover a minimização dos impactos ambientais no planeta.

Ao longo dos anos, inúmeros questionamentos sobre a lógica neoliberal de desenvolvimento foram levantados. No modelo neoliberal, o



desenvolvimento é visto como estágio mais avançado dentro de um processo evolutivo linear, o qual todos os países inseridos na sociedade capitalista e no mercado globalizado alcançariam caso aplicassem a fórmula preconizada por este receituário. Desenvolvimento, sobretudo baseado na ideia de difusão dos padrões de consumo dos países ricos do norte para os países pobres do sul. Paulatinamente, a democratização dos debates acerca de uma série de outras questões relativas aos aspectos sociais, culturais e ambientais foram se impondo, se ampliando, dando lugar a uma nova massa crítica.

Essa transformação se aplica como um desafio maior para as organizações, um processo de alteração causado por um novo consumidor, que exerce pressão pelo desenvolvimento de produtos e serviços de forma responsável, trazendo sistematicamente, progressivamente, mudanças no ambiente de negócios. A adesão das organizações ao Pacto Global é uma das respostas à mudança de paradigmas. A busca por métodos facilitadores para a implantação da gestão social empresarial é constante.

Em novembro de 2014, durante a Cúpula do Clima da Organização das Nações Unidas, o Ministério do Meio Ambiente Brasileiro admitiu que a sustentabilidade urbana é uma questão essencial para melhorar a qualidade de vida da população e das cidades. Para este Ministério é importante introduzir variáveis ambientais ao tratar de mobilidade urbana e de critérios de construção, além de investir em tecnologias de baixo custo para reduzir a geração dos resíduos e a poluição (VALOR ECONOMICO, 2014).

Critérios de construção podem ser entendidos como a forma de manejo das técnicas e da gestão durante o desenvolvimento de uma obra civil. Quanto à gestão, quando esta não se insere no processo adequado de planejar, organizar, executar e controlar, causa impactos negativos à empresa, aos empregados e ao meio ambiente. Um dos impactos negativo sistematicamente levantado é a grande quantidade de resíduos de construção civil e demolição - RCD gerada, principalmente aquele relacionado às obras informais e de pequeno porte.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei 12305/2010, deixa clara a responsabilidade de todos no gerenciamento dos resíduos, quer seja das prefeituras, da iniciativa privada ou do cidadão. Neste sentido, as empresas não podem se furtar de planejar a destinação adequada para os seus rejeitos.

Dentro desse contexto, este capítulo busca abordar questões pertinentes ao desenvolvimento sustentável e a redução de impactos ambientais, como a apresentação de uma matriz para identificação de aspectos ambientais para obras de pequeno porte do setor da construção civil, visando ao atendimento do que determina o Princípio IV - o desenvolvimento sustentável e o Princípio V - a ecoeficiência, mediante a compatibilização entre o fornecimento, a preços competitivos, de bens e serviços qualificados que satisfaçam as necessidades humanas e tragam qualidade de vida e a redução

do impacto ambiental e do consumo de recursos naturais a um nível, no mínimo, equivalente à capacidade de sustentação estimada do planeta.

Assim, este capítulo toma como premissa a gestão ambiental empresarial e objetiva apresentar uma metodologia para identificação de aspectos ambientais para obras de pequeno porte da construção civil.

## 2. MÉTODO UTILIZADO

O presente estudo caracteriza-se como descritivo simples, exploratório, de cunho bibliográfico.

A primeira fase para a construção de critérios de identificação de aspectos ambientais utilizou método de checagem das atividades de cada etapa de uma obra civil, visando identificar as ações que causadoras de possíveis impactos ao meio ambiente.

A segunda fase se constituiu na identificação dos aspectos ambientais de cada atividade levantada anteriormente. Posteriormente, os elementos de saída (resíduos) foram categorizados como benéficos (+) ou adversos (-). Os elementos de saída adversos eleitos, ou seja, aqueles que podem promover possíveis malefícios ao meio ambiente, foram: solo, brita, madeira, blocos de cerâmica, fio, vidro, dentre outros.

Na última etapa, foi desenvolvido quadro de critérios para identificação dos aspectos ambientais de uma empresa de construção civil (Quadro 1).

**Quadro 1** – Critérios para identificação dos aspectos ambientais de uma empresa de construção civil

<b>N</b>	<b>Etapas da Obra</b>	<b>Materiais</b>	<b>Equipamentos</b>	<b>Resíduos Gerados</b>
<b>1.</b>	<b>Serviços Preliminares</b>			
<b>1.1</b>	<b>Limpeza do Terreno</b>		Pá Carregadeira e Caminhão Basculante	Solo e vegetação
<b>1.2</b>	<b>Terraplenagem e escavação</b>		Pá Carregadeira, retro Escavadeira e Caminhão Basculante.	Solo e rocha
<b>1.3</b>	<b>Instalação do Canteiro</b>	Madeira, cimento, areia, brita, fios e cabos, louças sanitária, metais e telha	Serra Elétrica e Furadeira	Madeira, cimento, fios e cabos, papel, papelão e plástico
<b>2.</b>	<b>Infra Estrutura</b>			
<b>2.1</b>	<b>Fundação</b>	Madeira, cimento, areia, brita e ferro	Bate estacas, máquina poli corte	Madeira, Cimento, areia, brita, ferro, papel e papelão
<b>3.</b>	<b>Supra estrutura</b>			

3.1	<b>Estrutura</b>	Madeira, cimento, areia, brita, Ferro	Máquina poli corte, betoneira	Madeira, Cimento, areia, brita, ferro, papel e papelão
3.2	<b>Paredes</b>	Bloco cerâmico, bloco de concreto, cimento, areia e arenoso	Máquina serra mármore e betoneira	Bloco, cimento, areia, arenoso, papel e papelão
4.	<b>Esquadrias</b>	Alumínio e vidro		Alumínio e vidro
5.	<b>Revestimento</b>			
5.1	<b>Chapisco, Emboço e Reboco.</b>	Cimento, areia, aditivo.	Betoneira	Argamassa, areia, aditivo
5.2	<b>Piso e Revestimento (cerâmico, Soleira, Peitoril, rodapé)</b>	Cimento, areia, argamassa, piso e revestimento cerâmico	Betoneira, serra mármore	Cimento, areia, argamassa, piso e revestimento cerâmico, papel e papelão
6.	<b>Instalações hidro sanitárias</b>	Tubos e conexões de PVC, Registros, louças e metais		Tubos, conexões, papel, papelão e plástico
7.	<b>Instalações Elétricas</b>	Fios e cabos de cobre, Eletrodutos (rígido e flexível), tomadas e disjuntores.		Fios e cabos de cobre, eletrodutos, plástico, papel e papelão
8.	<b>Forro</b>	Gesso		Gesso
9.	<b>Pintura (Interna e Externa)</b>	Selador, solvente, tinta, massa corrida, textura.		Selador, solvente, tinta e textura, embalagens plástica e metálica.
10.	<b>Cobertura</b>	Madeira e telha	Serra Elétrica e Furadeira	Madeira e telha

Fonte: Elaboração dos autores (2016)

A partir da identificação dos aspectos ambientais foram indicadas melhorias nas práticas das atividades de uma obra civil.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este trabalho toma como premissa a gestão ambiental empresarial e busca apresentar uma metodologia para identificação dos aspectos ambientais de uma obra de pequeno porte da construção civil.

Aspectos ambientais, para este trabalho, são considerados como aqueles elementos das atividades, produtos ou serviços de uma organização que podem interagir com o meio ambiente, causando ou podendo causar impactos ambientais, positivos ou negativos. Uma das maneiras de realizar a identificação dos aspectos ambientais pode ser a construção de uma matriz que relacione os aspectos e impactos ambientais em cada etapa do processo produtivo. Esta ferramenta auxilia também na classificação e determinação de

sua significância.

A gestão ambiental empresarial tem como diretrizes atividades administrativas, tais como: o planejamento, o controle, o direcionamento. Ferramentas que objetivam a diminuição de mudanças no meio ambiente natural. Conforme Barbieri (2011) existem três diferentes abordagens para a gestão ambiental nas empresas, a do Controle da Poluição, a da Prevenção da Poluição e a da Estratégica. O controle da poluição consiste em instituir parâmetros para anular os efeitos da poluição, atendendo as especificações dos instrumentos de comando e controle, a prevenção da poluição tem dois vieses, o controle da poluição e o uso sustentável dos recursos, as empresas atuam de forma a minimizar ou eliminar os rejeitos na fonte dos produtos e/ou serviços e os rejeitos não eliminados terão de ser tratados e descartados de acordo com a tecnologia de controle da poluição. Finalmente, a estratégia se configura como uma visão vantajosa para as empresas, como produtividade aumentada, imagem institucional melhorada, renovação do portfólio, entre outras. Essas ferramentas auxiliam a gestão ambiental empresarial, que tem como consequência a diminuição das implicações negativas no meio ambiente.

Um impacto negativo ambiental que pode ser exemplificado é o volume de resíduos sólidos gerados por empresas do setor da construção civil, que vem se agravando pela ausência de planos de gestão de resíduos sólidos e a falta de informação dos ganhos econômicos que a reutilização de RCD pode agregar aos empreendimentos.

A PNRS distingue resíduos de rejeitos, identificando os resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania. Conceitua rejeitos como,

... resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada. (BRASIL, 2010, p.2).

Para efeito deste marco regulatório, os resíduos da construção civil são os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos.

A Lei 12.305 estabelece princípios e objetivos, Capítulo II, para a redução do volume de resíduos enviados para a destinação final, destacam-se, por ordem de prioridade, a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada; Incentivo a indústria de reciclagem, tendo em vista fomentar o uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e reciclados; prioridade, nas aquisições e contratações governamentais, para: a) produtos reciclados e recicláveis; b) bens, serviços e obras que considerem critérios

compatíveis com padrões de consumo social e ambientalmente sustentáveis.

Apesar dos RCD terem baixo risco ambiental, impactando o meio ambiente com intensidade menor que os resíduos orgânicos, devido as suas características químicas e minerais serem semelhantes aos agregados naturais, produz grande volume de rejeitos e, conseqüentemente, alguns problemas ambientais são gerados.

Um desses problemas é a incapacidade dos municípios brasileiros de gerenciar os volumes dos resíduos sólidos urbanos. O resíduo sólido urbano disperso nas vias públicas das cidades brasileiras ocupa posição de destaque como fator de risco para doenças infecciosas e parasitárias, causando dentre outros impactos negativos: poluição visual; inundações; alagamentos; perda de infraestrutura de drenagem por entupimento de galerias e assoreamento de canais e deslizamento de encostas.

Segundo pesquisa de PINTO (1999), de 40% a 70% da massa total de resíduos sólidos urbanos gerados vêm da construção civil, o que não só traz malefícios para a paisagem urbana, impactos sanitários e prejuízos para as camadas mais pobres dos centros urbanos. Segundo dados da ABRELPE, publicados no “PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL, 2014”, no Brasil foram coletados aproximadamente 44 milhões de ton/ano de RCD, o que representa um aumento em relação a 2013 de 4,1% na coleta de resíduos da construção e demolição, índice superior ao crescimento da população no período, que foi de 0,9%. (Quadro 2)

**Quadro 2** – Quantidade total de resíduos da construção e demolição coletados no Brasil.

Região	2013		2014		Variação %
	RCD Coletado t/dia	Índice Kg/hab/dia	RCD Coletado t/dia	Índice Kg/hab/dia	
<b>Brasil</b>	117.435	0,584	122.262	0,603	4,11%
<b>Norte</b>	4.280	0,252	4.539	0,263	6,05%
<b>Nordeste</b>	22.162	0,397	24.066	0,428	8,59%
<b>Centro Oeste</b>	13.439	0,896	13.675	0,899	1,76%
<b>Suldeste</b>	61.487	0,728	63.469	0,746	3,22%
<b>Sul</b>	16.067	0,558	16.513	0,569	2,78%

Fonte: ABRELPE, 2014. Elaboração do autor

Os dados divulgados pela ABRELPE não abrangem a totalidade do RCD gerados no Brasil. Os números referem-se aos resíduos coletados pelo poder público em obras sob sua responsabilidade e em logradouros públicos, não estão incluídos os RCD coletados sob responsabilidade dos geradores.

De acordo com SNIS – Sistema de informações sobre saneamento básico, 2014, o Brasil possui 113 unidades de processamento de resíduos sólidos da construção e demolição, distribuídas por tipo e região geográfica: 41 unidades de área de transbordo e triagem de RCD, 56% estão localizadas

na região Sul; 26 unidades de área de reciclagem de RCD, 86% estão na região Sudeste; e 46 Aterros de RCD, 67% estão na região sudeste. Em um país que coleta 44 milhões de toneladas por ano de RCD, o número de unidades de processamento apresentados são insuficientes para o manejo adequado dos resíduos, gerando impacto sócio ambiental significativo (Quadro 3).

**Quadro 3** - Quantidade de unidades de processamento de RSU com informações atualizadas dos municípios participantes do SNIS-RS em 2014, segundo região geográfica

Tipo de Unidade de processamento	Quantidade de unidades de processamento cadastrada por região					Total de unidades
	Região Norte	Região Nordeste	Região Sudeste	Região Sul	Região Centro Oeste	
	unid.	unid.	unid.	unid.	unid.	unid.
Área de transbordo e triagem de RCD e volumosos	0	5	12	23	1	41
Área de reciclagem de RCD (antiga estação de reciclagem de entulho)	0	0	21	4	1	26
Aterro de RCD (antigo at. Inertes)	1	4	31	7	3	46

Fonte: SNIS - Diagnóstico de manejo de resíduos sólidos urbanos 2014

Necessário se faz destacar que da massa total coletada de RCD no Brasil em 2014 somente 2,5% foi destinada a central de reciclagem e 3,7% a aterros de RCD, ou seja, 41 milhões de toneladas, correspondendo a 94% do volume coletado, foram descartados de forma irregular. (Quadro 4)

**Quadro 4** - Massa de resíduos totais recebidas pelas unidades de processamento dos municípios participantes segundo unidade, por região geográfica – SNIS-RS, 2014

Tipo de Unidade de processamento	Massa recebida nas unidades de processamento por região					Total de unidades
	Região Norte	Região Nordeste	Região Sudeste	Região Sul	Região Centro Oeste	
	t	t	t	t	t	t
Área de transbordo e triagem de RCD e volumosos	0	1007	211636	139640	2030	354312
Área de reciclagem de RCD (antiga estação de reciclagem de entulho)	0	0	1117524	8000	0	1125524
Aterro de RCD (antigo at. Inertes)	0	120000	1057388	102393	290800	1570580

Fonte: SNIS - Diagnóstico de manejo de resíduos sólidos urbanos 2014

O conhecimento da composição dos RCD é de fundamental importância para definir estratégias de redução, reutilização e reciclagem, diminuindo o impacto ambiental. As composições encontradas nas pesquisas de PINTO (1999) E SILVA FILO (2005), comprovam que as maiores perdas estão nas fases de concretagem, alvenarias e revestimentos, os RCD provenientes dessas três fases representam em torno de 90% do total de resíduos sólidos gerados nos canteiros pesquisados, como as características dos resíduos são próximas aos dos agregados naturais, eles são facilmente reciclados, gerando agregados para serem reutilizados na construção civil.

Isto posto, para atendimento aos princípios IV e V da PNRS, por meio da utilização de ferramentas da gestão ambiental empresarial, este trabalho desenvolveu uma matriz com o objetivo de sistematizar as informações que podem ser geradas durante a realização de uma Avaliação Ambiental Inicial – AAI (Quadro 5) para obras de pequeno porte.

Após a matriz ter sido desenvolvida, foram identificados os elementos de saída, os aspectos ambientais adversos e as medidas mitigadoras dos impactos ambientais, que são apresentados a seguir:

#### **Instalação do canteiro de obra:**

O período de permanência das medidas de redução de impactos relacionadas a instalação do canteiro de obras, que são basicamente de caráter preventivo varia de acordo com a permanência do canteiro de obras no local, ou seja, durante a implantação do empreendimento.

- Construir o canteiro de obras de modo a oferecer condições sanitárias e ambientais adequadas, em função do número de trabalhadores;
- Construir instalações sanitárias adequadas para os operários, com sistema de esgotamento sanitário de acordo com a norma técnica NBR – 7229;
- Implantar sistema de segurança e prevenção de acidentes do trabalho;
- Implantar sistema de coleta seletiva de lixo nas instalações do canteiro de obras. A coleta será realizada diariamente, em todos os setores da obra, e conduzido a um destino final adequado;
- A água utilizada para consumo humano no canteiro de obras deverá ser fornecida pela empresa de abastecimento de água;
- Os horários de trabalho deverão ser disciplinados, devendo ser programados de acordo com as leis trabalhistas vigente;
- O tráfego de veículos e equipamentos pesados nas vias de acesso

ao empreendimento deverá ser controlado e sinalizado, visando evitar acidentes de trânsito.

### **Mobilização de Equipamentos**

- Todos os equipamentos tem que estar sinalizados;
- Os equipamentos como pá mecânica, retroescavadeira e caminhão basculante devem trafegar com faróis ligados e em baixa velocidade;
- Sinalização ao longo da via principal de acesso, em conformidade com o Código Nacional de Trânsito, com vistas a controlar-se a circulação dos veículos e evitarem-se acidentes.

### **Aquisição de Materiais**

- Aceitar apenas agregados minerais a serem utilizados na construção civil provenientes de empresas devidamente licenciadas junto aos órgãos municipal, estadual e federal;
- Recomenda-se que os produtos alimentícios que serão consumidos no projeto sejam adquiridos na área de influência funcional do empreendimento.

### **Terraplanagem e Limpeza da Área**

As medidas mitigadoras propostas para execução desta ação são de caráter preventivo, cujo prazo de duração corresponderá ao tempo de execução da ação.

- Nas áreas onde não ocorrerá implantação de estruturas a vegetação deverá ser preservada, identificar através de placas padronizadas;
- Os equipamentos mecânicos precisam passar por manutenção preventiva, fora do canteiro, antes da sua utilização no empreendimento, visando a evitar emissão abusiva de ruídos e gases, bem como o derramamento de óleos e graxas na área do projeto;
- O material resultante da ação de limpeza do terreno deverá ser removido imediatamente da área em atividade e deverá ser destinado ao local adequado, que apresente condições técnicas e ambientais para recebê-lo;
- Os trabalhos que possam gerar ruídos devem ser executados em período diurno, devendo-se evitar domingos e feriados, como forma



de minimizar os incômodos à população.

### **Sistema de Esgotamento Sanitário**

As medidas mitigadoras a serem adotadas nesta ação devem resultar na redução, controle e eliminação satisfatória dos efluentes segundo a legislação ambiental vigente sobre o assunto.

- Para concepção do sistema de esgotamento sanitário, serão considerados os níveis do lençol freático do local, bem como as taxas de absorção do solo, segundo as normas da ABNT;
- O sistema de esgotamento sanitário deverá ser construído de forma a permitir uma manutenção prática e eficiente;
- Os materiais arenosos manejados durante as escavações para montagem da tubulação deverão ser mantidos nas adjacências para preenchimento das valas e regularização topográfica do terreno.

### **Plano de Controle de Resíduos Sólidos**

O Plano de Controle de Resíduos Sólidos da Construção se constitui em uma ferramenta para gerenciar os riscos visando promover a melhoria contínua nos padrões de descarte dos resíduos das obras civis.

Um efetivo Plano de Controle de Resíduos Sólidos da Construção garante que empregados e procedimentos estejam alinhados para alcançar os objetivos organizacionais. Os planos de resíduos sólidos empresariais são compostos de procedimentos e práticas com padrões claros de desempenho que descrevem “o que é gerado”, “a classe de resíduos”, “o reaproveitamento dentro e fora do canteiro de obras” e “a destinação final adequada dos rejeitos”.

Os resíduos são classificados de acordo com a resolução do CONAMA 307/2002 como:

- Classe A - resíduos reutilizáveis e recicláveis como agregados;
- Classe B - resíduos recicláveis para outras destinações;
- Classe C - resíduos que não existem tecnologias ou aplicações economicamente viáveis para a sua reciclagem ou recuperação;
- Classe D - resíduos perigosos.

O objetivo prioritário do plano de gestão de resíduos sólidos é a reutilização dos resíduos no próprio canteiro ou em outros canteiros, reduzindo o consumo de materiais e o volume de rejeitos enviados para o aterro, e, secundariamente, a triagem e segregação na origem destinando os resíduos de classe A para usinas de reciclagem e os de classe B para cooperativas.

Os procedimentos executados no âmbito da reutilização de resíduos gerados para obras de pequeno porte podem ser vistos no Quadro 5.

**Quadro 5** - Plano de Reutilização e de destinação final de Resíduos Gerados para Obras de Pequeno Porte

Resíduos Gerados	Class e	Reaproveitament o no Canteiro	Reaproveitamento fora do canteiro	Destinação final
Solo e vegetação	A	Aterros	Aterros em outro canteiro	O material resultante da limpeza do terreno será removido da área para o aterro municipal.
Rocha	A	Muros e fundação	Muros e fundação	
Madeira	B	Em outras etapas da obra		As aparas de madeira serão enviadas ao Aterro.
Cimento, areia e brita	A	Em outras etapas da obra		
Papel, papelão e plástico	B		Encaminhados para cooperativas de reciclagem	
Ferro	B	Em outras etapas da obra		
Alumínio e vidro	B			A ser retirado pela empresa contratada para a fabricação e montagem
Aditivo	D		100% reutilizado em outro canteiro	
Argamassa	C			Aterro Municipal
Piso e revestimento cerâmico	A			Aterro Municipal
Tubos e conexões PVC	B	Em outras etapas da obra	Em outro canteiro	
Fios e cabos de cobre	B	Em outras etapas da obra	Em outro canteiro	
Eletrodutos rígidos e flexíveis	B	Em outras etapas da obra	Em outro canteiro	
Gesso	B			A ser retirado pela empresa contratada para a instalação
Selador, solvente, tinta e textura.	D		100% reutilizado em outro canteiro	
Embalagens de selador, solvente, tinta e textura.	D			Aterro Municipal
Telha	A		Em outro canteiro	As peças danificadas

## Triagem e segregação

Durante a gestão dos RCD no canteiro de obra, os resíduos tem que ser separados por classe e destinados de acordo com a resolução do CONAMA 307/2002, art 10º.

- Resíduos de Classe A: deverão ser reutilizados ou reciclados ou encaminhados para o aterro de inertes;
- Resíduos de Classe B: deverão ser reutilizados, reciclados ou encaminhados para áreas de armazenamento temporário para uso futuro.
- Resíduos de Classe C: deverão ser armazenados, transportados e destinados em conformidade com as normas técnicas específicas;
- Resíduos de Classe D: deverão ser armazenados, transportados e destinados em conformidade com as normas técnicas específicas.

A matriz para identificação de aspectos ambientais no setor da construção civil, incentiva o desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental e empresarial voltados para a melhoria dos processos produtivos e ao reaproveitamento dos resíduos sólidos, incluindo reciclagem e disposição final ambientalmente adequada, objetivos da PNRS, lei 12.305/2010

A avaliação do fluxo de resíduos por meio de matrizes de redes de interação permite a segregação na origem, melhorando a qualidade dos resíduos, possibilitando a sua reutilização no próprio canteiro e em outras obras, reduzindo o volume de rejeitos a serem enviados para o aterro e os impactos ambientais negativos provocados pelos resíduos da construção e demolição.

## 4. CONCLUSÃO

O objetivo deste trabalho foi verificar como a gestão ambiental empresarial pode aprimorar práticas em empresas que trabalham com obras de pequeno porte por meio de ferramentas da gestão ambiental empresarial, trazendo para a organização responsabilidade sócio ambiental e o atendimento ao que determina Princípios da PNRS.

A apresentação de uma matriz para identificação de aspectos ambientais no setor da construção visando ao atendimento do que determina o Princípio IV - o desenvolvimento sustentável e o Princípio V - a ecoeficiência, permitiu esclarecer a importância deste processo, principalmente no que tange

aos RCC. O conhecimento de quais aspectos ambientais podem ser trabalhados possibilita clareza para a minimização e reutilização dos resíduos gerados, influenciando a diminuição dos custos da empresa, a melhoria da imagem institucional, o aumento da produtividade e maior facilidade no cumprimento dos padrões ambientais exigidos pela legislação e pelo mercado.

As atitudes empresariais relacionadas à preservação no meio ambiente dificilmente surgem de maneira voluntária, a parceria com governo e sociedade se faz necessária, pois a pressão para mudanças aumenta a cada dia.

## REFERÊNCIAS

ABRELPE. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2014. São Paulo.

BARBIERI, J. C. Gestão Ambiental Empresarial: conceitos, modelos e instrumentos. 3ª ed. São Paulo: Saraiva, 2011. 376 p.

BRASIL. INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. Diagnóstico de Resíduo Sólidos da Construção Civil. Disponível em: [http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120911\\_relatorio\\_construcao\\_civil.pdf](http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120911_relatorio_construcao_civil.pdf)>. Acesso em 24 mar. 2016.

BRASIL. Lei n. 12.305 – 02 ago de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm). Acesso em 15 maio 2015.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2014. – Brasília: MCIDADES. SNSA, 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 307, de 05 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=307>. Acesso em: 12 maio de 2015.

FAGUNDES, Diana da Cruz. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em

Tarumã e Teodoro Sampaio - SP. Soc. nat. (Online), Uberlândia, v. 21, n. 2, p. 159-179, Ago. 2009. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1982-5132009000200011&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1982-5132009000200011&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em 18 Mar. 2016.

PINTO, T. P. Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana. 1999. Tese Doutorado – Escola Politécnica, Usp, São Paulo.

SNIS- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Disponível em: [WWW.snis.gov.br](http://WWW.snis.gov.br). Acesso em 22 de março de 2016.

SILVA FILHO, A. F. **Gestão dos resíduos sólidos das construções prediais na cidade de Natal – RN.** Tese de mestrado, UFRN, Rio Grande do Norte, 2005.

VALOR ECONÔMICO. **Ministra defende sustentabilidade urbana em cúpula da ONU sobre clima.** Disponível em: <http://www.valor.com.br/brasil/3708254/ministra-defende-sustentabilidade-urbana-em-cupula-da-onu-sobre-clima> Acesso em 18 Mai. 2015.

**CIANOACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM  
MANANCIAS DE ABASTECIMENTO:  
IMPLICAÇÕES NO TRATAMENTO DA ÁGUA**

---

**Patrícia Silva Cruz  
Leandro Gomes Viana  
Tatiany Liberal Dias Chaves  
Daniely de Lucena Silva  
José Etham de Lucena Barbosa**

## CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM MANANCIAIS DE ABASTECIMENTO: IMPLICAÇÕES NO TRATAMENTO DA ÁGUA

### **Patrícia Silva Cruz**

Bióloga. Doutoranda em Engenharia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB.

E-mail: patriciacruz\_biologa@hotmail.com

### **Leandro Gomes Viana**

Mestrando em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba-UEPB.

E-mail: leandrogomesbiologo@gmail.com

### **Tatiany Liberal Dias Chaves**

Bióloga. Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB.

E-mail: tatianyliberal@hotmail.com

### **Daniely de Lucena Silva**

Química Industrial. Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB.

E-mail: danyquimicacg@gmail.com

### **José Etham de Lucena Barbosa**

Doutor em Ecologia.

Professor Adjunto da Universidade Estadual da Paraíba-UEPB.

E-mail: ethambarbosa@hotmail.com

**RESUMO:** O presente estudo objetivou apresentar com base em uma revisão bibliográfica os aspectos relevantes da presença crescente de florações de cianobactérias potencialmente toxigênicas em mananciais de água potável, suas causas, além das implicações no tratamento dessas águas. As florações tóxicas são consideradas como um dos maiores problemas em ecossistemas de água doce, ocasionando efeitos na ciclagem de nutrientes e na biodiversidade, deterioração da qualidade da água além de danos à saúde humana, principalmente em áreas com escassez de água, em virtude do seu potencial em produzir e liberar cianotoxinas para o meio. Essas cianotoxinas podem afetar a saúde humana através do contato direto (atividades de recreação), assim como através da ingestão destas na água ou ainda, acumuladas nos tecidos dos organismos aquáticos. Outro fator relevante é o fato de que as cianotoxinas não são removidas pelo sistema de tratamento convencional, além de poderem ter sua concentração aumentada durante o processo, em virtude da lise celular, onde dessa forma, a água “potável” funciona como fonte de exposição à população.

**PALAVRAS-CHAVE:** Cianobactérias, Toxinas, Tratamento de Água.

## **1. INTRODUÇÃO**

O registro de florações vem aumentando em intensidade e frequência, com dominância de cianobactérias durante grande parte do ano, sobretudo em reservatórios.

Vários estudos tem reportado a dominância desses organismos em mananciais de abastecimento público. As florações tóxicas de cianobactérias são consideradas como um dos maiores problemas em ecossistemas de água doce, pois estão associadas a alterações nos aspectos organolépticos da água, como má aparência e odor desagradável, causando também danos ecológicos, tais como alterações nas cadeias alimentares, com potenciais efeitos na ciclagem de nutrientes e na biodiversidade, além de danos à saúde humana.

As florações de cianobactérias potencialmente tóxicas é um sério problema de saúde pública, principalmente em áreas com escassez de água, como é o caso da região semiárida brasileira. Os motivos da ocorrência dessas florações tóxicas ainda é questão de debate entre os especialistas. Embora as cianotoxinas estejam predominantemente no meio intracelular, estas podem ser encontradas dissolvidas no meio líquido após a lise celular da cianobactéria. Por isso, os órgãos de saúde pública apresentam grandes preocupações em relação à presença desses compostos em água de abastecimento humano, principalmente após a tragédia de Caruaru, no Brasil, episódio onde as florações de cianobactérias tóxicas foram reconhecidas como um problema de saúde pública.

## **2. OBJETIVO**

O presente trabalho objetivou apresentar os aspectos relevantes da presença crescente de florações de cianobactérias potencialmente toxigênicas em mananciais de água potável, suas causas, além das implicações no tratamento dessas águas.

## **3. METODOLOGIA**

No presente estudo foi realizada uma revisão bibliográfica sobre as implicações das florações de cianobactérias e a presença de cianotoxinas em mananciais utilizados para abastecimento. Para tanto, foram utilizados como recursos artigos científicos com abordagem do tema em estudo.



## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS

As cianobactérias são microrganismos procariotos fotossintetizantes, que constituem juntamente com os demais organismos fitoplanctônicos, a base da cadeia alimentar aquática e uma importante fonte de oxigênio, além de desempenhar um importante papel nos processos de ciclagem de nutrientes. Entretanto, havendo condições ambientais favoráveis podem adquirir taxas de crescimento elevadas, proliferando rapidamente e originando as florações que podem ocasionar sérios problemas no ambiente aquático com efeitos ao longo de toda a cadeia alimentar.

Esses organismos podem apresentar-se de forma unicelular colonial ou ainda de forma filamentosa, estando presente em todos os ambientes, sendo toleráveis às condições do meio e do clima, possuindo estratégias adaptativas, além de potencial tóxico.

Dentre os fatores que afetam a formação de floração de cianobactérias e sua persistência, pode-se destacar a intensidade e duração da luz solar, a disponibilidade de nutrientes (especialmente fósforo), temperatura da água, pH, aumento de precipitação, o fluxo de água (se a água é calma ou de correnteza rápida) e estabilidade da coluna de água. Em regiões tropicais, as cianobactérias podem mostrar dominância anual persistente com mudanças relativamente pequenas durante o ano.

A principal preocupação com o aumento da ocorrência de cianobactérias em mananciais é a sua potencial capacidade de produzir e liberar cianotoxinas para o meio líquido (MORENO et al., 2011), que afetam a microbiota, os animais e o ser humano, provocando alterações neurológicas (neurotoxinas), irritações dérmicas (dermatotoxinas) e alterações hepáticas (hepatotoxina). Dentre os aproximadamente 150 gêneros de cianobactérias conhecidos, 40 estão relacionados com a produção de toxinas, onde os principais gêneros tóxicos descritos são: *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Coelosphaerium*, *Gomphosphaeria*, *Synechococcus*, *Synechocystis*, *Pseudanabaena*, *Oscillatoria*, *Trichodesmium*, *Schizothrix*, *Lyngbya*, *Phomidium*, *Aphanizomenon*, *Hormothamnion*, *Gleotrichia* e *Fischerella*.

Embora ainda não estejam devidamente esclarecidas, têm-se assumido que essas cianotoxinas tenham função de alelopatia como o mecanismo que poderia explicar a liberação dessas toxinas, pois tal processo pode inibir o crescimento ou a sobrevivência de espécies competidoras por recursos (microalgas e plantas aquáticas). Apesar de não ser possível garantir que as cianobactérias de fato produzam suas toxinas para o meio extracelular, a liberação de toxinas para a água só ocorre se houver alteração na

permeabilidade celular, o que pode ser resultante de situações de estresse, processos de senescência ou por ação de fatores físicos e químicos.

Em virtude de suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos bioquímicos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos. Entretanto, por suas ações farmacológicas em mamíferos as cianotoxinas são classificadas como hepatotoxinas, citotoxinas, dermatotoxinas e neurotoxinas. Dentre os tipos de cianotoxinas, as microcistinas (MCs) são as mais estudadas, por serem potentes inibidoras das proteínas fosfatases 1 e 2A as quais regulam as enzimas presentes no citosol das células de mamíferos. Estas são produzidas por vários gêneros de cianobactérias formadoras de florações: *Anabaena*, *Aphanocapsa*, *Cylindrospermopsis*, *Hapalosiphon*, *Nostoc*, *Pseudanabaena*, *Planktothrix* e *Microcystis*.

As cianotoxinas podem afetar a saúde humana através do contato em atividades de recreação ou através da exposição à ingestão das cianotoxinas por meio da água, ou ainda, pelo consumo de organismos aquáticos, uma vez que as cianotoxinas podem se acumular em seus tecidos. Outro fator relevante é o fato de que a maior parte das cianotoxinas não são removidas pelo tratamento convencional, utilizado na maioria das estações de tratamento de água no Brasil, e ainda, podem ter a concentração aumentada durante o processo, devido à lise das células, principalmente do lodo acumulado nos decantadores, ocasionando a liberação de quantidades significativas das toxinas presentes no interior das células, onde dessa forma, a água potável pode ser uma das principais fontes de exposição do homem às cianotoxinas, ao longo do tempo.

## **4.2 FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS EM MANANCIAIS DE ABASTECIMENTO**

Nos últimos anos, tem aumentado consideravelmente o número de registros de florações de cianobactérias tóxicas em importantes reservatórios brasileiros, assim como a criação de programas de monitoramento. Até o final da década de 80, apenas 190 estudos sobre cianobactérias haviam sido publicados no Brasil. Destes, 42% descreviam taxonomia, 37%, ecologia, 16,5%, hidrobiologia, 2,5%, levantamentos bibliográficos e somente 2%, versavam sobre fisiologia. O primeiro trabalho confirmando a produção de toxinas por cianobactérias isoladas no Brasil foi publicado em 1994.

A ocorrência de cianobactérias tem sido dominante em períodos de florações do fitoplâncton quer em ambientes de reservatórios, lagoas costeiras, rios, lagos de inundação quer em outros lagos naturais. Essas florações têm sido relatadas principalmente em reservatórios de abastecimento

público nos estados do Sudeste e Nordeste, assumindo, deste modo, importância do ponto de vista de saúde pública. A ocorrência de cepas tóxicas de cianobactérias em corpos d'água utilizados para abastecimento público foram confirmadas nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Pará, Paraná, Bahia, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará, Sergipe e Distrito Federal (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006).

Na região do nordeste brasileiro, grande parte das pesquisas evidencia que a *Cylindropermopsis raciborskii* vem ocorrendo com muita frequência, por vezes, dominando a comunidade fitoplanctônica e formando florações mistas com outras cianobactérias. A ocorrência de florações de cianobactérias e a presença de cianotoxinas no nordeste do Brasil foram relatadas por Teixeira et al. (1993) que registraram indícios de 2000 casos de gastroenterite em Paulo Afonso, cidade próxima ao reservatório de Itaparica no estado da Bahia, e associaram a epidemia da doença a proliferação de cianobactérias.

No Ceará, verificou-se que as espécies *Cylindropermopsis raciborskii* e a *Planktothrix agardhii* estavam presente em todas as 7 estações estudadas do reservatório Acarape do Meio. Em análise da comunidade fitoplanctônica de 9 reservatórios localizados em 5 bacias hidrográficas do Estado do Ceará, observou-se a dominância de cianobactérias nestes mananciais, frequentemente maior que 90% da biomassa total, onde a *Cylindropermopsis raciborskii* foi evidenciada em todos os reservatórios, sendo dominante em três deles: Serafim Dias (60%), açude do Coronel (73%) e Acarape do Meio (64%).

No estado do Rio Grande do Norte, os estudos em ecossistemas aquáticos eutróficos foram reportados nas últimas décadas, apontando a dominância de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas. Os resultados do monitoramento nos reservatórios Armando Ribeiro Gonçalves, Gargalheiras, Parelhas, Itans, Passagem das Traíras e Sabugi e Cruzeta, evidenciaram a dominância da *Cylindropermopsis raciborskii*, *Microcystis aeruginosa* e *Oscillatoria sp.* durante o período seco, assim como florações de *Aphanizomenon sp.* e *Anabaena circinalis* como espécies dominantes representando 90% da biomassa total da comunidade (PANOSSO et al., 2007).

No estado de Pernambuco foram identificados e ilustrados 20 táxons de cianobactérias ocorrentes no açude da Prata em 1986. No ano de 1999 foi verificada a dominância da *Cylindropermopsis raciborskii*, no reservatório de Ingazeira, associadas ao fenômeno *El Niño* que modificou as condições climáticas da região, transformando o ambiente propício para o desenvolvimento da espécie. Logo após o incidente de Caruaru, constatou-se que nesse reservatório as cianobactérias eram predominantes, com cerca de 99% da densidade fitoplanctônica, além da ocorrência de microcistinas -LR, YR e AR.

Na Paraíba os primeiros registros de florações de cianobactérias ocorreram no reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã) região do Médio

Rio Paraíba, que apresentou florações de cianobactérias desde sua inauguração, em 2002. As espécies e gêneros de cianobactérias mais comumente observados foram *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena ssp.* e *Oscillatoria spp*, sendo *Cilindrospermopsis raciborskii* a espécie que mais contribuiu em termos de densidade. Nos anos de 2004 e 2005, para este mesmo ambiente, verificou-se que a espécie de cianobactéria dominante foi a *Oscillatoria lauterbornii* seguida pela *Cilindrospermopsis raciborskii*. As espécies, *Plankthrotrix sp.* e *Microcystis aeruginosa* foram também observadas com grande frequência e casos de dermatites na população ribeirinha foram associados à presença de florações de cianobactérias. Em praticamente todo período de 2006 a 2008 foi observada predominância das Cyanophyceae, com destaque para as espécies *Plankthrotrix agardhii*, *Pseudoanabaena limnética* e *Cilindrospermopsis raciborskii* no reservatório de Acauã que permaneceu com elevados graus de trofia.

Outros levantamentos da comunidade fitoplanctônica em 20 reservatórios principais do Estado demonstraram a ocorrência de cianobactérias potencialmente toxigênicas em 18 deles, com predomínio de *Microcystis aeruginosa*, *Cilindrospermopsis raciborskii* e *Plankthrotrix agardhii* em 16, especialmente no período seco. Em 13 açudes foi detectada a presença de microcistina, em concentrações inferiores a  $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$  em 2 deles e em 11 os valores foram superiores a  $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ .

#### 4.3 IMPLICAÇÕES NO TRATAMENTO DA ÁGUA

As Estações de Tratamento de Água (ETAs) que captam água em mananciais de superfície com probabilidade de ocorrência destes organismos, podem estar expondo as populações por elas abastecidas a sérios riscos de saúde, pois a eficiência de sua remoção depende das condições de captação e das técnicas do tratamento.

No Brasil, a grande maioria das estações de tratamento possui as etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção conhecidas como ciclo completo ou convencional, que de acordo a literatura, não é eficiente para remover cianotoxinas, podendo resultar em um agravamento do risco à saúde em função da ação do coagulante químico sobre a célula, que pode provocar lise celular, e, portanto, a liberação de toxinas.

Aliado a isso, fatores relacionados a problemas operacionais, como escolha inadequada de tecnologia, falta de mão-de-obra especializada e de recursos financeiros, entre outros, acarretam sérios prejuízos à qualidade da água tratada, tornando indispensável o desenvolvimento e domínio de tecnologias alternativas de tratamento, ou de suas combinações, adequadas às condições técnicas, sociais, políticas e econômicas locais.

A presença de cianobactérias na água bruta pode causar problemas operacionais nas estações de tratamento, como interferências nos processos de coagulação, de floculação, colmatação de filtros, sabor e odor indesejáveis e aumento da carência de produtos para a desinfecção, e conseqüentemente, redução da eficiência dos processos de tratamento, resultando em problemas de qualidade da água tratada, representando um desafio ao tratamento de água de abastecimento, em virtude da remoção de substâncias orgânicas nas formas solúvel (extracelular) e particulada (intracelular).

Em relação às toxinas de cianobactérias, existem muitos mecanismos pelos quais elas podem entrar na água para abastecimento. Um deles é a ocorrência de lise celular no próprio reservatório, ou outra fonte de água, o que resulta na liberação de toxinas dissolvidas, que vão ser levadas à estação de tratamento, ou até mesmo, quando as células contendo toxinas entram na estação e passam pelos processos de tratamento intactos até a torneira do consumidor. Existe também a possibilidade de que as células de cianobactérias tóxicas possam ser destruídas pelos processos químicos e físicos associados ao tratamento de água, que podem causar lise celular e liberação de toxina.

Estudos de Drikas et al. (2001) abordam que o lodo acumulado nos decantadores pode aumentar a concentração de toxinas na água clarificada, devido à lise das células de cianobactérias. Assim, a água potável passa a ser uma das principais fontes de exposição do homem às cianotoxinas, ao longo do tempo.

A remoção de células intactas de cianobactérias é importante e precisa ser sempre considerada tendo em vista que acarreta a redução significativa das concentrações de precursores de sabor e odor e de substâncias tóxicas na água. Em situações em que a toxina é eliminada por algum processo de lise celular, envelhecimento (senescência) ou ação de fatores ambientais, o tratamento convencional não tem se mostrado eficiente, visto que a toxina se encontrará dissolvida na água (DRIKAS et al., 2009).

Os processos e as sequências de tratamento de água de abastecimento público devem ser analisados em função da sua capacidade de remover células viáveis das cianobactérias – sem promover a lise celular – e da capacidade de remover a fração dissolvida das cianotoxinas. Muitas estratégias para remoção de cianobactérias e cianotoxinas da água vêm sendo investigadas por vários pesquisadores, pois os diferentes tipos de cianotoxinas exibem comportamentos variados nos processos de tratamento de água.

## **5. CONCLUSÃO**

Os estudos sobre cianobactérias e suas toxinas avançaram bastante no Brasil desde os primeiros de caracterização dos ambientes aquáticos e

identificação das cianobactérias, iniciados na década de 1980. Estes organismos tem apresentado dominância em mananciais de abastecimento e frente aos futuros cenários de mudanças climáticas tendem a persistirem nesses ambientes, tornando-se um problema preocupante, em virtude de vários gêneros serem capazes de formar florações e produzirem toxinas que afetam a microbiota, os animais e o ser humano. Outro fator relevante que deve ser considerado é o fato de que as cianotoxinas não são removidas pelo sistema de tratamento convencional, além de poderem ter sua concentração aumentada durante o processo, em virtude da lise celular, principalmente do lodo acumulado nos decantadores, ocasionando a liberação de quantidades significativas das toxinas presentes no interior das células, onde dessa forma, a água “potável” funciona como fonte de exposição à população.

## REFERÊNCIAS

CALIJURI, M.C.; ALVES, M.A.; SANTOS, A.C.A. *Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais*. São Carlos: Rima Editora, 2006.

DRIKAS, M.; CHOW, C. W.; KOUSE, J.; BURCH, M. D. Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria. *Journal of the American Water Works Association*, Denver, v.93, n.2, p.100-111, 2001.

DRIKAS, M.; DIXON, M.; MORRAM J. Removal of MIB and geosmin using granular activated carbon with and without MIEEX pre-treatment. *Water Research*. v.43, p. 5151-5159, 2009.

MORENO, I. M.; HERRADOR, M. A.; ATENCIO, L.; PUERTO, M.; GONZALEZ, A. G.; CAMEAN, A. M. Differentiation between microcystin contaminated and uncontaminated fish by determination of unconjugated MCs using an ELISA anti-adda test based on receiver-operating characteristic curves threshold values: Application to Tinca tinca from natural ponds. *Environmental Toxicology*. v.26, p.45-56, 2011.

PANOSSO, R.; COSTA, I. A. S.; SOUZA, N. R.; CUNHA, S. R. S.; ATTAYDE, J. L.; GOMES, F. C. F. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v.11, n.3, p.433-449, 2007.

TEIXEIRA, M.G.L.C; COSTA, M.C. N.; CARVALHO, V. L. P.; PEREIRA, M. S. P.; HAGE, E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil. *Bulletin of Paho*, 27(3). p. 244-253, 1993.

**ABSTRACT:** The present study aimed to present, on the basis of a literature review, the relevant aspects of the increasing presence of potentially toxigenic cyanobacterial blooms in drinking water sources, their causes, as well as the implications for the treatment of these waters. Toxic blooms are considered as one of the major problems in freshwater ecosystems, causing effects on nutrient cycling and biodiversity, deterioration of water quality and damage to human health, especially in water scarce areas, due to its potential to produce and release cyanotoxins into the medium. These cyanotoxins can affect human health through direct contact (recreational activities), as well as by ingesting them in the water or accumulating in the tissues of aquatic organisms. Another relevant factor is the fact that cyanotoxins are not removed by the conventional treatment system, besides to their increased concentration during the process, due to cell lysis, whereby "drinking" water acts as an exposure source the population.

**KEYWORDS:** Cyanobacteria, Toxins, Water Treatment.

## **CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL E ECOLÓGICA DE ECOSSISTEMAS ESTUARINOS TROPICAIS**

---

**Monalisa dos Santos Olímpio  
Kelly Marcelle Cunha Silva Canuto  
Climélia da Silva Nóbrega  
Carlinda Raily Ferreira Medeiros  
Wilma Izabelly Ananias Gomes  
Joseline Molozzi**



## CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL E ECOLÓGICA DE ECOSSISTEMAS ESTUARINOS TROPICAIS

### **Monalisa dos Santos Olímpio**

Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, UEPB.

E-mail: monalisa.olimpio@gmail.com

### **Kelly Marcelle Cunha Silva Canuto**

Bióloga pela Universidade Estadual da Paraíba.

E-mail: canutokelly95@gmail.com

### **Climélia da Silva Nóbrega**

Mestre em Ecologia e Conservação, UEPB.

E-mail: climelianobrega@hotmail.com

### **Carlinda Raily Ferreira Medeiros**

Mestre em Ecologia e Conservação, UEPB.

E-mail: carlindaraily@gmail.com

### **Wilma Izabelly Ananias Gomes**

Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, UEPB.

E-mail: wilmaizabelly@hotmail.com

### **Joseline Molozzi**

Departamento de Ciências Biológicas, UEPB.

E-mail: j.molozzi@gmail.com

**RESUMO:** Nos últimos anos os estuários estão cada vez mais vulneráveis a perturbações antrópicas e naturais, os quais vêm alterando sua condição de ecossistemas ricos, diversificados e produtivos do mundo. A integração da avaliação ambiental e biológica fornecem informações mais robustas acerca da condição do ambiente, sendo um importante meio para o biomonitoramento da qualidade ambiental. O objetivo deste trabalho é caracterizar os parâmetros físicos, químicos e biológicos em estuários tropicais submetidos a diferentes pressões antropogênicas como ferramenta para o biomonitoramento. O estudo foi realizado em dois estuários tropicais: Paraíba e Mamanguape, localizados no Nordeste brasileiro e em dois períodos sazonais (período seco e chuvoso). Em cada estuário foram determinadas quatro zonas subtidaís. Em cada zona foram estabelecidos três pontos de amostragem cada qual com três unidades amostrais. Em cada ponto foram coletados variáveis ambientais e biológicas. Em geral, ambos os estuários apresentaram altos valores de nutrientes (amônia, nitrato, nitrito e P-total), sendo o estuário do rio Paraíba o que apresentou os maiores valores. A resposta da avaliação biológica foi diferente entre os estuários, pois embora do estuário do rio Paraíba apresente elevadas concentrações de nutrientes, o mesmo evidenciou uma maior biodiversidade quando comparado ao estuário do rio Mamanguape.

**PALAVRAS-CHAVE:** estuários, macroinvertebrados, biomonitoramento

## 1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros em todo o mundo estão cada vez mais vulneráveis a perturbações antrópicas (por exemplo, crescente urbanização, deposição de efluentes domésticos e industriais, aquicultura) e naturais (por exemplo, aquecimento global). O efeito cumulativo destas perturbações podem resultar em aumento da eutrofização das águas costeiras, eventos de “bloom” de algas prejudiciais, redução na qualidade da água, hipóxia (falta de oxigênio) e consequentemente diminuição da biodiversidade e produtividade do ecossistema.

Os estuários, por sua vez, são ecossistemas costeiros altamente dinâmicos caracterizados por uma extensa variabilidade espaço-temporal, o qual os torna extremamente heterogêneos e complexos ecossistemas capazes de sustentar níveis elevados de biodiversidade, uma vez que estão entre os ecossistemas aquáticos mais produtivos do mundo. Com efeito, as consequências desses impactos vêm promovendo a atenção para a necessidade de monitoramento, avaliação e gestão da integridade ambiental, com intuito de reduzir os efeitos negativos advindos das atividades humanas, tendo em vista que essas alterações podem afetar a biodiversidade e a economia local, uma vez que esses sistemas servem como berçários de várias espécies, locais de pesca, turismo, navegação entre outros.

Nesta perspectiva, uma ferramenta cada vez mais eficaz para o monitoramento da qualidade ambiental que é a utilização de indicadores ecológicos. As comunidades bentônicas são geralmente consideradas bons indicadores ecológicos, pois refletem a extensão e magnitude dos impactos ambientais, especialmente, os de origem antropogênica, estando à composição e estrutura da macrofauna bentônica um dos aspectos biológicos indicados na caracterização e bio-avaliação do estado de qualidade em águas costeiras e de transição.

Esses organismos são considerados excelentes bioindicadores em virtude da associação desses animais com sedimentos, da locomoção reduzida, ciclos de vida relativamente curtos, diversidade de tolerâncias fisiológicas, estratégias de vida e modos de alimentação diferenciados, os quais permitem à comunidade refletir os distúrbios que não poderiam mais ser detectados com análises pontuais físicas e químicas da água. Desse modo, a avaliação ambiental associada à avaliação biológica fornecem informações mais robustas acerca das condições ambientais do corpo hídrico, sendo um importante meio para o biomonitoramento da qualidade ambiental.

## 2. OBJETIVO

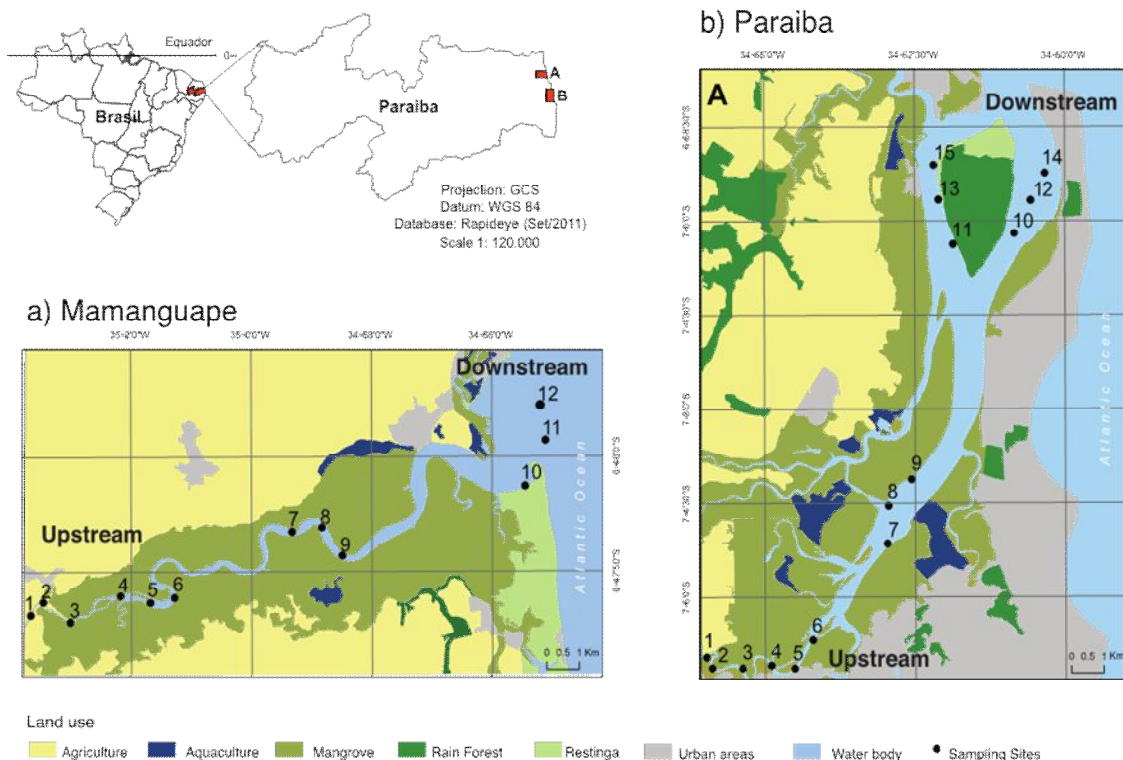
Caracterizar os estuários quanto aos aspectos físicos, químicos e biológicos como ferramenta para biomonitoramento.

## 3. METODOLOGIA

### Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em dois sistemas estuarinos localizados no litoral do nordeste do Estado da Paraíba (Brasil) (Figura 1): o estuário do Rio Mamanguape e o Rio Paraíba. Estes exibem clima do tipo AS' de Köppen, ou seja, equatorial com verão seco e temperaturas média variando entre 24-26 °C, com período chuvoso ocorrendo entre os meses de fevereiro e julho e período de estiagem, entre nos meses de outubro e dezembro.

**Figura 1:** Localização dos estuários do Rio Mamanguape (A) e do Rio Paraíba do Norte (B) (Paraíba, Brasil), zonas (I, II, III e IV) e dos pontos de amostragem (Autoria do mapa: Dr. Saulo Vital)



O estuário do Mamanguape (6°43'02" e 6°51'54"S; 35°67'46" e 34°54'04") (Figura 1A), possui como afluentes os rios Estiva, Caracabu, Açu, Gamboa do Pina, Gamboa Marcação e Arrecifes. Situa-se no interior

da Área de Proteção Ambiental (APA) da Barra de Mamanguape criada em 1993. Devido à existência da APA, o manguezal do entorno deste estuário ainda é preservado, apesar da influência negativa do desmatamento, efluentes do cultivo de cana-de-açúcar e pesca artesanal.

O estuário do Paraíba do Norte (6°54'14" e 7°07'36"S; 34°58'16" e 34°49'31"O) (Figura 1B), possui uma extensão de 22 km. Este estuário é altamente influenciado pela água do mar, devido à baixa vazão dos seus rios (perenes), sendo margeado por aglomerados urbanos e influenciado diretamente pelas comunidades em seu entorno, tornando-se um local de descarte de lixo, esgoto, pesca intensiva, derrubada de mangue, efluentes da carcinicultura, entre outros. Além disso, na sua foz em Cabedelo, encontra-se o porto que influenciam diretamente o estuário.

### **Procedimentos de amostragens e laboratoriais**

Para caracterizar previamente os dois estuários, em cada um dos sistemas, foi realizada uma coleta piloto em agosto 2013, tendo sido definidas quatro zonas subtidais ao longo do gradiente estuarino (I, II, III, IV) considerando montante para jusante (mar) baseado nos valores de salinidade, granulometria do sedimento e profundidade.

Em cada zona foram estabelecidos três pontos de amostragem cada um com três unidades amostrais, com exceção da zona IV no estuário do Rio Paraíba, onde em função da ilha foram estabelecidos seis pontos, visto que o ambiente apresenta diferentes pressões antropogênicas em seus lados (Figura 1). As coletas foram realizadas sazonalmente em cada estuário, uma no período seco (novembro de 2013) e outra no período chuvoso (julho de 2014). Em cada estuário, as amostras de água foram coletadas ao longo do gradiente de salinidade (15 pontos de amostragem no estuário Paraíba e 12 pontos de amostragem no Mamanguape, Figura 1).

Em cada ponto de coleta foram mensurados *in situ*, a transparência através do disco de Secchi, e utilizando-se um multi-analizador (Horiba/U-50) foram mensuradas profundidade (m), temperatura (°C), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ ), turbidez (NTU), sólidos totais dissolvidos (TDS) (mg/L), e salinidade.

Em laboratório foram determinados as concentrações de nutrientes dissolvidos (nitrito, nitrato, amônia, e fósforo total) analisados de acordo com os procedimentos da APHA (2005); e a clorofila-*a* seguindo a metodologia proposta por Lorenzen (1967). Nos mesmos locais, foram recolhidas amostras de sedimento, para análise granulométrica através da separação mecânica utilizando uma coluna de crivos com diferentes tamanhos de malha (2.000 $\mu$  - cascalho; 500 $\mu$  - areia grossa; 250 $\mu$  - areia média; 125 $\mu$  - areia fina; 63 $\mu$  - silte;

menor que  $63\mu$  - argila); e para análise de Matéria Orgânica (MO) através da retirada de 3 gramas das amostras de sedimento e colocada em cadinhos e posteriormente pesada. Após a pesagem, os cadinhos foram para a estufa por 72 horas numa temperatura de  $70^{\circ}\text{C}$  para secagem e depois incinerada em forno mufla a  $450^{\circ}\text{C}$  num período de 8 horas e novamente pesada.

As amostras biológicas foram coletadas com uma draga do tipo van Veen ( $0,1\text{m}^2$ ) e fixadas *in situ* com formol tamponado e acondicionado em sacos plásticos. Em laboratório, as amostras foram lavadas em peneiras acopladas, com malhas de 1,00 e 0,5 mm, respectivamente e depois acondicionados em álcool a 70%. Em seguida, os organismos foram triados, contados e identificados até o menor nível taxonômico possível, utilizando chaves especializadas.

### **Análise de dados**

A existência de variáveis colineares altamente correlacionadas na matriz de dados ambientais foi investigada através de *Draftsman plot* ( $r > 0.9$ ). Sendo assim, as variáveis que apresentaram altos valores de colinearidade foram retiradas das análises posteriores. Foram utilizadas Análises de Componentes Principais (ACP), com os dados transformados para  $\log(x + 1)$ , para visualizar os padrões multivariados para os dados ambientais para cada um dos períodos.

Os aspectos ecológicos foram determinados por meio da estrutura da macrofauna bentônica, determinada através da abundância, composição, riqueza de espécie e índices bióticos (Margalef, Shannon-Wiener e Pielou). Uma análise de similaridade (SIMPER) foi realizada com o intuito de evidenciar os taxons mais representativos entre os períodos e estuários. Além disso, para verificar se as variáveis ambientais e biológicas foram diferentes significativamente entre os períodos, estuários e zonas foram feitas análises de PERMANOVA. Todas as análises foram realizadas utilizando o software PRIMER versão 6 + PERMANOVA.

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os resultados das variáveis físicas e químicas (Tabela 1) apresentaram diferenças significativas entre o período seco e chuvoso (PSEUDO  $F_{1,53} = 9.998$ ;  $p = 0,0001$ ), entre os estuários dentro dos períodos (PSEUDO  $F_{1,53} = 5.9279$ ;  $p = 0,0001$ ) e entre as zonas tanto para o estuário do Rio Mamanguape (PSEUDO  $F_{3,23} = 2.465$ ;  $p = 0,0007$ ) quanto para o estuário do Rio Paraíba (PSEUDO  $F_{3,29} = 5.3506$ ;  $p = 0,0001$ ).

De forma geral, observou-se um aumento nos valores das variáveis ambientais ao longo do gradiente salino dos estuários (Figura 2) No estuário do Rio Paraíba, as concentrações nos parâmetros ambientais foram superiores em ambos os períodos estudados em relação ao Estuário do Rio Mamanguape. Os elevados valores de nitrito, nitrato, amônia e fósforo-total registrados no estuário do Rio Paraíba, sobretudo nas zonas II e III (Figura 2) resultado de intensas atividades antrópicas ao seu entorno, principalmente, o descarte de lixo e esgotos domésticos nestas zonas, devido a este ambiente estar margeado por diversos municípios e sua foz estar localizada no porto de Cabedelo (Marcelino et al.,2005).

O aumento de nutrientes no sistema, advindo das atividades antrópicas, também foi comprovado pelo estudo de Antunes et al., (2013) no estuário do rio Caeté (nordeste do Pará), o qual avaliou a qualidade da água e evidenciou que as maiores concentrações de nutrientes dissolvidos foram atribuídos à ações humanas, como a entrada de esgoto doméstico e comerciais no sistema.

Por outro lado, os valores de amônia e P-total no estuário da do Rio Mamanguape foram similares aos mensurados no estuário do Rio Paraíba nos períodos estudados. Embora, os valores destes nutrientes tenham aumentado substancialmente no período seco. Além disso, as maiores concentrações de matéria orgânica foram também observadas neste período.

As altas concentrações de fósforo total, amônia e matéria orgânica podem ser decorrentes da presença de cultivos de camarão encontrados nas tribos indígenas que vivem as margens deste estuário, bem como das plantações de cana de açúcar localizadas próximas ao ambiente (Silvestre et al., 2011). Isso demonstra que apesar deste estuário estar localizado numa Área de Proteção Ambiental (APA), a qualidade de suas águas, em relação aos nutrientes fósforo e amônia, apresenta-se tão elevado quanto à do estuário do Rio Paraíba.

Os eixos 1 e 2 da Análise de Componentes Principais (ACP) para o período seco, explicaram 52,0% da variabilidade dos dados (Figura 3). O primeiro eixo explicou 31,3% da variação total e foram correlacionados principalmente com as variáveis nitrito (-0.409), amônia (-0.379), P-total (-0.371), areia média (-0.330) e Matéria Orgânica (MO) (-0.303). O segundo eixo, por sua vez, foi mais correlacionado com salinidade (-0.421), silte (0.465), cascalho (0.367) e clorofila-a (0.356).

No período chuvoso, os dois primeiros eixos da ACP, explicaram 55,1% da variabilidade dos dados (Figura 3). O primeiro eixo explicou 31,6% da variação total e esteve correlacionado com salinidade (-0.312), argila (0.393), silte (0.407) e areia fina (0.379) e o segundo eixo esteve negativamente relacionado com nitrito (-0.431), amônia (-0.490) e P- total (-0.494).

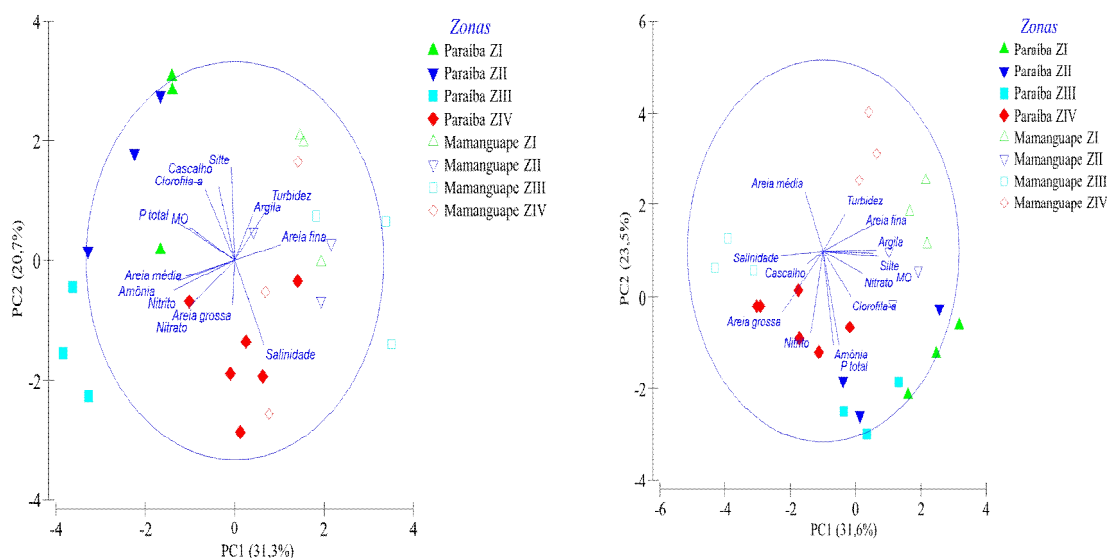
**Figura 2:** Variáveis físicas, químicas, composição granulométrica (%) e Matéria Orgânica (MO) (média e desvio padrão), mensuradas no período seco e chuvoso nos estuários do Rio Paraíba e do Rio Mamanguape, Brasil

	Período Seco							
	Estuário Barra do Rio Mamanguape				Estuário do Rio Paraíba			
	Zona I	Zona II	Zona III	Zona IV	Zona I	Zona II	Zona III	Zona IV
Salinidade	14,96 ± 1,10	20,66 ± 1,46	29,46 ± 0,68	36,66 ± 0,11	5,73 ± 2,20	8,73 ± 4,69	21,06 ± 0,68	34,56 ± 0,90
Turbidez (NTU)	55,93 ± 0,70	61,50 ± 22,44	101,73 ± 23,74	93,00 ± 22,41	74,70 ± 9,02	68,86 ± 12,42	24,23 ± 5,54	45,30 ± 8,48
Nitrito (µg/L)	0,37 ± 0,64	2,96 ± 1,69	6,66 ± 1,92	12,96 ± 15,72	70,74 ± 53,56	158,14 ± 107,25	354,07 ± 0,64	36,11 ± 16,94
Nitrato (µg/L)	2,25 ± 3,89	6,79 ± 5,07	4,39 ± 6,86	39,18 ± 27,53	26,64 ± 10,53	43,04 ± 34,40	239,97 ± 380,44	29,36 ± 24,93
Amônia (µg/L)	247,16 ± 71,47	253,83 ± 25,16	313,83 ± 122,20	408,83 ± 124,93	392,16 ± 106,92	1747,16 ± 1402,15	3545,50 ± 67,63	368,83 ± 150,98
P-total (µg/L)	284,44 ± 284,84	113,33 ± 11,54	131,11 ± 10,71	115,56 ± 27,14	434,44 ± 270,17	668,88 ± 25,24	710,00 ± 18,55	153,88 ± 21,43
Clo-a (µg/L)	5,24 ± 4,02	2,99 ± 0,26	2,54 ± 0,68	2,69 ± 0,01	44,19 ± 18,71	18,27 ± 15,28	4,49 ± 1,18	1,27 ± 1,04
% Argila	0,70 ± 1,22	0,47 ± 0,82	0,24 ± 0,41	1,17 ± 1,13	2,53 ± 2,63	0,20 ± 0,21	1,68 ± 1,25	2,00 ± 1,38
% Silte	2,68 ± 3,27	5,04 ± 6,01	5,56 ± 4,85	5,04 ± 5,78	2,68 ± 3,11	1,86 ± 1,64	7,07 ± 3,77	6,89 ± 4,50
% Ar. Fina	6,89 ± 6,76	26,69 ± 37,98	10,92 ± 13,61	15,55 ± 14,52	16,86 ± 9,17	43,41 ± 30,05	53,00 ± 12,16	24,11 ± 11,77
% Ar. Média	50,25 ± 18,76	49,44 ± 19,98	70,25 ± 16,16	25,59 ± 7,47	27,54 ± 7,72	30,68 ± 10,84	23,41 ± 8,40	31,09 ± 14,11
% Ar. Grossa	36,66 ± 21,75	15,16 ± 13,49	9,56 ± 4,69	46,30 ± 19,27	47,23 ± 21,70	22,22 ± 21,44	11,97 ± 5,89	30,11 ± 12,90
% Cascalho	3,37 ± 4,37	3,11 ± 2,99	3,36 ± 1,97	5,75 ± 6,30	2,84 ± 2,43	0,99 ± 1,73	2,51 ± 4,35	5,24 ± 4,92
%MO	9,40 ± 11,44	21,54 ± 3,92	41,85 ± 27,71	15,58 ± 15,71	1,86 ± 2,43	2,29 ± 3,04	2,12 ± 1,90	12,51 ± 10,58

\*Valores não detectados.

	Período Chuvoso							
	Estuário Barra do Rio Mamanguape				Estuário do Rio Paraíba			
	Zona I	Zona II	Zona III	Zona IV	Zona I	Zona II	Zona III	Zona IV
Salinidade	0,43 ± 0,05	3,46 ± 1,86	13,30 ± 1,22	34,30 ± 2,33	1,63 ± 1,10	7,76 ± 1,90	18,33 ± 1,75	29,16 ± 2,65
Turbidez (NTU)	26,80 ± 6,30	31,86 ± 6,83	32,16 ± 24,46	36,93 ± 24,48	51,96 ± 22,48	18,76 ± 3,38	16,40 ± 7,26	19,66 ± 3,47
Nitrito (µg/L)	2,59 ± 1,69	25,10 ± 16,10	117,00 ± 6,31	14,40 ± 2,93	190,30 ± 72,90	354,80 ± 7,88	301,85 ± 29,20	97,22 ± 65,17
Nitrato (µg/L)	44,70 ± 18,70	29,30 ± 11,10	*	9,10 ± 10,27	50,80 ± 8,23	33,01 ± 28,39	18,38 ± 1,23	26,58 ± 12,66
Amônia (µg/L)	197,10 ± 211,70	82,10 ± 61,70	40,50 ± 18,00	*	2292,10 ± 1564,50	3458,83 ± 172,14	3717,16 ± 414,01	868,00 ± 755,20
P total (µg/L)	131,11 ± 33,72	163,33 ± 17,30	131,11 ± 19,20	63,30 ± 13,30	561,11 ± 59,75	754,44 ± 94,59	650,00 ± 250,00	238,00 ± 69,36
Clor-a (µg/L)	1,49 ± 0,25	2,69 ± 1,55	1,64 ± 0,51	1,34 ± 0,0009	7,34 ± 3,49	2,39 ± 1,13	2,99 ± 2,07	2,02 ± 0,55
% Argila	*	*	2,83 ± 1,41	*	*	0,43 ± 0,41	0,14 ± 0,25	1,82 ± 0,90
% Silte	*	*	20,41 ± 10,65	*	0,16 ± 0,28	1,91 ± 1,69	0,31 ± 0,27	10,22 ± 5,68
% Ar. Fina	4,75 ± 3,09	11,21 ± 4,15	43,80 ± 20,31	6,37 ± 3,23	10,72 ± 11,51	15,75 ± 17,64	20,75 ± 10,28	27,70 ± 10,64
% Ar. Média	40,04 ± 14,37	56,60 ± 5,43	17,56 ± 5,43	29,42 ± 8,15	43,13 ± 13,03	39,44 ± 32,21	61,69 ± 13,11	39,05 ± 11,03
% Ar. Grossa	53,57 ± 16,64	32,17 ± 11,31	14,29 ± 11,97	62,73 ± 11,22	45,31 ± 24,58	37,83 ± 34,21	16,79 ± 21,51	20,76 ± 11,06
% Cascalho	1,62 ± 0,83	*	1,07 ± 0,94	1,45 ± 0,90	0,66 ± 1,14	4,61 ± 7,27	0,29 ± 0,51	0,41 ± 0,77
%MO	0,43 ± 0,20	0,42 ± 0,05	12,44 ± 8,04	0,81 ± 0,75	0,31 ± 0,17	0,57 ± 0,33	0,71 ± 0,27	14,20 ± 8,39

**Figura 3:** Análise de Componentes Principais (PCA) baseadas nas variáveis ambientais coletadas no período seco e no período chuvoso nas zonas (I, II, III e IV) dos Estuários do Rio Paraíba e do Rio Mamanguape– Brasil.



Durante o período de estudo foram coletados 25.950 indivíduos pertencentes a 136 táxons, distribuídos em 3 Filos, 25 Ordens e 59 Famílias. Sendo a maior abundância registrada na estação seca com 18.271 organismos (3.799 no Estuário do Rio Paraíba e 14.472 no Estuário do Rio Mamanguape). Seguida por 7.679 organismos no período chuvoso (3.452 no Estuário do Rio Paraíba e 4.227 no Estuário do Rio Mamanguape). Os resultados da PERMANOVA apresentaram diferenças significativas tanto para os períodos seco e chuvoso quanto para os estuários como para as zonas ( $p < 0.05$ ).

Com relação à composição da comunidade, Polychaeta e Insecta foram os grupos faunísticos mais representativos quanto ao número de indivíduos em ambos os períodos e estuários. Dentre os organismos identificados, a análise SIMPER demonstrou que os táxons de poliqueta *Laeonereis* e insecta *Polypedium* foram os mais representativos em ambos os períodos de amostragem. Embora o gênero *Polypedium* tenha sido encontrado em elevada abundância no estuário do rio Mamanguape o qual esta inserido em uma APA. Além do mais, a composição da comunidade diferiu entre os períodos e estuários.

A alta abundância dos gêneros *Polypedilum* e *Laeonereis* evidenciado neste trabalho devem-se ao fato, destes táxons serem organismos tolerantes e generalistas. *Polypedilum* destaca-se por ser tolerante a uma ampla gama de condições ambientais, incluindo águas com temperatura relativamente elevadas, baixas concentrações nos teores de oxigênio, além de sua família (Chironomidae) ser indicadora do estado trófico das águas de transição, em virtude do grupo tolerar extensas condições de salinidade (Argüelles-Canedo et al., 2012). Por outro lado, *Laeonereis* é conhecido por ser generalista, destacando-se no presente estudo suas altas abundâncias encontradas em ambos os estuários em áreas com maior enriquecimento orgânico. Contudo, no geral sua maior abundância foi registrada no estuário do rio Paraíba.

Quanto à riqueza, o período chuvoso apresentou um maior número de táxons (107 táxons) em comparação ao período seco (70 táxons), embora sua abundância tenha sido menor. Essa variação periódica (seco e chuvoso) e local (entre estuários) na abundância e composição das comunidades bentônicas está associada à variação sazonal no volume hidrológico. Com efeito, o influxo de água doce no período chuvoso atenuou as concentrações nos parâmetros ambientais ao longo dos estuários, promovendo o aumento na riqueza e mudança na composição macrobentônica em relação ao período seco.

Com relação à diversidade da comunidade, os valores dos Índices de Shannon – Wiener (PSEUDO  $F_{1,161} = 42,574$ ,  $p = 0,001$ ), Margaleff (PSEUDO  $F_{1,161} = 21,304$ ,  $p = 0,001$ ) e Pielou (PSEUDO  $F_{1,161} = 37,835$ ,  $p = 0,001$ ) entre as períodos foram significativamente distintas. Por outro lado, estes índices não foram significativamente diferentes entre o estuário do Rio Mamanguapee Paraíba (PSEUDO  $F_{1,161} = 0,16924$ ,  $p = 0,693$ ; PSEUDO  $F_{1,161} = 0,16572$ ,  $p =$



0,672; PSEUDO  $F_{1,161} = 0,30303$ ,  $p = 0,575$  respectivamente). Apesar de entre as zonas, estes índices apresentassem diferenças significativas (PSEUDO  $F_{6,161} = 27,475$ ,  $p = 0,001$ ; PSEUDO  $F_{6,161} = 32,169$ ,  $p = 0,001$ ; PSEUDO  $F_{6,161} = 8,6375$ ,  $p = 0,001$  respectivamente).

Os maiores valores dos índices bióticos de diversidade, calculada pelo Índice de Shannon ( $H'$ ) (período seco:  $H' = 2,80$ ; período chuvoso:  $H' = 2,87$ ) e Margalef ( $d$ ) (período seco:  $d = 5,08$ ; período chuvoso:  $d = 5,92$ ) foram observados no estuário do Rio Paraíba, sobretudo nas zonas IV. A equitabilidade de Pielou ( $J'$ ), ao contrário, variou entre um máximo de ( $J' = 0,889$ ) no Estuário do Rio Mamanguape na zona II e no estuário do Rio Paraíba ( $J' = 0,887$ ) na zona IV no período seco. Em contrapartida no período chuvoso, este índice seguiu o mesmo comportamento dos demais índices com o maior valor da equitabilidade registrado na zona IV, no estuário do Rio Paraíba. A elevada riqueza e diversidade observada nas zonas IV em ambos os estuários está associada ao aumento da salinidade da foz em direção ao continente, em consequência do carreamento de larvas e juvenis proveniente do mar (Bleich et al., 2011).

Embora os aspectos físicos e químicos da água demonstrem a qualidade ambiental dos estuários, a fragilidade dessa avaliação decorre do fato de indicarem apenas uma variação momentânea do ambiente, isto é, são análises pontuais, o qual se ausenta da avaliação nas fontes difusas de impacto. No presente estudo, os estuários apresentaram condição ambiental similar em relação aos parâmetros físicos e químicos. Contudo, a avaliação integrada das variáveis físicas, químicas e biológica forneceu uma resposta bem mais robusta da qualidade do ambiente, visto que a abundância, composição, riqueza e os índices bióticos obtiveram diferentes resultados entre os estuários.

## 5. CONCLUSÃO

A qualidade da água dos estuários está fortemente alterada devido à influência antrópica. Embora o estuário do rio Mamanguape esteja situado numa APA, a qualidade de suas águas apresenta-se similar ao estuário do rio Paraíba, o qual é considerado um estuário urbano. Entretanto, a resposta da comunidade foi diferente entre os estuários, pois embora do estuário do rio Paraíba presente elevadas concentrações de nutrientes, o mesmo evidenciou uma maior biodiversidade quando comparado ao estuário do rio Mamanguape. Por outro lado, a composição da comunidade do estuário do rio Paraíba apresentou táxons indicadores de poluição orgânica.

## REFERÊNCIAS

ANTUNES, L.C., SANTOS, M.L.S., BATISTA, R.M.M., ALVES, I.C.C., PALHETA, G.D.A. Influência da maré nas condições ambientais na Orla do município de Bragança, Nordeste do Estado do Pará. *Bol. Téc. Cient. Cepnor*, v.13, n. 1, p. 23-31, 2013.

ARGÜELLES-CAÑEDO, M., BOIX, D., MILLARUELO-SÁNCHEZ, N., SALA, J., CAIOLA, N., NEBRA, A., RIERADEVALL, M. A rapid bioassessment tool for the evaluation of the water quality of transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. v.111, p. 129-138, 2012.

BLEICH, S., POWILLEIT, M., SEIFERT, T., GRAF, G.,. beta-diversity as a measure of species turnover along the salinity gradient in the Baltic Sea, and its-consistency with the Venice System. *Marine Ecology Progress Series*. v, 436, p. 101-118, 2011

MARCELINO, R. L., SASSI, R., CORDEIRO, T.A., COSTA, C.F. Uma abordagem sócio-econômica e sócio-ambiental dos pescadores Artesanais e outros usuários ribeirinhos do estuário do Rio Paraíba do Norte, Estado da Paraíba, Brasil. *Tropical Oceanography*. v.33, n. 2, p.183-197, 2005.

SILVESTRE, L.C., FARIAS, D.L.S., LOURENÇO, J.D.S., BARROS, S.C.A., BRAGA, N.M.P. Diagnóstico dos impactos ambientais advindo de atividades antrópicas na APA da do Rio Mamanguape. *Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer*. v.7, n. 12, p. 1-11, 2011

### **TEOR E ACÚMULO DE NPK EM MANJERICÃO CULTIVADO SOB ESTRESSE POR ALUMÍNIO**

---

**Lavine Silva Matos  
Diego dos Santos Souza  
Nafez Souza Bitencourt  
Elves de Almeida Souza  
Rogério Maurício Oliveira**

## TEOR E ACÚMULO DE NPK EM MANJERICÃO CULTIVADO SOB ESTRESSE POR ALUMÍNIO

### **Lavine Silva Matos**

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Campus Sede, Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas – SQE.

Cruz das Almas – BA

### **Diego dos Santos Souza**

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Campus Sede, Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas.

Cruz das Almas - BA

### **Nafez Souza Bitencourt**

EMBRAPA/CNPMP. Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. E-mail:

### **Elves de Almeida Souza**

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Campus Sede, Núcleo de Engenharia de Água e Solo – NEAS.

Cruz das Almas – BA

### **Rogério Maurício Oliveira**

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Campus Sede, Programa de Pós-Graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas – SQE.

Cruz das Almas – BA

**RESUMO:** Objetivou-se avaliar o teor e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio de plantas de manjeriço submetidas a doses de alumínio em solução nutritiva (0; 27; 54; 81 e 108 mg L<sup>-1</sup> de Al<sup>+3</sup>). O estudo foi realizado em casa de vegetação no Campus da UFRB, no município de Cruz das Almas-BA. As plantas foram cultivadas entre os meses de dezembro de 2014 a fevereiro de 2015. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado (DIC), com quatro repetições. Aos 45 dias foram realizadas as análises químicas. Os resultados obtidos evidenciaram que as variáveis teor de nitrogênio e fósforo nas raízes, acúmulo de nitrogênio e fósforo nas raízes e acúmulo de nitrogênio total foram afetadas pelas doses de alumínio utilizadas.

**PALAVRAS-CHAVE:** alumínio, *Ocimum basilicum* L., plantas medicinais.

## 1. INTRODUÇÃO

O manjeriço (*Ocimum basilicum* L.), pertencente à família Lamiaceae, é uma planta anual ou perene, dependendo do local de plantio. No Brasil, o manjeriço é cultivado principalmente por agricultores familiares para a comercialização da planta como condimento. Além de seu uso *in natura*, é

utilizado para obtenção de óleo essencial, sendo muito importante na indústria de cosmético, perfumaria, medicamento e alimento (BLANK et al., 2007). É originário da Ásia, sendo encontrado em estado espontâneo na Índia, como também no norte da África.

Na maioria dos solos brasileiros, os teores de alumínio ( $Al_3^+$ ) frequentemente atingem níveis tóxicos para as plantas. Sua toxicidade é, geralmente, o fator limitante no aumento da produtividade das culturas em solos ácidos. O seu efeito tóxico manifesta-se pela limitação no desenvolvimento do sistema radicular, bem como por sua interferência na absorção, transporte e utilização de nutrientes (SILVA et al., 1984). Os efeitos tóxicos do Al no crescimento das plantas são atribuídos à sua influência sobre vários processos bioquímicos e fisiológicos, sendo o crescimento radicular o principal indicador da sensibilidade das plantas à toxidez.

Para Camargo e Furlani (1989), os efeitos fitotóxicos causados pelo alumínio são altamente dependentes de pH, concentrações de sais, compostos orgânicos, temperatura e espécie vegetal, fatores que podem ser alterados de acordo com a natureza da composição química do substrato ou da espécie estudada.

A presença do alumínio no solo em níveis considerados tóxicos pode prejudicar o crescimento e desenvolvimento das raízes das plantas e, conseqüentemente, a nutrição das mesmas; o alumínio afeta principalmente a região meristemática das raízes, o que faz com que a absorção e assimilação dos nutrientes, sejam prejudicadas. O cultivo de plantas com solução nutritiva apresentam algumas vantagens, entre elas, o fato de poder controlar fatores relacionados ao pH, a condutividade elétrica, a composição nutricional da solução, além de toxidez.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de diferentes concentrações de alumínio ( $Al^{+3}$ ), em solução nutritiva, no teor e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em plantas de manjeriço.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

O experimento foi conduzido na Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB, em Cruz das Almas, no período de dezembro de 2014 a fevereiro de 2015. As sementes de manjeriço foram germinadas em recipiente contendo 1 dm<sup>3</sup> de areia lavada, onde permaneceram até o final do experimento.

Após a emergência, foi realizado o desbaste para que permanecesse uma planta por recipiente e, aos 10 (dez) dias após a emergência (DAE), as plântulas foram irrigadas diariamente passando a receber a solução nutritiva de Hoagland & Arnon (1950) com força iônica total. Aos 20 DAE, iniciou-se os tratamentos em que as plantas receberam solução nutritiva completa

modificada em função dos tratamentos: T1 = 0; T2 = 27; T3 = 54; T4 = 81 e T5 = 108 mg Al<sup>3+</sup> L<sup>-1</sup>. A fonte de alumínio utilizada foi o Cloreto de Alumínio (AlCl<sub>3</sub>) e no preparo da solução nutritiva, a concentração de fósforo (P) foi reduzida em 10 (dez) vezes, evitando, dessa forma, que houvesse a complexação do alumínio (Tabela 1).

**Tabela 1:** Volumes (ml) retirados das soluções estoque para formar 1L de solução nutritiva modificada, seguindo os respectivos tratamentos com as doses de alumínio.

Solução Estoque (Mol L <sup>-1</sup> )	Concentração de alumínio (mg L <sup>-1</sup> )				
	0	27	54	81	108
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
KNO <sub>3</sub>	5	5	5	5	5
Ca (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	5	5	5	5	5
MgSO <sub>4</sub>	2	2	2	2	2
KCl	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
AlCl <sub>3</sub>	0	1	2	3	4
Micronutrientes*	1	1	1	1	1
Ferro-EDTA**	1	1	1	1	1

\*Solução de Ferro-EDTA: Foram dissolvidos 26,1g de EDTA dissódico em 286 mL de NaOH 1N + 24,9g de FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O e aerado por uma noite. \*\*Solução de micronutrientes (g/L): H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> = 2,86; MnCl<sub>2</sub> 4H<sub>2</sub>O = 1,81; ZnCl<sub>2</sub> = 0,10; CuCl<sub>2</sub> = 0,04; H<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub> H<sub>2</sub>O = 0,02.

A tabela 2 apresenta os valores de pH, condutividade elétrica e pressão osmótica da solução nutritiva modificada utilizada durante o estudo.

**Tabela 2:** Valores de pH, condutividade elétrica e pressão osmótica das soluções nutritivas.

Variável	Concentração de alumínio mg L <sup>-1</sup>				
	0	27	54	81	108
pH	5,10	3,59	3,63	3,51	3,63
CE	2,30	2,49	2,54	2,77	3,00
PO	0,76	0,81	0,84	0,91	1,05

pH- Potencial hidrogeniônico; PO- Pressão osmótica (atm); CE- Condutividade elétrica em miliSiemens por centímetro (mS cm<sup>-1</sup>).

As plantas foram cultivadas por 45 dias em condições de casa de vegetação. Ao final do experimento foram avaliadas as variáveis: teor e acúmulo de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), nas folhas e nas raízes. A massa do material vegetal seco foi moída em moinho tipo Willey, e aproximadamente 0,5 g da massa da matéria seca das folhas e raízes foram submetidas à digestão úmida utilizando-se a solução digestora nitro-perclórica (HNO<sub>3</sub> + HCl<sub>4</sub>).

O teor de fósforo foi determinado via espectrofotometria com azul de molibdênio e a determinação do potássio foi via espectrofotometria de chama.

Para a determinação do nitrogênio digeriu-se aproximadamente 0,1 g da massa da matéria seca das folhas, caules e raízes, e a solução digestora utilizada foi a sulfúrica ( $H_2SO_4 + H_2O_2$ ); posteriormente, os teores de nitrogênio foram determinados por destilação-titulação (Kjeldahl) (SILVA, 2009). O acúmulo de N, P e K foi quantificado via equação 1:

$$A: (\text{Teor} \times \text{MS})/1000 \quad \text{equação (1)}$$

Onde: A= Acúmulo; Teor= teor do elemento ( $g\ kg^{-1}$ ); MS= massa seca da amostra (folha ou raiz).

O experimento foi conduzido sob delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com quatro repetições, e os resultados foram submetidos à análise de variância utilizando-se o programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 20011). Em função do nível de significância foi aplicado o teste de regressão a 5% de probabilidade para identificar o efeito das doses de alumínio.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Verificou-se efeito significativo devido às doses de alumínio ( $p < 0,05$ ) pelo teste F da análise de variância para as variáveis teor de nitrogênio e fósforo nas raízes das plantas de manjericão (Tabela 2).

**Tabela 2:** Resumo da análise de variância (quadrado médio) para as variáveis: teor de nitrogênio, fósforo e potássio ( $g\ kg^{-1}$ ) na folha e raiz (F e R) de plantas de manjericão (*Ocimum basilicum* L.) cultivadas sob concentrações de alumínio.

Fontes de Variação	Teor de Nitrogênio		Teor de Fósforo		Teor de Potássio	
	F	R	F	R	F	R
TRAT	10.321280 <sup>ns</sup>	4.483017*	0.043743 <sup>ns</sup>	0.028370*	49.194807 <sup>ns</sup>	12.217795 <sup>ns</sup>
Resíduo	4.823400	1.291630	0.020397	0.008153	25.706357	12.188312
CV (%)	11.74	10.15	12.44	7.05	18.70	17.90
Media geral	18.7020000	11.192000	1.1480000	1.2810000	27.1090000	19.5015000

TRAT – dose de alumínio; <sup>ns</sup> – não significativo; \* – significativo ao nível de 5% pelo teste F.

As variáveis acúmulo de nitrogênio e fósforo nas raízes também apresentaram efeito significativo em função das doses de alumínio ( $p < 0,05$ ) pelo teste F da análise de variância (Tabela 3).

**Tabela 3:** Resumo da análise de variância (quadrado médio) para as variáveis: acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio ( $\text{g kg}^{-1}$ ) na folha e raiz (F e R) de plantas de manjeriço (*Ocimum basilicum* L.) cultivadas sob concentrações de alumínio.

Fontes de Variação	Acúmulo de Nitrogênio		Acúmulo de Fósforo		Acúmulo de Potássio	
	F	R	F	R	F	R
TRAT	241.560888 <sup>ns</sup>	226.781007*	1.143875 <sup>ns</sup>	2.744718*	1285.753030 <sup>ns</sup>	321.587932 <sup>ns</sup>
Resíduo	182.897077	49.706068	0.909327	0.429930	1019.933212	483.990782
CV (%)	11.11	9.98	12.75	8.09	18.11	17.90
Media geral	121.715000	70.656500	7.480000	8.107000	176.299500	122.918500

TRAT – dose de alumínio; <sup>ns</sup> – não significativo; \* – significativo ao nível de 5% pelo teste F.

Não apresentaram diferença estatística ( $p < 0,05$ ) devido aos tratamentos as variáveis teor de nitrogênio, fósforo e potássio nas folhas, e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio nas folhas das plantas de manjeriço.

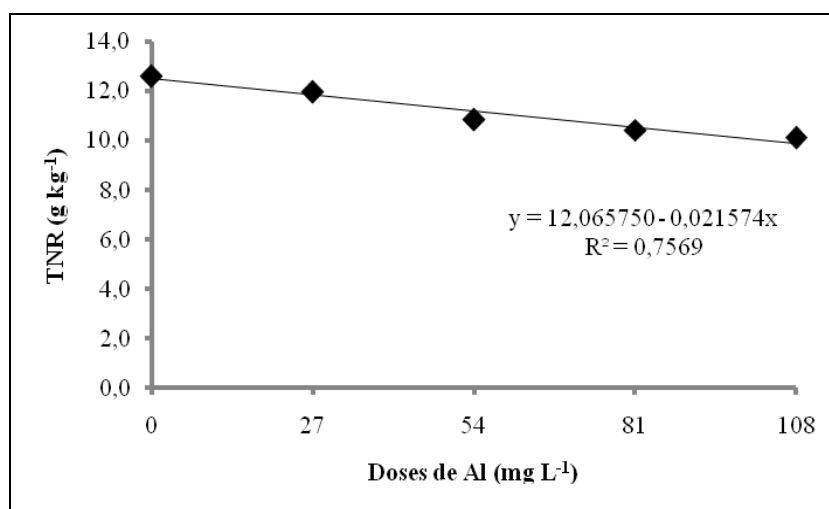
A acidez do solo é um dos principais fatores que oferecem restrições aos cultivos agrícolas. O alumínio em sua forma trocável ( $\text{Al}^{3+}$ ) é um dos fatores limitantes de maior influência à produção vegetal, sendo a raiz o sitio de contato inicial entre o alumínio e a planta, esta pode sofrer mudanças no desenvolvimento e na morfologia, a parte compreendida entre a região meristemática e de alongação das raízes é a que parece ser a mais sensível à ação desse íon. O alumínio altera as propriedades da parede e da plasmalema, pois afeta o sistema de carregadores de nutrientes, problemas que resultam na inibição da alongação celular do eixo principal, tornando as raízes mais grossas e pouco funcionais.

A reduzida resposta das plantas às adubações pode ser atribuída, em parte, ao excesso de alumínio que, em solo com elevada acidez, pode tornar-se tóxico, o que causará graves alterações no sistema radicular, alterando os padrões de absorção de água e de nutrientes e, também, o metabolismo dos nutrientes.

O teor de nitrogênio nas raízes (TNR) do manjeriço apresentou melhor ajuste ao modelo de regressão polinomial linear decrescente, resultando na redução dos valores desta variável com o incremento das doses de alumínio na solução nutritiva (Figura 1). Assim, a dose de  $108 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{Al}^{3+}$  apresentou  $10,1 \text{ g kg}^{-1}$  de N, o que corresponde a uma redução de 25% no teor de nitrogênio quando comparada a dose zero de Al, que apresentou  $12,61 \text{ g kg}^{-1}$  de N nas raízes.



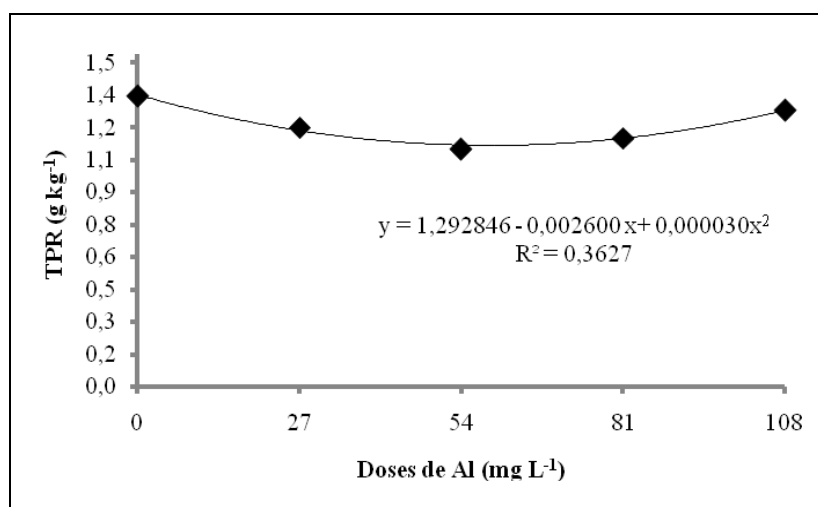
**Figura 1:** Teor de nitrogênio nas raízes (TNR) de plantas de manjeriço (*Ocimum basilicum* L.) submetidas a doses de alumínio na solução nutritiva.



De acordo com a figura 2 o teor de fósforo nas raízes (TPR) do manjeriço apresentou melhor ajuste ao modelo de regressão polinomial quadrático, cuja derivação da equação possibilitou estimar a dose de 43,3 mg L<sup>-1</sup> de Al<sup>+3</sup> na solução nutritiva que proporcionou o menor valor dessa variável, correspondendo a 1,24 g kg<sup>-1</sup> de P nas raízes.

Comparando-se as médias na dose estimada com o tratamento cujo alumínio foi omitido, que obteve 1,34 g kg<sup>-1</sup> de P, é possível indicar um decréscimo de 8%, havendo, a partir desse ponto, aumento do valor da variável até a dose de 180 mg L<sup>-1</sup> de Al<sup>+3</sup>, cujo teor foi de 1,28 g kg<sup>-1</sup> de P nas raízes.

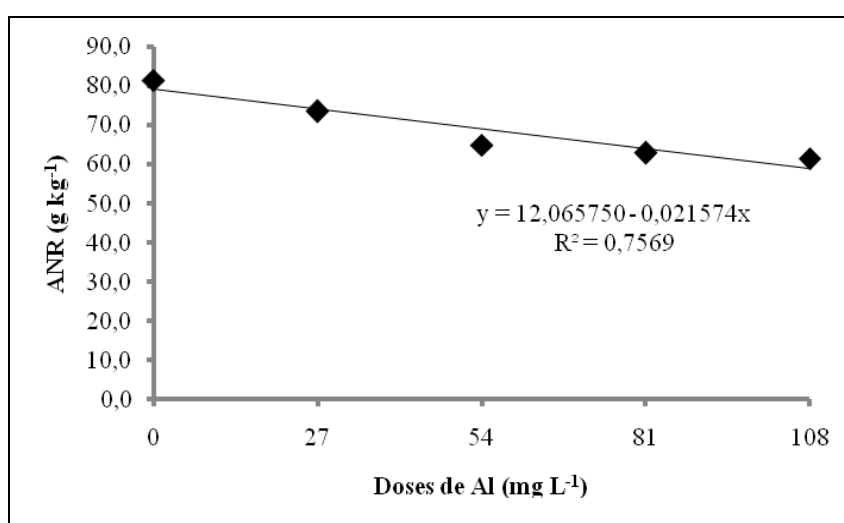
**Figura 2:** Teor de fósforo nas raízes (TPR) de plantas de manjeriço (*Ocimum basilicum* L.) submetidas a doses de alumínio na solução nutritiva.



O alumínio afeta os teores de nitrogênio (N) nas plantas de maneira particular dependendo da espécie e da concentração de alumínio na região radicular, podendo assim ocasionar ou não redução da assimilação do nitrato pelas plantas. A toxidez por Al pode estar vinculada a redução do teor de fósforo (P) no sistema radicular que por sua vez pode estar relacionada com a interferência do excesso do alumínio nas reações enzimáticas e na disposição de polissacarídeos nas paredes celulares, prejudicando, conseqüentemente, a absorção, o transporte e o uso de vários nutrientes, entre eles o fósforo.

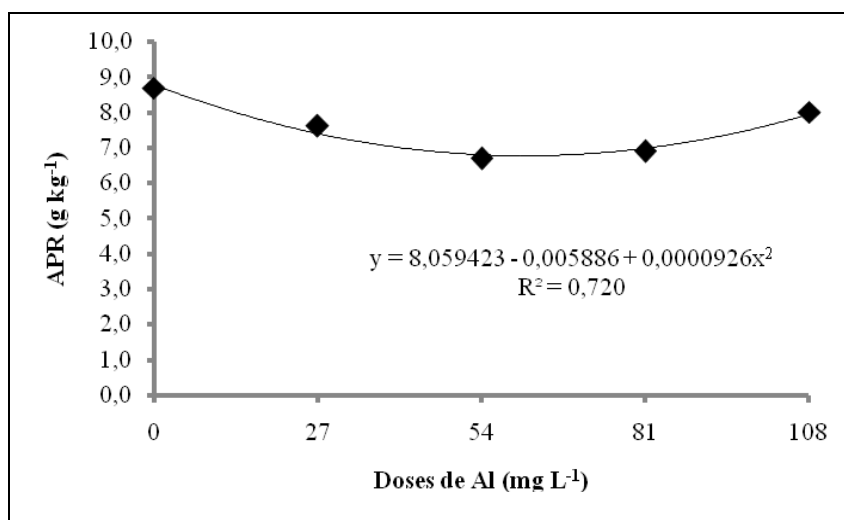
A figura 3 apresenta o acúmulo de nitrogênio nas raízes (ANR) do manjericão que apresentou melhor ajuste ao modelo de regressão polinomial linear decrescente, resultando na redução dos valores desta variável com o incremento da concentração de alumínio na solução nutritiva. A dose de  $108 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{Al}^{+3}$  apresentou  $61,5 \text{ g kg}^{-1}$  de N, o que corresponde a uma redução de 32,5% no acúmulo de nitrogênio quando comparada a dose zero de Al, que foi de  $81,51 \text{ g kg}^{-1}$  de N nas raízes.

**Figura 3:** Acúmulo de nitrogênio nas raízes (ANR) de plantas de manjericão (*Ocimum basilicum* L.) submetidas a doses de alumínio na solução nutritiva.



O acúmulo de fósforo nas raízes (APR) do manjericão apresentou melhor ajuste ao modelo de regressão polinomial quadrático, cuja derivação da equação possibilitou estimar a dose de  $31,8 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{Al}^{+3}$  na solução nutritiva que proporcionou o menor valor dessa variável, correspondendo a  $7,96 \text{ g kg}^{-1}$  de P nas raízes. Comparando-se as médias na dose estimada com o tratamento cujo alumínio foi omitido (dose zero de Al), que obteve  $8,70 \text{ g kg}^{-1}$  de P, é possível indicar um decréscimo de 9,3%, havendo, a partir desse ponto, aumento do valor da variável até a dose de  $180 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{Al}^{+}$ , cujo teor foi de  $8,01 \text{ g kg}^{-1}$  de P nas raízes.

**Figura 4:** Acúmulo de fósforo nas raízes (APR) de plantas de manjericão (*Ocimum basilicum* L.) submetidas a doses de alumínio na solução nutritiva.



#### 4. CONCLUSÕES

A presença do alumínio na solução nutritiva afetou as variáveis teor e acúmulo de nitrogênio e fósforo nas raízes das plantas de manjericão.

As variáveis teor e acúmulo de potássio não apresentaram diferença estatística em função dos tratamentos.

#### AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB).

#### REFERÊNCIAS

BLANK, Arie Fitzgerald et al. Maria Bonita: cultivar de manjericão tipo linalol. *Pesq. agropec. bras.*[online]. 2007, vol.42, n.12, pp.1811-1813. ISSN 1678-3921.

CAMARGO, O.A. & FURLANI, P.R. *Alumínio no solo: concentração, especiação e efeito no desenvolvimento radicular*. In: SIMPÓSIO AVANÇADO DE SOLOS E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 2., Piracicaba, 1989. **Anais**. Campinas, Fundação Cargill, 1989. p.45-69.

FERREIRA, Daniel Furtado. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciênc. agrotec.*[online]. 2011, vol.35, n.6, pp.1039-1042. ISSN 1413-

7054.

HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. The water culture method for growing plants without soils. Berkeley: **California Agricultural Experimental Station**, 347p. 1950.

SILVA, Fábio Cesar da, et al. (Ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2009. 627 p.

SILVA, J. B. C. da; NOVAIS, R. F. de; SEDIYAMA, C. S. Comportamento de genótipos de soja em solo com alta saturação de alumínio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v.19, n.3, p.287-298, 1984.

**ABSTRACT:** The objective of this study was to evaluate the accumulation of nitrogen, phosphorus and potassium of basil plants submitted to doses of aluminum in nutrient solution (0; 27; 54; 81 and 108 mg L<sup>-1</sup> of Al + 3). The study was carried out in a greenhouse at the UFRB Campus, in the city of Cruz das Almas-BA. As plants were cultivated between the months of December 2014 to February 2015. The experimental design was completely randomized (DIC), with four replications. At 45 days they were carried out as chemical analyzes. The results obtained evidenced that, as nitrogen and phosphorus content in the roots, nitrogen and phosphorus accumulation in the roots and nitrogen accumulation.

**KEYWORDS:** aluminum, *Ocimum basilicum* L., medicinal plants.

## **Capítulo VI**

### **ESTIMATIVA DE RECARGA DO SISTEMA AQUÍFERO SERRA GERAL NO PARANÁ UTILIZANDO BALANÇO HÍDRICO**

---

**Vinícius Menezes Borges  
Gustavo Barbosa Athayde  
Pedro Antônio Roehe Reginato  
Tuane de Oliveira Dutra**

## ESTIMATIVA DE RECARGA DO SISTEMA AQUÍFERO SERRA GERAL NO PARANÁ UTILIZANDO BALANÇO HÍDRICO

### **Vinícius Menezes Borges**

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas  
Porto Alegre – RS

### **Gustavo Barbosa Athayde**

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas  
Porto Alegre – RS

### **Pedro Antônio Roehe Reginato**

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas  
Porto Alegre – RS

### **Tuane de Oliveira Dutra**

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas  
Porto Alegre – RS

**RESUMO:** A estimativa da recarga aquífera fornece um importante subsídio para uma melhor gestão dos recursos hídricos subterrâneos. Neste trabalho foi utilizado o método indireto do balanço hídrico com o objetivo de estimar a recarga anual do aquífero Serra Geral no Paraná. A estimativa foi realizada com auxílio de ferramentas de SIG e o cálculo foi feito célula a célula. Os resultados demonstraram que as taxas de recarga que variam de 62,83 mm/ano a 786,18 mm/ano, com uma média de 13,76% da precipitação. É sugerido que sejam realizados novos trabalhos na mesma área de estudo utilizando diferentes métodos, a fim de validar a metodologia utilizada e reduzir as incertezas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Recarga, Sistema Aquífero Serra Geral, Balanço Hídrico.

## 1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural dotado de valor econômico e essencial para o desenvolvimento humano. Sua crescente demanda é evidente em todo planeta e uma das principais causas para esse aumento é o crescimento populacional, gerando maior consumo doméstico, industrial e agrícola.

Avaliar a recarga aquífera é um dos fatores determinantes para que seja feito um bom gerenciamento da exploração das águas subterrâneas, visando à proteção em termos de quantidade e qualidade das águas em longo prazo. A recarga constitui uma importante parcela do balanço hídrico em uma bacia e a sua quantificação é um processo estimativo, com diversas dificuldades para a validação dos resultados obtidos qualquer que seja o método utilizado. No balanço hídrico, tem-se como entrada no sistema a precipitação e como a

saída a evapotranspiração e o excedente hídrico, que é dividido em escoamento superficial e recarga.

O Sistema Aquífero Serra Geral (SASG) representa uma importante fonte de abastecimento de água para o estado do Paraná. Apesar de ser um sistema fraturado, seus poços possuem boa produtividade, e por isso, são amplamente explorados. No estado do Paraná, o SASG contribui com 55% do volume de água proveniente de aquíferos distribuídos pela Companhia de Saneamento do Paraná, sendo que, neste Estado, 56% dos municípios são abastecidos com águas subterrâneas (SANEPAR, 2016).

Tendo em vista a importância do SASG para o estado e seu elevado potencial de abastecimento humano, este trabalho tem como objetivo estimar a recarga média anual do Aquífero Serra Geral no estado do Paraná, utilizando o método indireto do balanço hídrico, a partir de dados de precipitação, evapotranspiração e características físicas (tipo de solo, topografia e uso do solo) da área de estudo.

## 2. ÁREA DE ESTUDO

A geologia local corresponde à porção aflorante da Formação Serra Geral no Estado do Paraná (Figura 1). A Fm. Serra Geral é representada por rochas vulcânicas oriundas de magmatismo mesozoico, recobrando aproximadamente 75% da Bacia Sedimentar do Paraná. Sua área de superfície é de aproximadamente 1,7 milhões de km<sup>2</sup> e abrange territórios do Brasil, Argentina, Paraguai e Uruguai (LICHT, 2013). O magmatismo Serra Geral é compreendido por sucessão de derrames com aproximadamente 1500 metros de espessura em seu depocentro. O produto é constituído por sequência toleítica bimodal, predominando-se os basaltos com superposições de riolitos e riodacitos (SILVA, 2003).

Quanto a hidrogeologia local, o afloramento do SASG em território brasileiro ocupa uma área de aproximadamente 800.000 km<sup>2</sup>, sendo o restante recoberto por sedimentos do Grupo Bauru e Caiuá. No Paraná, o SASG ocupa uma área de aproximadamente 109.000 km<sup>2</sup> e sua espessura chega a 1347 m em Cianorte-PR. É discordante com o Aquífero Guarani (sotoposto) e Caiuá (sobreposto) e possui o maior número de poços outorgados pelo Instituto Águas Paraná dentre as unidades aquíferas do estado. As vazões médias nos poços são de 21,5 m<sup>3</sup>/h e as máximas são encontradas em profundidades entre 100 e 150 metros (ATHAYDE e ATHAYDE, 2016).

Quanto à hidroquímica, as águas do SASG são geralmente classificadas como bicarbonatada cálcica e bicarbonatada cálcica-magnésiana. As concentrações de sólidos totais dissolvidos são geralmente inferiores a 170 mgL<sup>-1</sup>. Entretanto, é comum a ocorrência de misturas de água do Aquífero

Guarani, podendo-se observar um elevado aumento nas concentrações de sódio, fluoretos, sólidos totais dissolvidos e pH, além de outros elementos (MENDES *et al*, 2002).

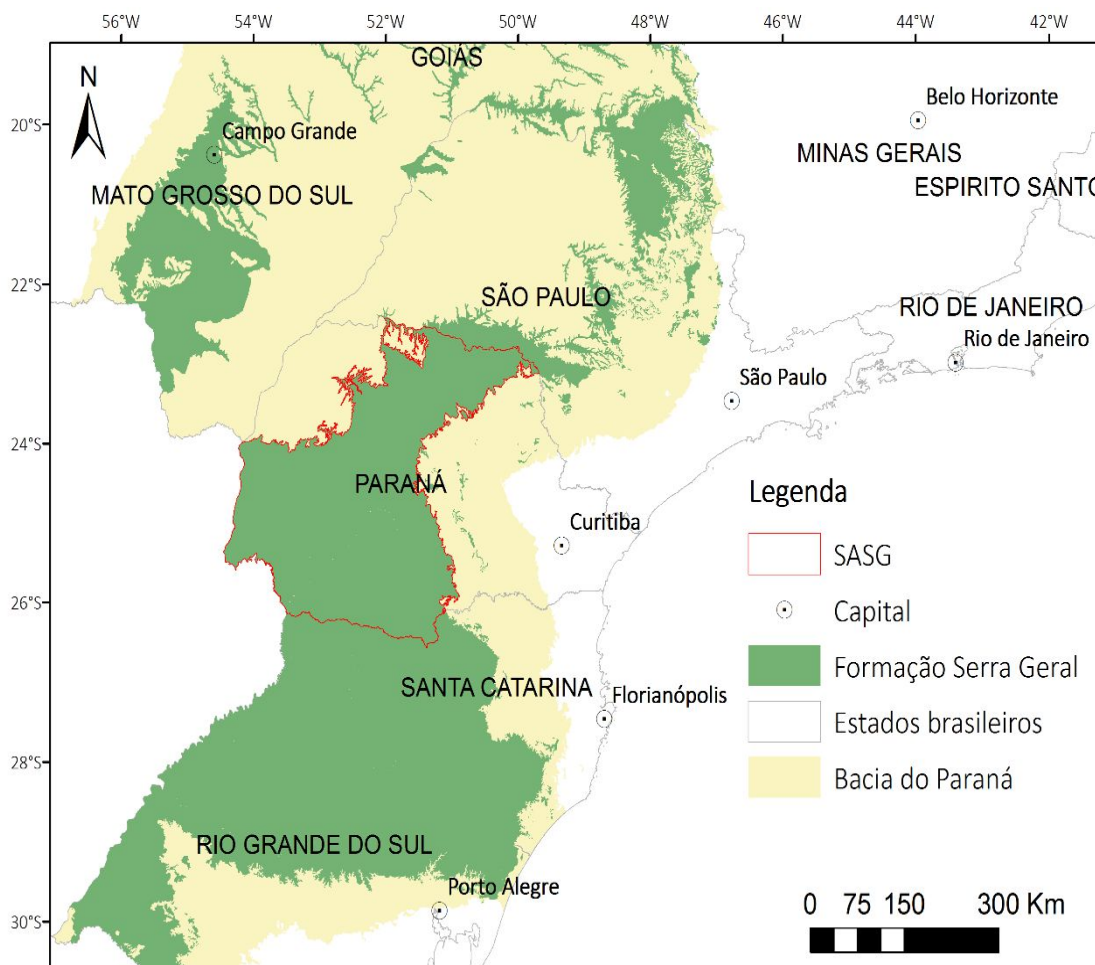


Figura 1: Área de estudo

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

A estimativa de recarga será realizada mediante auxílio de ferramentas de geoprocessamento. O cálculo será realizado para cada célula, que possui tamanho de 100x100 metros. Em cada célula será calculada a precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial e recarga.

Os dados de precipitação foram obtidos de estações pluviométricas do banco de dados *Hidroweb* da Agência Nacional de Águas (ANA). Os valores de precipitação média anual foram interpolados na área de estudo através da ferramenta IDW (*Inverse Distance Weighting*) ou Ponderação pelo Inverso da Distância com grau 2.

A evapotranspiração real anual foi calculada através da fórmula empírica de Turc (1954), que consiste na seguinte expressão:



$$ETR = \frac{P}{\sqrt{0,9 + \frac{P^2}{L^2}}}$$

Onde: ETR= Evapotranspiração média anual em milímetros;

P= Precipitação média anual em milímetros;

L= Parâmetro empírico dado pela expressão:

$$L = 300 + 25T + 0,05T^3$$

Onde T é a temperatura média anual.

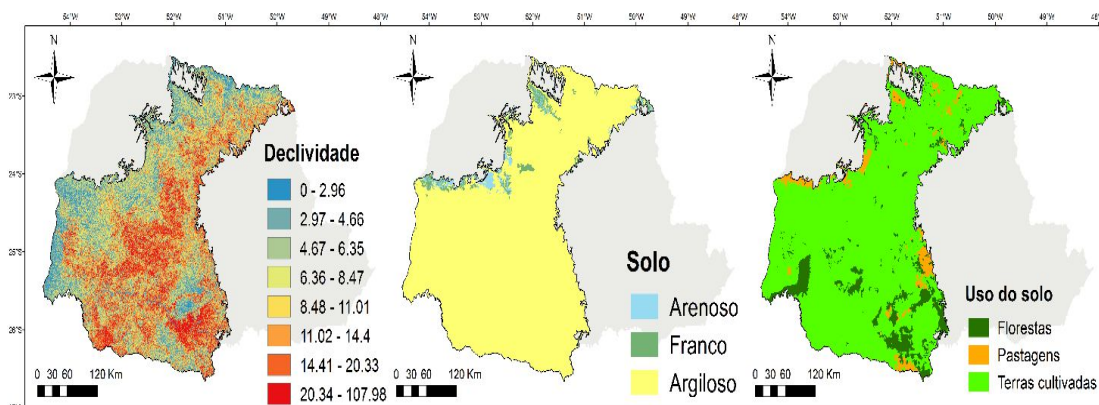
Os dados de temperatura anual foram obtidos do Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR). Para validar os valores obtidos de evapotranspiração pela equação de Turc, foi estimada também a evapotranspiração por balanço hídrico através de dados de vazão média em cada sub-bacia que abrange a área de estudos obtidas de postos fluviométricos do *Hidroweb*. Como as vazões foram obtidas de postos a jusante da bacia, pode-se considerar que nela estão incluídas a vazão de base e o escoamento superficial da bacia. Portanto, a evapotranspiração pode ser estimada da seguinte maneira:

$$ETR = P - Q_{total}$$

O escoamento pode ser calculado subtraindo-se a evapotranspiração da precipitação. No entanto, este valor inclui as parcelas de escoamento superficial e subterrâneo. Para calcular o escoamento superficial, foi multiplicado o escoamento por um coeficiente de escoamento superficial C, que se baseia em parâmetros físicos da região (Figura 2), segundo a Tabela 1, proposta pelo *Soil Conservation Service* (SCS – USDA).

**Tabela 1:** valores de C recomendados pelo SCS – USDA

Declividade (%)	Solos arenosos	Solos francos	Solos argilosos
	Florestas		
0 a 5	0,10	0,30	0,40
5 a 10	0,25	0,35	0,50
10 a 30	0,30	0,50	0,60
Pastagens			
0 a 5	0,10	0,30	0,40
5 a 10	0,15	0,35	0,55
10 a 30	0,20	0,40	0,60
Terras cultivadas			
0 a 5	0,30	0,50	0,60
5 a 10	0,40	0,60	0,70
10 a 30	0,50	0,70	0,80



**Figura 2:** Parâmetros físicos da área de estudo (Elaborado a partir de EMBRAPA, 2009 e Weber et al, 2004).

Por fim, a recarga foi calculada através da seguinte expressão:

$$R = (P - ETR) \cdot (1 - C)$$

Onde C é o coeficiente de escoamento da célula. Este cálculo foi realizado mediante a ferramenta *Raster Calculator* do ArcGIS.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Através da combinação dos parâmetros da Figura 1 foi gerado o mapa de coeficiente de escoamento, apresentado na Figura 3.

A distribuição espacial da precipitação média anual no SASG é apresentada pela Figura 4. A Figura 5 apresenta o mapa de evapotranspiração calculado através da fórmula empírica de Turc (1954). Os valores calculados de precipitação, evapotranspiração e recarga por sub-bacia que abrangem o SASG no Paraná são apresentados na Tabela 2. Nota-se que os valores calculados de evapotranspiração por balanço hídrico e por Turc possuem boa correlação, apresentando um erro relativo mediano entre os dois métodos de apenas 6,75%, com erro máximo de 22,3% na sub-bacia do Rio Piquiri e 1,34% na sub-bacia do Rio Ivaí. Portanto, o mapa de recarga média anual distribuída no espaço pode ser seguramente calculada com a evapotranspiração obtida por Turc. Este mapa é apresentado na Figura 6.

Observando a Tabela 2 é possível verificar que as maiores taxas de recarga ocorrem na bacia do Rio Iguazu (304,46 mm/ano) e as menores na bacia do Rio das Cinzas (186,5). Essa diferença ocorre principalmente devido a diferença entre precipitação e evapotranspiração nessas áreas, uma vez que os parâmetros físicos não sofrem grandes variações ao longo da área de estudo.

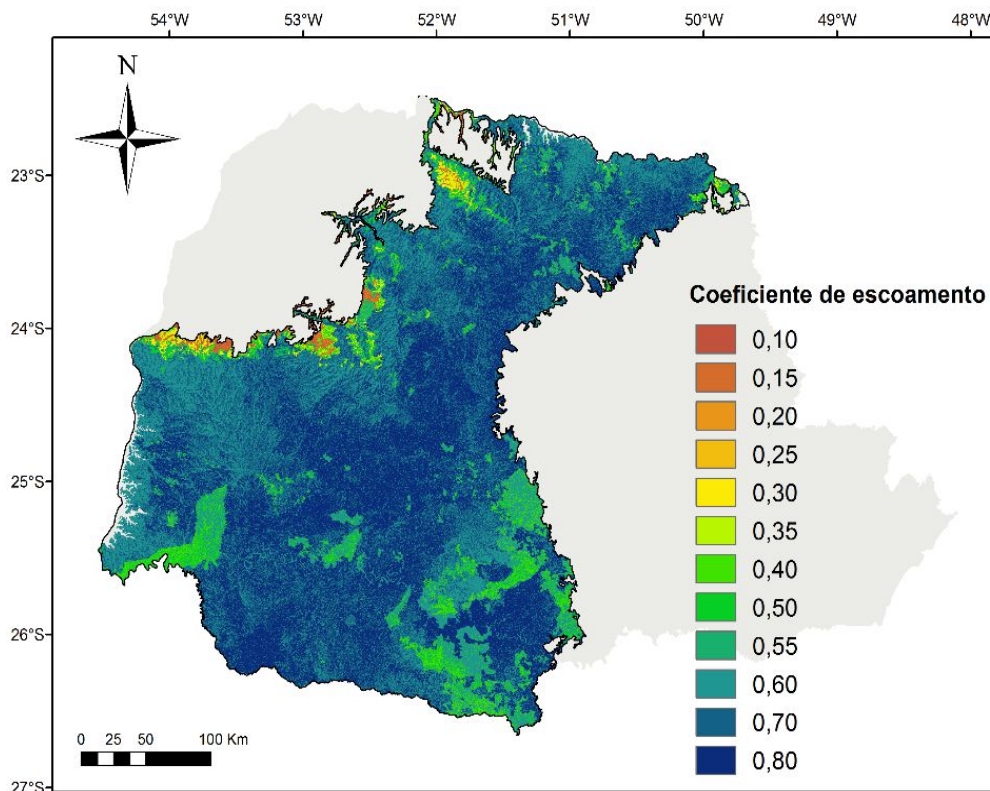
A taxa de recarga média nas bacias é de 15,9%, enquanto que no SASG esse valor cai para 13,76%. Isso indica que ocorrem maiores taxas de

recarga nas demais unidades aquíferas nas bacias, que podem apresentar parâmetros físicos mais favoráveis para infiltração, como solos mais arenosos e relevos menos declivosos.

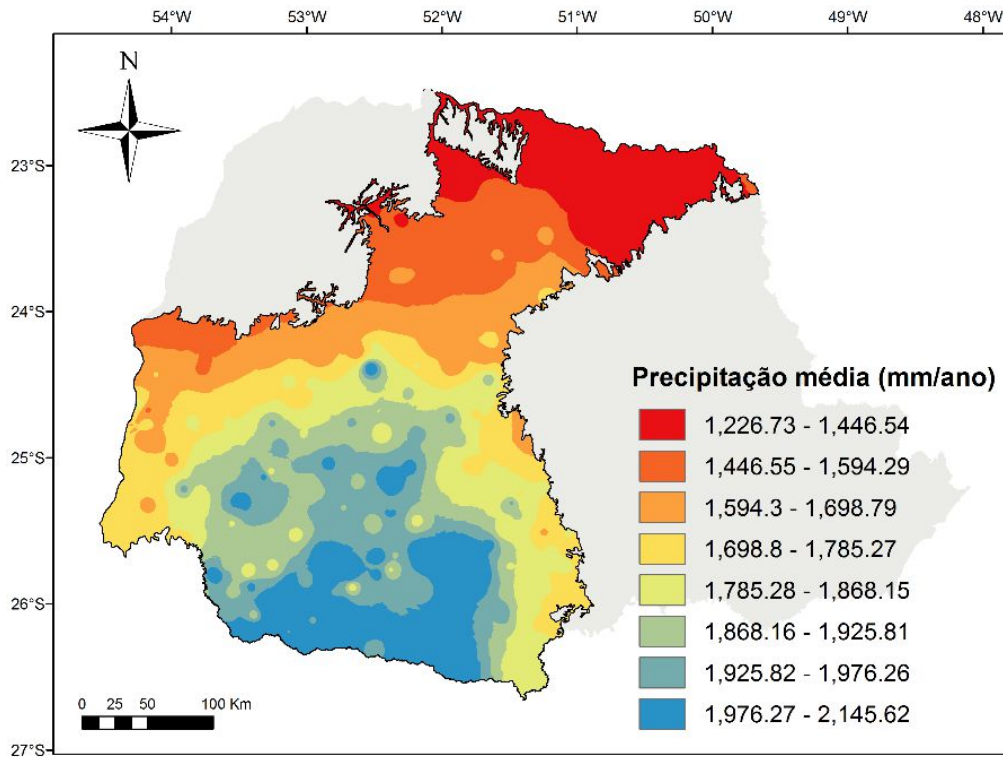
**Tabela 2:** Resultados apresentados por sub-bacias hidrográficas

Bacia	Área (Km <sup>2</sup> )	Precipitação média (mm/ano)	ETR* – TURC (mm/ano)	ETR* – Balanço hídrico (mm/ano)	Recarga total (mm/ano)	Recarga (% da precipitação)
IGUAÇU	70800	1821.6	899,0	1151,7	304,46	16,71%
PIQUIRI	24172	1738.7	1010,9	826,6	291,12	16,74%
IVAÍ	36540	1577.9	976,9	990,16	263,29	16,71%
PIRAPÓ	5098	1433.4	991,1	1034,95	216,58	15,11%
TIBAGI	24937	1508.2	889,4	833,2	199,4	13,20%
CINZAS	9613	1383	908,8	890,0	186,5	13,00%

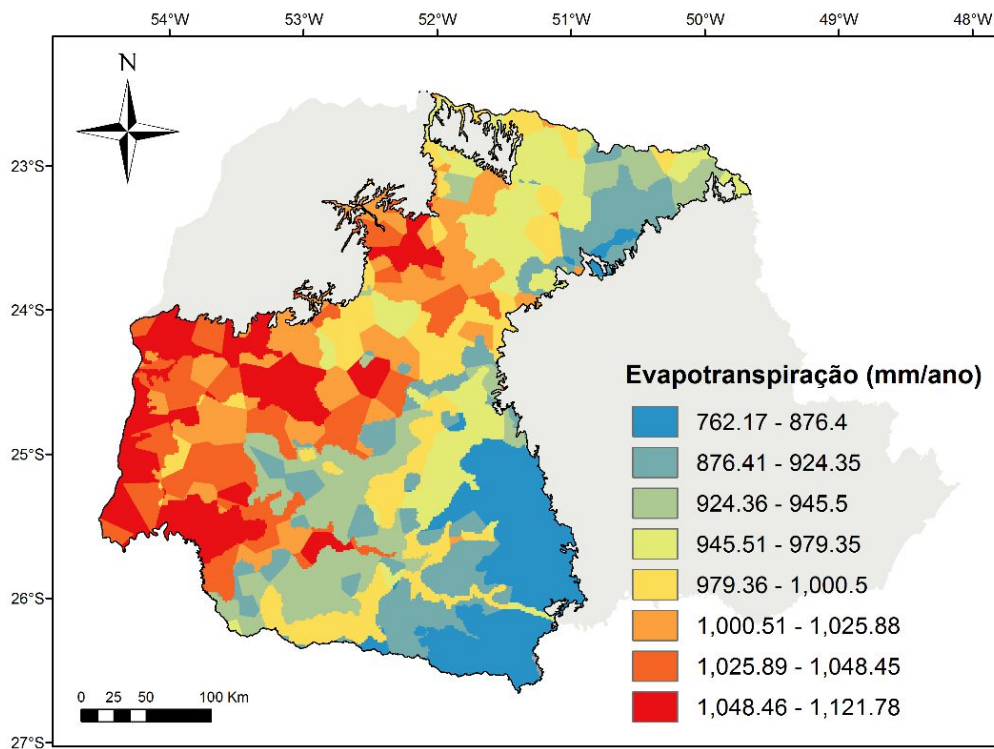
\*ETR = Evapotranspiração real



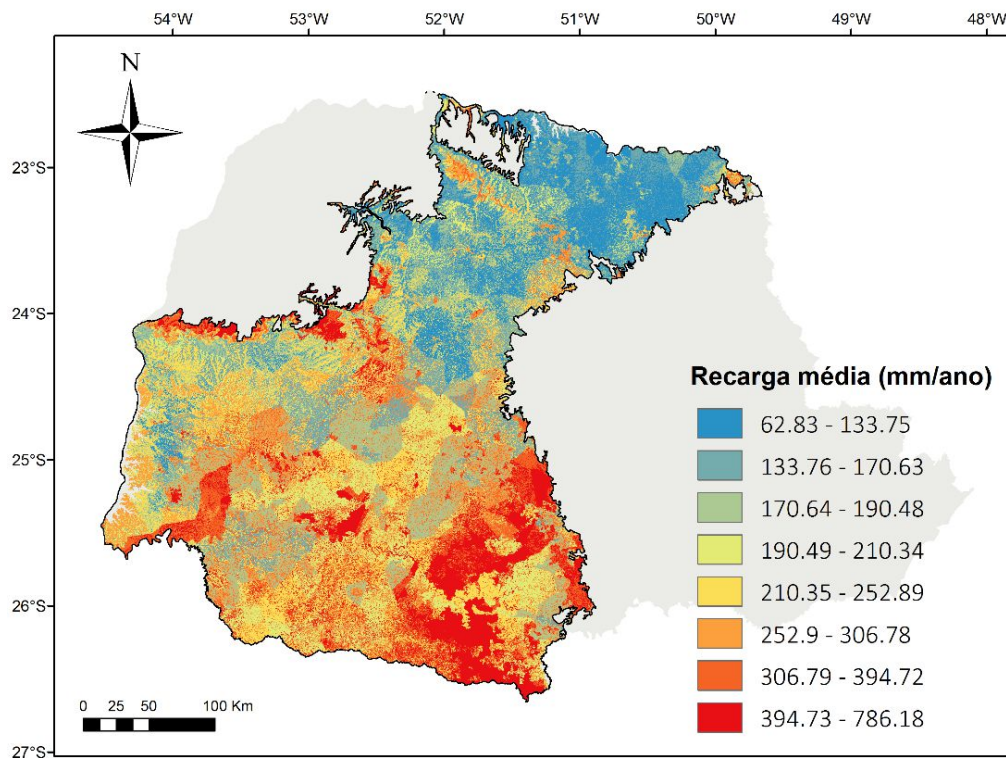
**Figura 3:** Mapa de coeficiente de escoamento ao longo da área de estudo conforme recomendações do SCS – USDA.



**Figura 4:** Mapa de precipitação média anual distribuída no espaço em mm/ano.



**Figura 5:** Mapa de evapotranspiração média anual distribuída em mm/ano.



**Figura 6:** Mapa de recarga média anual distribuída no espaço em mm/ano.

## 5. CONCLUSÕES

A partir do mapa de recarga gerado foi possível delimitar áreas de maior recarga aquífera. Através dele é possível realizar uma gestão mais eficiente dos recursos hídricos subterrâneos em termos de quantidade. Através deste mapa é possível também controlar o uso e ocupação do solo em regiões com maiores taxas de recarga, visando a proteção em termos também de qualidade.

Devido as diversas incertezas envolvidas no conhecimento da recarga em aquíferos, é necessário que mais de um método seja aplicado em uma mesma área, a fim de validar os resultados. Tem-se como exemplo de métodos a separação do escoamento de base e variação do nível d'água em poços. Novos trabalhos estão sendo realizados para a mesma área no intuito de fortalecer e validar os resultados até aqui obtidos.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq pelo apoio mediante projeto universal nº 486685 / 2014, intitulado: Mapeamento multifinalitário no Sistema Aquífero Serra Geral, Estado do Paraná: áreas potenciais à captação para consumo

humano, e vulnerabilidade natural à contaminação do aquífero, coordenado pelo Prof. Dr. Gustavo Barbosa Athayde (Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS).

## REFERÊNCIAS

- ANA. Agência Nacional de Águas. Hidroweb. Disponível em <hidroweb.ana.gov.br>. Acesso em 10 de novembro de 2015.
- ATHAYDE, G. B.; ATHAYDE, C. V. M. Hidrogeologia do Sistema Aquífero Serra Geral no Estado do Paraná. Revista brasileira de águas subterrâneas v. 29, n 3, 2015, p 315 – 333.
- CASTANY, G. Prospección y explotación de las aguas subterráneas. Barcelona: Ed. Omega, 1975. 738 p.
- COLLISCHONN, V. TASSI, R. Introduzindo Hidrologia. Material didático-IPH/UFRGS.
- IAPAR, Instituto Agrônômico do Paraná. Disponível em: <<http://www.iapar.br/>>. Acesso em 04 de outubro de 2015.
- EMBRAPA - Mapa de Solos do Paraná. Paraná, 2009 - Escala 1:600.000.
- LICHT, O. A. B. O Grupo Serra Geral no Estado do Paraná. Serviço Geológico do Paraná – Mineropar, Curitiba, 2013.
- MENDES, E. A; *et al.*. Mananciais Subterrâneos no Estado do Paraná. XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas.
- SANEPAR, Companhia Paranaense de Saneamento. Notícias de 31 de março de 2015. Disponível em: <<http://www.site.sanepar.com.br/noticias/aquiferos-fornecem-21-da-agua-tratada-consumida-pelos-clientes>>. Acesso em 6 de novembro de 2015.
- SILVA, A. J. P.; LOPES, R. C.; VASCONCELOS, A. M.; BAHIA, R. B. C. Bacias Sedimentares Paleozóicas e Meso-Cenozóicas Interiores. *In* Geologia, Tectônica e Recursos Minerais do Brasil. CPRM, Brasília, 2003.
- VASCONCELOS, S. M. S. Balanço hídrico e estimativa de reservas. Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Ceará. Acesso em 2 de dezembro de 2015.
- WEBER, E.; HASENACK, H.; FERREIRA, C. J. S. Adaptação do modelo digital

de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia.

**ABSTRACT:** Estimation of aquifer recharge provides an important source for a better groundwater management. In this paper, it was used the water budget method to estimate annual recharge on Serra Geral Aquifer in Paraná – Brazil. The estimate was done by using GIS tools and the calculation was performed pixel to pixel. The results showed that the recharge rates varied from 62,83 mm/year to 786,18 mm/year, in an average of 13,76% of the annual precipitation. in order to validate the methodology and reduce uncertainties, it is suggested that new works should be done on the same research area using different methods.

**KEYWORDS:** *Aquifer recharge; Serra Geral aquifer; water budget.*

## **Capítulo VII**

### **MINERAÇÃO DE AREIA NO RECÔNCAVO BAIANO: ASPECTOS GEOLÓGICOS E AMBIENTAIS**

---

**Ludimila de Oliveira de Amorim  
Thomas Vincent Gloaguen  
Brenner Biasi Sousa Silva  
Samile Raiza Carvalho Matos**



## MINERAÇÃO DE AREIA NO RECÔNCAVO BAIANO: ASPECTOS GEOLÓGICOS E AMBIENTAIS

### **Ludimila de Oliveira de Amorim**

Universidade Federal do Recôncavo Baiano-UFRB, Programa de Pós-graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas-SQE.

Cruz das Almas – BA.

### **Thomas Vincent Gloaguen**

Universidade Federal do Recôncavo Baiano-UFRB, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas-CETEC.

Cruz das Almas – BA.

### **Brenner Biasi Sousa Silva**

Universidade Federal do Recôncavo Baiano-UFRB, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas-CETEC.

Cruz das Almas – BA.

### **Samile Raiza Carvalho Matos**

Universidade Federal do Recôncavo Baiano-UFRB, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas - CETEC.

Cruz das Almas – BA.

**RESUMO:** O estado da Bahia possui uma grande geodiversidade, que potencializa a exploração mineral no estado. Nos últimos anos o cenário baiano apresentou uma grande evolução no setor da construção civil, com destaque na extração de areia, obtida em diversas unidades geológicas e diversos ecossistemas, gerando impactos ambientais, dentre estes a degradação dos solos. Esse estudo objetivou avaliar as atividades de extração de areia na Região do Recôncavo Baiano, visando identificar as principais lavras das regiões, a relação entre a qualidade da areia, as classes de solos e as formações geológicas, e os impactos ocasionados por esta atividade. O método utilizado consistiu na pesquisa de campo, utilização de imagens de satélites, mapas, a aplicação de “*check lists*” de impactos ambientais e coleta de areia para as análises laboratoriais. Foram identificadas 35 lavras de areia (branca, suja e lavada). Foi estabelecida uma forte relação entre a origem geológica e o tipo e qualidade da areia. Embora a areia no canal dos rios pareça ser a melhor opção em relação à qualidade da areia e aos baixos impactos ambientais, a areia derivada de arenitos do grupo Brotas (Jurássico) é intensamente extraída devido ao fácil acesso, ao volume dos depósitos e à qualidade visual. No entanto, os problemas dessas lavras são: qualidade baixa da areia, impactos ambientais negativo devido ao desmatamento de Mata Atlântica e erosão de solos arenosos. Demonstramos que o conhecimento da litologia é fundamental para o mapeamento de novas lavras de areia minimizando os impactos.

**PALAVRAS-CHAVE:** extração de areia, degradação do solo, morfoscopia da

areia, granulometria.

## 1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos a demanda de construções tem se intensificado gradativamente na Bahia, em função do crescimento das cidades e investimentos do governo, aumentando o contingente populacional e a busca pelo setor imobiliário. Nesse contexto aumentou a busca por materiais para construção civil, mais especificamente por areia. Em 2014, o relatório do Departamento Nacional de Produção Mineral mencionou que a indústria de construção consumiu 391 milhões de toneladas de areia no Brasil, correspondendo a 43% do consumo nos EUA (911 milhões de toneladas), sendo superior ao consumo do Canadá (228 milhões de toneladas). A diversidade da formação geológica de rochas sedimentares no Território do Recôncavo Baiano, localizada no Estado da Bahia, e a proximidade dos principais centros metropolitanos e industriais (Salvador, Camaçari e Feira de Santana) tornam a região propensa à extração de areia. Neste Território, existem três feições geológicas com potencial de extração de areia: a bacia sedimentar fluvial-lacustre do Recôncavo, os sedimentos fluviais não consolidados do Paleogeno e os depósitos arenosos costeiros do período Quaternário, semelhantes aos tipos de depósitos na região metropolitana de Salvador (GONÇALVES; MOREIRA; BORGES, 2008). Portanto, a variabilidade dos ambientes sedimentares pode refletir sobre a qualidade da areia extraída. Os depósitos de areias apresentam grãos de diferentes tipos devido à procedência geológica e aos fatores pedogenéticos, portanto local de extração vai apresentar características peculiares tais como a mineralogia, granulometria, arredondamento e esfericidade. Nesse sentido as formações geológicas e pedológicas das lavras de areias influenciam na qualidade do material extraído para o emprego na construção civil (AL-ANSARY et al., 2012; AL-HARTHY et al., 2007; ELIPE; LÓPEZ-QUEROL, 2014; LUO et al., 2013; PADMAKUMAR et al., 2012).

O segundo ponto importante na indústria da mineração de areia, caso não haja problemas em relação à ocorrência de areia na região, é a preocupação com os impactos ambientais inerentes a essa atividade (NOBRE FILHO et al., 2011), em virtude da deficiência da fiscalização e da existência de muitas lavras clandestinas e, associado a estas, à falta de planejamento quanto ao uso e implantação de projetos de recuperação das áreas degradadas. Do ponto de vista ambiental essa atividade possui grande potencial para degradação do ambiente, principalmente dos solos, em função dos processos envolvidos para exploração de uma lavra, tais como a supressão da vegetação, assoreamento de canais fluviais, alteração geomorfológica do relevo, compactação e principalmente a remoção e

revolvimento dos solos.

Nesse contexto os fatos supracitados demonstram a importância do registro das lavras de extração de areia existentes na região do Recôncavo Baiano e de estudos que abordem sobre as características geológicas e ambientais relacionadas a essas áreas.

## **2. OBJETIVO**

O presente trabalho teve o objetivo de fazer uma avaliação das atividades de extração de areia nas regiões administrativas de Cruz das Almas e Santo Antônio de Jesus, visando identificar as principais lavras das regiões, a relação entre a qualidade da areia e as formações pedológicas e geológicas, e os impactos ocasionados por esta atividade.

## **3. METODOLOGIA**

Realizou-se o estudo nas regiões administrativas de Santo Antônio de Jesus e Cruz das Almas, compostas por um total de 23 municípios localizados no Recôncavo Baiano (Figura 1).

### **3.1. Reconhecimento das lavras, características ambientais, geológicas e pedológicas, e coleta de amostras**

Para identificação das lavras de areia em campo, além da utilização de informações obtidas por imagens de satélite, foi realizada uma pesquisa de campo “*in situ*” nos diferentes locais fornecedores de areia. Os dados sobre a geologia e pedologia, as coordenadas e as imagens de satélite adquiridas foram tratados e processados no sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), Datum WGS 84. No campo, a identificação dos impactos gerados pelas atividades foi realizada via um formulário de impactos ((LA ROVERE, 2001; NOBRE FILHO et al., 2011), onde foram atribuídos valores de 1 (baixo), 2 (médio) ou 3 (alto) para amplitude do impacto e valores de 1 (curto), 2(médio) ou 3 (longo) para duração do impacto. Os dois valores foram multiplicados.

Em cada lavra, foi obtida uma amostra composta, sendo as sub-amostras coletadas numa área de pelo menos 100 m<sup>2</sup>, de forma a obter uma amostra representativa de toda área. As amostras foram coletadas em toda a camada de areia utilizável pela mineradora (entre 1 e 2,5 metros), homogeneizadas e reduzidas por quarteamento, o peso final variando de 3 kg a 10 kg. As

amostras foram armazenadas em saco plástico, identificadas e em seguida conduzidas ao laboratório de Geologia da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB) para realização das análises laboratoriais.

### 3.2. Análises físico-químicas

Para realização da análise de carbono orgânico total (COT) foram pesados 0,5 g da fração areia (TFSA), triturados em almofariz e passado na peneira de 0,2 mm. Em seguida o COT das amostras foi determinado por oxidação via úmida, sendo o agente oxidante dicromato de potássio (YEOMANS; BREMNER, 1988). A determinação de sais foi feita segundo a NBR 9917/1987, onde são transferidos 20 g da amostra de solo para um erlenmeyer de 250 cm<sup>3</sup> e adicionado 100 cm<sup>3</sup> de água a uma temperatura de 80 (±5 °C), sendo agitado em seguida durante 10 minutos. Após filtrado, o volume da solução é ajustado a 500 mL num balão; desta solução é retirada uma alíquota de 100 cm<sup>3</sup> que é submetida à secagem na estufa, para posterior pesagem dos sais precipitados. As concentrações de cloreto e sulfato foram obtidas nesse extrato através de cromatografia iônica (IC da Dionex).

A análise petrográfica foi realizada conforme a ABNT-NBR 7389 (1992), as amostras reduzidas foram peneiradas com malha de 2,4mm e dessa fração foram pesados 5 g com uma balança de precisão de 0,1%, onde 500 grãos foram analisadas com auxílio de uma lupa estereoscópica. A análise de materiais pulvulentos foi realizada com base na norma NBR NM 46, que permite determinar através da lavagem a quantidade de material mais fino que passa pela abertura da malha de 75 µm presente em agregados miúdos. A determinação da composição granulométrica dos agregados foi realizada com base na NBR NM 248, que visa classificar as partículas das amostras pelos respectivos tamanhos e medir as frações correspondentes a cada tamanho.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 Tipos de depósitos

Foram identificados 4 grandes grupos de lavras de areia (Tabela 1):

- (a) Os depósitos detrito-lateríticos do Neógeno, de natureza fluvio-lagunares, nos Tabuleiros interioranos. Há pedogênese avançada, predominam os Latossolos, Planossolos e Argissolos; a areia extraída (cavas) é predominantemente *areia suja*.
- (b) Os depósitos de areia bem selecionada, associados aos arenitos de origem eólica do grupo Brotas (período Jurássico, depósitos

mais consolidados), depósitos litorâneos ou fluvio-marinho e lagunares (Quaternário). Há pedogênese limitada, predominam os Neossolos Quartzarênicos e Espodossolos; a areia extraída (cavas) é predominantemente *areia branca*.

(c) Os depósitos rasos desenvolvidos sob clima semiárido a partir de rochas cristalinas ígneo-metamórficas de idade Arqueano. O intemperismo termal sob clima semiárido e a limitação do transporte leva a formação desses depósitos mal selecionados e pouco espessos, que não aparecem nos mapas geológicos com escala acima de 1:150.000. Há pedogênese incipiente, predominam os Neossolos Regolíticos a Quartzarênicos com presença de Cambissolos; a areia extraída (pequenas cavas e barrancos) é predominantemente *areia suja*.

(d) Os depósitos fluviais de canal. Estão associados a sedimentos atuais, e não solos; a areia extraída (dragagem) é predominantemente *areia lavada*.

#### **4.2 Características físico-químicas da areia**

Em 100% das amostras, houve um teor de quartzo superior a 50% (Tabela 2), isso já era esperado visto que esse mineral é o principal constituinte da fração areia, em virtude da sua dureza e alta resistência ao intemperismo ((TEIXEIRA; SANTOS-PINTO, 2006). As amostras de areia suja apresentaram maior teor de mica em sua composição (3,6%) em relação aos outros tipos de areia. Areias que possuem quantidades significativas de minerais pouco resistentes como as micas, acabam interferindo na resistência do concreto pois é um material deletério (NEVILLE, 1982).

No que tange ao aspecto da superfície do grão, a maioria dos grãos apresentaram textura rugosa, indicando pouco transporte dos sedimentos durante a formação desses depósitos e/ou dissolução parcial durante a pedogênese. Do ponto de vista da construção civil os grãos rugosos apresentam melhor aderência ao cimento e ao betume, enquanto os grãos mais lisos e arredondados requerem menos água na pasta para produção de misturas trabalháveis (MEHTA; MONTEIRO, 1994). As amostras de areia branca praticamente não possuem grãos lisos, fato este que pode estar associado à sua constituição, rica em quartzo que apresenta grande resistência aos processos intempéricos.

Já as amostras de areia suja, em solos geralmente formados a partir dos depósitos sedimentares do Neogeno (Tabela 3), apresentaram maior quantidade de grãos lisos em relação a areia branca, fato também associado a presença de minerais menos resistentes quimicamente tais como feldspatos (Tabela 2). Em relação ao arredondamento e a esfericidade, os valores entre

os três tipos de areia não apresentaram estatisticamente diferenças significativas. Quanto mais esféricos os grãos de areia menor será os índices de vazios e deste modo melhor o empacotamento. Portanto, os grãos mais arredondados requerem menos água na pasta do cimento do que os grãos mais angulosos (TRISTÃO, 2005).

A diferença estatística entre o teor de materiais pulverulentos dos três tipos de areia é bastante significativa, pode-se observar que a areia suja apresenta um teor elevado de 18,3%. A localização dessas lavras nos depósitos sedimentares do Neogeno, fluvio-lagunares, explica que apesar de apresentarem textura arenosa, possuem teores significativos de argila e silte formando solos de tipo Latossolos e Planossolos. A facilidade de acesso (relevo plano, área sem vegetação primária ou secundária), a amplitude dos depósitos e a elevada densidade populacional nessa área são fatores principais da exploração desses depósitos.

No que refere ao teor de carbono orgânico (CO), as amostras de areia suja foram as que apresentaram os maiores teores ( $6,2 \text{ g kg}^{-1}$ ), em comparação as amostras de areia branca e lavada. Esse resultado era esperado vista a própria coloração desses solos (escura) que já era um indicativo da presença de matéria orgânica, remanescente da Mata Atlântica já retirada há décadas. Os maiores teores de sais foram encontrados na areia lavada ( $[\text{SO}_4^{2-}] = 38 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $[\text{Cl}^-] = 63 \text{ mg kg}^{-1}$ ) devido à proximidade de algumas das amostras de zonas de estuário e a presença de manguezais.

### **4.3. Relação qualidade da areia/geologia/impactos**

Como mencionado anteriormente, os depósitos do Neogeno, pelo caráter parcialmente lagunar e pelo relativo longo processo de pedogênese, possui areias de qualidade baixa, com teor de pulverulentos e baixo teor de quartzo. Dentro da mesma formação geológica (depósitos detríticos do Neogeno), as areias oriundas da formação Mussunungas são diferenciadas, apresentando teor ainda maior teor de feldspatos, maior arredondamento e menor rugosidade e esfericidade (Tabela 3). Logo pode-se compreender que o maior arredondamento se deve ao fato que o feldspato tem dureza menor que o quartzo, por isto pode ser mais polido. Em relação a menor esfericidade, essa ocorre porque ao sistema cristalino monoclinico ou triclinico do feldspato, tendo a ser naturalmente pouco esférico. No entanto, o aspecto visual branco e homogêneo desses depósitos leva a uma exploração também intensiva

Os sedimentos de Pediplano apresentaram menos arredondamento, porque houve menos transporte e intemperismo química: o clima semi-árido nessa região proporciona intemperismo físico que fragmenta as rochas sem arredondar os clastos, que se acumula em região proximal pela falta de transporte hídrico.

Os depósitos litorâneos do Quaternário apresentaram maior esfericidade em decorrência do longo transporte dos grãos (mar, vento), maior rugosidade em virtude do intemperismo do quartzo nessas condições extremas, pouco material pulverulento e baixo módulo de finura (seleção pelo vento).

Finalmente os arenitos do grupo Brotas (período Jurássico) levaram a formação de areia com baixos teores de feldspato e mica, areia quartzosa (Solos caracterizados como Espodossolos e Neossolos Quartzarênicos), material pulverulento e baixo módulo de finura. Essas características se mostraram parecidas com as dos depósitos litorâneos do Quaternário, é são resultantes do transporte eólico. As características granulométricas do insumo, muito bem selecionado, limitam a seu uso em diversos ramos da indústria da construção.

Em relação aos impactos, foi observado que as lavras de areia branca apresentaram maiores impactos em relação as fases de abertura e limpeza do terreno, o que pode estar associado aos tipos de solos que são mais arenosos (Neossolos e Espodossolos), a retirada da vegetação tornando-os muito suscetíveis a erosão. As lavras de areia suja apresentaram maiores impactos em relação as fases de escavação e transporte o que poderia estar associado também aos tipos de solos que por possuírem maior teor de argila, são mais favoráveis a compactação pela utilização do maquinário pesado (caçambas e tratores). Finalmente, tanto em termo de qualidade de areia como de impactos ocasionados, concluímos que os depósitos fluviais têm as melhores condições para exploração.

## **5. CONCLUSÃO**

Das 35 lavras de areia localizadas no Território do Recôncavo, que abastecem as principais lojas de construção do Território, 46% foram identificadas como lavras de areia suja, 42% como lavras de areia branca e 11% como lavras de areia lavada.

Verificou-se a importante variedade de formações geológicas levando à depósitos de areia economicamente viáveis: arenitos do Período Jurássico, depósitos fluviais pouco consolidados do Neogeno, depósitos de pediplanação, depósitos litorâneos do Quaternário e depósitos fluviais atuais. Esse depósitos foram desenvolvidos sob diversos climas, do tropical úmido ao semiárido, influenciando na pedogênese e resultando em areias de diversas qualidade.

Apesar desse geodiversidade, todas as areias extraídas em cavas apresentaram baixa qualidade para uso na construção civil; por outro lado, as areias oriundas das dragagens dos rios foram enquadradas corretamente nas normas da ABNT exceto a salinidade. Assim, todas as areias necessitam

algum tipo de tratamento para atender à qualidade exigida para construção civil.

Do ponto de vista ambiental, os impactos na extração de areia estão mais relacionados ao clima e à extensão dos depósitos (volume extraível) do que à sua origem geológica e conseqüente qualidade. Os impactos mais negativos foram observados no desmatamento para extração de areia branca (próximo à costa com a presença da Mata Atlântica) e areia suja (amplas áreas arenosas altamente urbanizadas e exploradas). Impactos negativos são ao contrário minimizados na extração da areia lavada em rios: sua melhor qualidade e o impacto positivo da dragagem no rio com vazão reduzida na presença do barragem de Pedra do Cavalo tornam esta atividade a mais sustentável para uso de longo prazo, preservando terras agrícolas e florestas nativas.

**Tabela 1** – Formações geológicas e pedológicas correspondentes as lavras de areia.

Amostra	Unidade geológica	Classe de solo
AS22 / AS34 / AS35	<i>[Intemperismo de]</i>	Neossolo Litólico Eutrófico (22)
	Granulitos heterogêneos (Complexo Jequié - A34jg)	Planossolo Háptico Eutrófico (34/35)
AS8 / AS9 / AS10 / AS23	<i>[Intemperismo de]</i>	
	Ortognaisse granulítico, enderbítico a charnockítico (Complexo Caraíba - A4co)	Planossolo
AS2 / AS6 / AS7 / AS24 / AS25 / AS26 / AS31 / AS32 / AS33	Depósitos detrito-lateríticos do Neógeno (NQd)	Planossolo
AB3 / AB4 / AB5 / AB11	Depósitos detrito-lateríticos do Neógeno (NQdi) Mussunungas	- Espodossolo Ferrihumilúvico
AB17 / AB18 / AB20 / AB28 / AB29	Arenitos finos e conglomeráticos (Grupo Brotas - J3b)	Espodossolo Ferrihumilúvico (17/18/20) Neossolo Quartzarênico (28/29)
AB12 / AB15 / AB16 / AB27	Depósitos litorâneos do Quaternário (Q2li)	Neossolo Quartzarênico
AB19	Depósitos flúvio-lagunares (Q2fl)	Espodossolo Ferrihumilúvico
AB21	Depósitos flúvio-marinhos e eólicos (Q1fme)	Neossolo Quartzarênico
AL1 / AL12 / AL14 / AL30	Sedimentos fluviais atuais	-



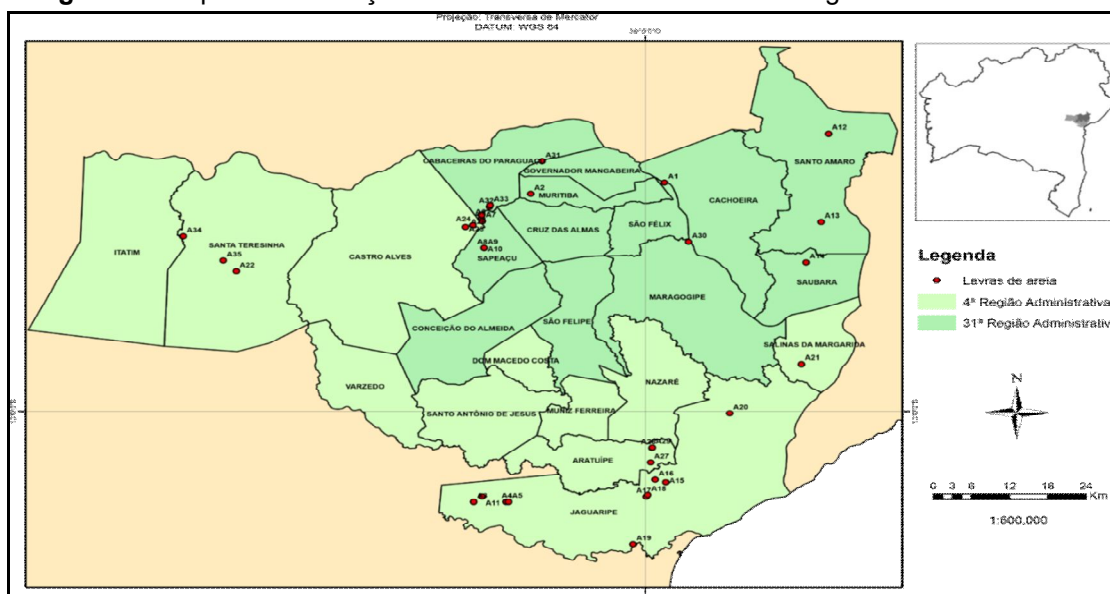
**Tabela 2** – Características físico-químicas da areia em função do tipo de areia.

CARACTERÍSTICA	AREIA BRANCA	AREIA LAVADA	AREIA SUJA
TEOR DE AREIA (%)	93,0 A	98,8 A	81,7 B
MATERIAL PULVERULENTO: TEOR DE SILTE+ARGILA (%)	7,0 B	1,2 B	18,3 A
CARBONO ORGÂNICO ( $G\text{ KG}^{-1}$ )	3,5 A	4,5 A	6,2 A
QUARTZO (%)	88,9 A	81,5 A	86,5 A
FELDSPATO (%)	3,3 A	5,3 A	4,4 A
MICA (%)	0,1 B	2,0 AB	3,6 A
MINERAIS OPACOS (%)	4,8 A	12,2 A	8 A
ARREDONDAMENTO	0,56 A	0,55 A	0,52 A
ESFERICIDADE	0,71 A	0,72 A	0,72 A
LISO (%)	22,1 A	8,7 A	28,5 A
RUGOSO (%)	77,9 A	91,3 A	71,5 A
$SO_4^{2-}$ ( $MG\text{ KG}^{-1}$ )	19,3 A	35,6 A	12,5 A
$CL^-$ ( $MG\text{ KG}^{-1}$ )	12,5 B	56,9 A	15,5 B

**Tabela 3** – Características físico-químicas da areia em função do material de origem

<b>CARACTERÍSTICA</b>	<b>1- SEDIMENTOS FLUVIAIS</b>	<b>2- DEPÓSITOS DETRITO-LATERÍTICOS DO NEÓGENO</b>	<b>3- DEPÓSITOS LITORÂNEOS DO QUATERNÁRIO</b>	<b>4- GRUPO BROTAS</b>	<b>5- DEPÓSITOS DE PEDIPLANO</b>	<b>6-DEPÓSITO EM MUSSUNUNGA</b>
TEOR DE AREIA (%)	98,8 B	81,8 A	95,5 B	95,5 B	81,5 A	86,1 A
MATERIAL PULVERULENTO: TEOR DE SILTE+ARGILA (%)	1,2 B	18,2 A	4,5 B	4,5 B	18,5 A	13,9 A
CARBONO ORGÂNICO ( $G\text{ KG}^{-1}$ )	4,5 A	5,9 A	3,2 A	3,5 A	7,0 A	3,9 A
QUARTZO (%)	81,5 A	85,3 A	96,6 A	87,8 A	90,3 A	78,6 A
FELDSPATO (%)	5,3 AB	4,7 B	0,5 B	0,4 B	3,5 B	11,1 A
MICA (%)	2,0 A	3,3 A	0,0 A	0,0 A	4,3 A	0,5 A
MINERAIS OPACOS (%)	12,2 A	10,1 A	2,6 A	3,5 A	1,8 A	9,8 A
ARREDONDAMENTO	0,55 AB	0,54 AB	0,54 AB	0,55 AB	0,44 B	0,61 A
ESFERICIDADE	0,72 AB	0,71 AB	0,74 A	0,71 AB	0,74 A	0,65 B
LISO (%)	8,7 B	31,5 B	6,0 B	8,6 B	19,5 B	63,0 A
RUGOSO (%)	91,3 A	68,5 A	94,0 A	91,4 A	80,5 A	37,0 B
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (MG KG <sup>-1</sup> )	35,6 A	<10	29,6 A	<10	<10	<10
CL- (MG KG-1)	56,9 A	12,9 B	<10	<10	23,1 AB	<10
IMPACTO NA ABERTURA	-1 A	-1,3 A	-1,8 A	-1,8 A	-0,8 A	-1,2 A
IMPACTO NA LIMPEZA	-0,6 A	-1,1 ABC	-1,5 BC	-1,7 C	-0,8 AB	-1,3 ABC
IMPACTO NA ESCAVAÇÃO	-0,3 A	-1,3 A	-1,2 A	-1,4 A	-1,3 A	-0,7 A
IMPACTO NO TRANSPORTE	-0,2 A	-0,7 B	-0,4 AB	-0,5 AB	-0,8 B	-0,4 AB

**Figura 1** - Mapa de localização das lavras de areia nas 4ª e 31ª regiões administrativas da Bahia



## REFERÊNCIAS

AL-ANSARY, M. et al. Geological and physiochemical characterisation of construction sands in Qatar. **International Journal of Sustainable Built Environment**, v. 1, n. 1, p. 64–84, 2012.

AL-HARTHY, A. S. et al. The properties of concrete made with fine dune sand. **Construction and Building Materials**, v. 21, n. 8, p. 1803–1808, 2007.

ELIPE, M. G. M.; LÓPEZ-QUEROL, S. Aeolian sands : Characterization , options of improvement and possible employment in construction – The State-of-the-art. **Construction and Building Materials**, v. 73, p. 728–739, 2014.

GONÇALVES, J. C. V; MOREIRA, M. D.; BORGES, V. P. **Materiais de construção civil na região metropolitana de Salvador - Informe de Recursos Minerais Série Rochas e Minerais Industriais**. CPRM ed. Salvador: [s.n.].

LA ROVERE, E. L. **Instrumentos de planejamento e gestão ambiental para a Amazônia, cerrado e pantanal : demandas e propostas : metodologia de avaliação de impacto ambiental**. Brasília: [s.n.].

LUO, F. J. et al. Effect of very fine particles on workability and strength of concrete made with dune sand. **Construction and Building Materials**, v. 47, p. 131–137, 2013.

MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concreto: estrutura, propriedades e materiais**. São Paulo: PINI, 1994.

NEVILLE, A. M. T. S. . **Propriedades do Concreto**. São Paulo: PINI, 1982.

NOBRE FILHO, P. A. et al. Impactos ambientais da extração de areia no canal ativo do Rio Canindé, Paramoti, Ceará. **Ceará Revista de Geologia**, v. 24, n. 2, p. 126–135, 2011.

PADMAKUMAR, G. P. et al. Characterization of aeolian sands from Indian desert. **Engineering Geology**, v. 139–140, p. 38–49, 2012.

TEIXEIRA, C. U.; SANTOS-PINTO, M. **Mineralogia da fração areia dos solos como indicador do grau de intemperização no distrito de Jaguará - Feira de Santana**. IV Simpósio Nacional de Geomorfologia. **Anais...**2006

TRISTÃO, F. A. **Influência dos parâmetros texturais das areias nas propriedades das argamassas mistas de revestimento**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467–1476, 1 out. 1988.

**ABSTRACT:** The state of Bahia has a high geodiversity, which enhances mineral exploration in the state. In the last years, the civil construction has developed significantly in state of Bahia, with emphasis on the extraction of sand, obtained in several geological units and diverse ecosystems, generating environmental impacts, among them the degradation of the soils. The objective of this study was to evaluate the sand extraction activities in the Territory of “Recôncavo Baiano”, in order to identify the main sand mines, the relationship between sand quality, soil classes and geological formations, and the impacts caused by this activity. The method used consisted of field research, use of satellite images, maps, the application of lists of environmental impacts and the sampling of sand for laboratory analysis. 35 sand mines (white, dirty and river-washed) were identified. A strong relationship was established between the geological origin and the type and quality of the sand. Although the sand in the river channel seems to be the best option in terms of sand quality and low environmental impacts, the sand derived from the Brotas (Jurassic) group is intensely extracted due to the easy access, the volume of the deposits and the quality visual. However, the problems of these mining are: lower sand quality, negative environmental impacts due to deforestation of Atlantic Forest and erosion of sandy soils. We demonstrate that the knowledge of the lithology is fundamental for the mapping of new sand mines minimizing the impacts.

**KEYWORDS:** sand extraction, soil degradation, sand morphoscopy, grain size.

## **Capítulo VIII**

### **BIORREATOR DE MEMBRANA: ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIAS DE PAPEL E CELULOSE**

---

**Ludmila Carvalho Neves  
Jeanette Beber de Souza  
Carlos Magno de Sousa Vidal**

## **BIORREATOR DE MEMBRANA: ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIAS DE PAPEL E CELULOSE**

### **Ludmila Carvalho Neves**

Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais.

Irati – Paraná

### **Jeanette Beber de Souza**

Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Departamento de Engenharia Ambiental.

Irati – Paraná

### **Carlos Magno de Sousa Vidal**

Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná, Departamento de Engenharia Ambiental.

Irati – Paraná

**RESUMO:** Os biorreatores de membrana (BRM) tornaram-se uma tecnologia consolidada e alternativa para os processos convencionais de tratamento de águas residuárias. Os BRM são capazes de produzir efluente de alta qualidade livre de sólidos suspensos e níveis muito baixos de contaminação bacteriológica e matéria orgânica. Assim, a presente pesquisa abordou sobre os fundamentos dessa tecnologia bem como trouxe à exposição para os leitores as condições operacionais que ditam o bom desempenho do sistema. Por fim, ressalta-se que os estudos nessa temática são fundamentais para ampla inserção dos BRMs nas estações de tratamento brasileiras.

**PALAVRAS CHAVES:** estação de tratamento de efluente, meio ambiente e tratamento avançado.

## **1. INTRODUÇÃO**

A indústria de papel e celulose (IPC) possui grande importância na economia brasileira. As estatísticas econômicas revelam que o setor papeleiro brasileiro vem cada vez mais aumentando as exportações, contribuindo de maneira significativa com o PIB (Produto Interno Bruto) nacional. De acordo com os dados da Indústria Brasileira de Árvores (IBA, 2015) o Brasil ocupa quarto lugar na produção mundial de celulose e o nono lugar na produção de papel.

Em contrapartida de suas significativas contribuições para economia brasileira, Gonder et al. (2011) mencionam que as IPC ocupam o terceiro lugar no ranking das indústrias em termos de geração de efluentes líquidos, atrás apenas das de metais primários e produtos químicos. Portanto, a potencial poluição causada aos corpos hídricos pelo lançamento desses efluentes é algo bastante

preocupante. Conforme Raj et al. (2014) são consumidos entre 273 m<sup>3</sup> a 450 m<sup>3</sup> de água por tonelada de polpa produzida, o que resulta em torno de 30 a 300 m<sup>3</sup> de efluentes líquidos.

Os efluentes gerados são caracterizados de acordo com o processo produtivo empregado na fábrica, os aditivos químicos utilizados, as práticas de gestão ambiental, a matéria prima etc., mas de maneira geral essas águas residuárias possuem intensa coloração, altos teores de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio), baixa biodegradabilidade (razão DBO/DQO), presença de compostos tóxicos clorados, sólidos suspensos, taninos, lignina e seus derivados, absorvíveis (AOX), fenóis, sólidos suspensos, metais pesados etc. (SIMONIČ e VNUČEC, 2011).

Assim, caso esse efluente seja despejado nos corpos hídricos sem tratamento prévio adequado poderá provocar danos significativos ao ambiente, por exemplo: redução do fito plâncton, impactos térmicos, efeitos tóxicos sobre peixes, etc. (SOLOMAN et al. 2009, CHANWORRAWOOT e HUSOM, 2012).

As estações de tratamento de efluente (ETE) das IPCs geralmente são compostas por tratamento primário, seguido de tratamento secundário, normalmente biológico. Porém, esses sistemas constituídos principalmente por lagoas aeradas ou processos de lodos ativados, apresentam reduções de matéria orgânica em torno de 90 a 95% para DBO e de 40 a 60% de DQO (BRYANT et al. 1992) o que podem não atender os padrões ambientais.

Desta forma, sabe que as IPCs vêm enfrentando diversos desafios para cumprir, as normas ambientais mais rigorosas dentre eles a implementação de tecnologias inovadoras de tratamento de efluentes que possibilitem o lançamento de efluente com melhor qualidade no corpo receptor e, principalmente, a sua reutilização e/ou reciclagem dentro do processo produtivo, diminuindo, desta forma a captação de águas superficiais e a geração de efluentes.

Nesse contexto, no cenário mundial observa-se o desenvolvimento de sistemas de tratamento ditos “avançados”, os quais surgiram na expectativa de solucionar os desafios supracitados.

Assim, a tecnologia de biorreator de membranas (BRM) é uma das opções potenciais para o tratamento de efluentes de indústrias de papel e celulose. Isto devido as suas elevadas capacidades de remover ampla variedade de compostos orgânicos e tóxicos, proporcionando efluente final com excepcional qualidade para reuso, a partir de instalações de tratamento mais compactas, automatizadas, modulares e, atualmente, com custo competitivo em relação aos demais sistemas convencionais de tratamento.

O presente capítulo abordou de maneira geral os fundamentos dos BRMs bem como seus principais parâmetros operacionais, de forma que os leitores adquiram uma visão atual deste processo de tratamento.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Histórico BRM

Judd (2006) relata que um dos primeiros trabalhos envolvendo a tecnologia de biorreatores de membrana foi publicado no final dos anos 60, logo que a ultra filtração (UF) e microfiltração (MF) estavam disponíveis para comercialização.

Nesse primeiro trabalho, foi utilizada a configuração de acoplamento externo de módulos de ultra filtração com circulação *cross-flow* do conteúdo do reator biológico aeróbio pela membrana, foram utilizadas membranas de configuração plana e de material polimérico com porosidade de 0,003 a 0,01  $\mu\text{m}$  (BEMBERIS et al., 1971). Inicialmente a aplicação dos BRMs no tratamento de águas residuárias foi limitada devido ao alto consumo de energia que essas primeiras bases de configuração exigiam, o consumo era em torno de 3 a 6 kWh/m<sup>3</sup> enquanto que o tratamento biológico consumia 0,8 a 4 kWh/m<sup>3</sup> (BUER e CUMIN, 2010).

O avanço no desenvolvimento dos estudos em BRM veio na década de 90 com a ideia de Yamamoto et al. (1988) de submergir as membranas no biorreator, reduzindo para 1 kWh /m<sup>3</sup> o consumo de energia no sistema, até então os biorreatores eram desenvolvidos com o dispositivo de separação localizado externo ao reator, exigindo alta pressão transmembrana (PTM) para manter a filtração. Outra chave para impulsionar as pesquisas foi a ideia de utilizar fluxo borbulhante no sistema BRM para controlar a colmatação (LE-CLEC et al., 2003).

A partir do surgimento da segunda geração de BRMs houve crescimento exponencial das pesquisas nessa área e a incorporação desta tecnologia nas plantas de tratamento aumentou significativamente, principalmente nos últimos dez anos, tornando-se uma alternativa competitiva ao convencional processo de lodos ativados (BUGGE et al., 2013).

Até o presente ano conforme Wang et al. (2014) há pelo menos 50 fornecedores privados de BRM e centenas de plantas de BRM em grande escala (com capacidade de tratamento superior a 10000 m<sup>3</sup>/d) em operação no mundo. Em sua maioria essas instalações correspondem a sistemas com módulos submersos aplicados ao tratamento de esgotos domésticos (SANT'ANNA JR e CERQUEIRA, 2011).

As empresas de maior expressão no mercado de BRM são GE e a Kubota. Mas, há outras empresas, como a Wehrle Werk A. G., Orelis & Mutsui Chemicals, Degremont, US Filtre, entre outras.

De acordo com Mutamin et al. (2012) no mercado mundial de BRM a taxa de crescimento é superior a 10% ao ano, isto ocorre devido a surpreendente capacidade de remoção de contaminantes que o BRM apresenta, sendo considerado ideal para o tratamento de efluente objetivando o reuso.



Um exemplo a ser mencionado é de uma estação de esgoto doméstico implantada com BRM na Grã-Bretanha, a ETE possuía vazão de 1970m<sup>3</sup>/dia e o BRM 3600 painéis de membranas totalizando 2880 m<sup>2</sup> de área filtrante. Os resultados da operação durante 10 anos mostraram que a DBO no efluente tratado foi menor que 5mg/L e a DQO média foi de 22mg/L, a remoção de coliformes foi maior que 5,8 log. Durante esse período, as limpezas químicas foram feitas a cada oito meses e somente 6% dos painéis foram trocados (KUBOTA, 2008).

## **2.2 Biorreator de membranas: Definição e fundamentos**

Os biorreatores de membrana, de maneira geral, consistem na combinação do processo de biodegradação natural de poluentes por bactérias heterotróficas aeróbias ou anaeróbias com processo de separação por membrana (PSM) (JUDD, 2006; SCHEINEIDER E TSUTIYA, 2011). Os BRMs aplicados em tecnologia ambiental são em geral, constituintes de MF ou UF (SANT'ANNA JR e CERQUEIRA et al., 2011).

Em BRMs, o tratamento biológico e a filtração por membrana não podem ser considerados unidades individuais, eles são interdependentes de muitas maneiras e, por isso são considerados “biorreatores híbridos” (DREWS et al., 2006).

Para Sant'Anna Jr e Cerqueira et al. (2011) o BRM é uma variante do processo de lodos ativados, onde o decantador secundário é substituído pelo módulo de membranas, desta forma, a etapa de decantação é substituída pela retenção do lodo por membranas. As membranas também podem ser acopladas a biorreatores anaeróbios.

Os BRMs permitem separar os flocos microbianos (lodo) da fase aquosa com relativa facilidade. Conforme Sant'Anna Jr e Cerqueira et al. (2011) essa característica é bastante vantajosa, pois se sabe que um dos pontos mais críticos do processo de lodos ativados convencional (LAC) é a separação de lodo por sedimentação. Além de proporcionar sobrenadante clarificado, a sedimentação deve assegurar um bom adensamento do lodo.

Os BRMs possuem diversas vantagens em relação aos tratamentos convencionais, as principais são:

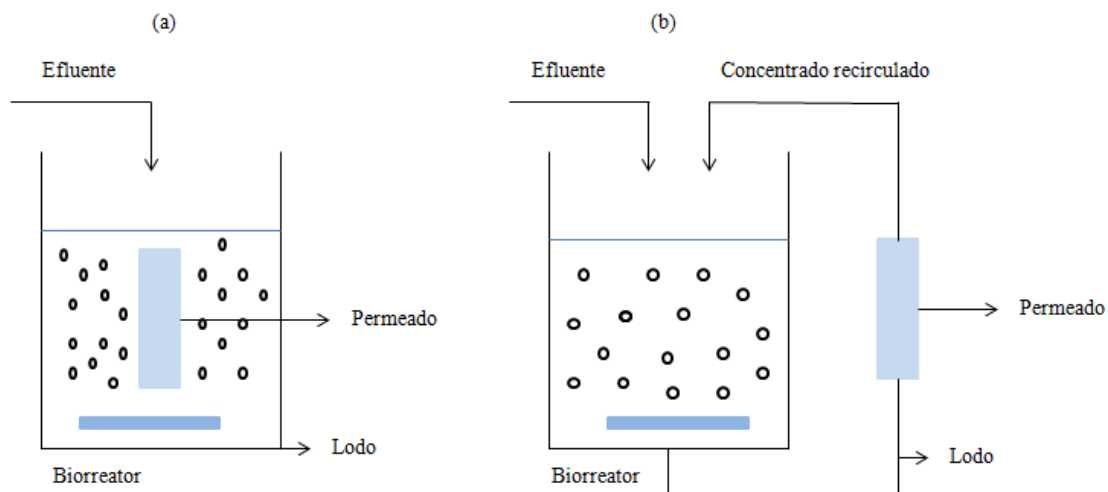
- Tratamento com elevada concentração de biomassa e menor produção de lodo (FAN et al., 2006);
- Independência entre  $\theta_c$  e o TDH, o qual permite longas idades de lodo, possibilitando degradação de compostos de baixa biodegradabilidade (THOMAS et al., 2000);
- São sistemas compactos (AMARAL, 2009);
- Proporciona efluentes de boa qualidade para reuso, com baixa turbidez, densidade de bactérias patogênicas e DBO (MELIN et al. 2006, GABARRÓN et al. 2015);

- Remoção de compostos recalcitrantes como: compostos fenólicos e organoclorados, que estão presentes nos efluentes das IPC (BERNHARD; MÜLLER; KNEPPER, 2006);
- Eficaz na remoção de compostos atribuidores de toxicidade crônica e aguda ao efluente (AMARAL, 2009);
- Permite operações em baixas concentrações de oxigênio dissolvido, com potencialidade de nitrificação e desnitrificação (FENU et al. 2010);
- Boa capacidade de desinfecção (LIN et al., 2014);
- Menor sensibilidade quando os contaminantes estão presentes em elevadas concentrações (MELIN et al., 2006).

### 2.3 Variações de BRMs Aeróbios

Quanto à disposição dos módulos de membranas, os sistemas BRM encontram-se disponíveis em duas configurações: módulo de membrana integrado junto ao reator (sBRM), onde as membranas ficam submersas diretamente no lodo biológico e o módulo de membrana localizado externamente ao reator (eBRM) (SANT'ANNA JR e CERQUEIRA et al., 2011) (Figura 4).

Em ambas as configurações fazem-se uso de um difusor de ar na base do reator com a função de fornecer ar comprimido para o interior do tanque, liberando oxigênio para manter as condições aeróbias no meio e também no caso de sBRM para limpar a superfície da membrana e o interior do reator à medida que ascendem o tanque (NG e KIM, 2007).



**Figura 1.** Configuração de sistemas de BRM: (a) BRM submerso, (b) BRM.

Mutamin et al. (2012) e relatam que eBRM normalmente são operados com efluentes que possuem alta concentração de compostos inorgânicos, por exemplo, alta salinidade e extremo valor de pH o que podem inibir o processo de degradação biológica dentro do reator. De acordo Melin et al., (2006) membranas do tipo

tubulares são as comumente empregadas em eBRM, já os sBRM são tipicamente equipados com membranas do tipo fibra-oca.

Nota-se por meio da literatura que pesquisas com sBRM no tratamento de águas residuárias tem sido predominante nos últimos anos, enquanto que estudo com eBRM tem recebido menos atenção.

## **2.4 Aspectos importantes na operação de BRM**

Há vários aspectos importantes na operação de BRM no tratamento de efluentes. Nessa seção serão abordadas algumas variáveis de funcionamento de maior interesse para o cenário do tratamento de efluente.

### **2.4.1 Aeração**

De acordo com Park et al. (2005) a aeração no sistema é um dos parâmetros mais importantes a serem analisados em BRM.

A aeração em um biorreator de membranas possui três funções: i) manutenção da limpeza na superfície da membrana, ii) fornecimento de oxigênio para a biomassa, iii) manutenção da suspensão da comunidade microbiana no interior do reator.

O sopro das bolhas promove cisalhamento na superfície da membrana gerando com isso velocidade tangencial sobre a mesma, o que resulta em remoção parcial ou total do material sólido que ficara retido nos poros, além disso, a turbulência de ar colabora com a oxidação dos poluentes. No caso de módulos de membranas do tipo fibra-oca, as bolhas também provocam movimentação das fibras cooperando com o desprendimento do material retido (SANT'ANNA JR e CEQUEIRA, 2011).

Rarkovich (2005) ressalta que não somente a taxa de aeração aplicada no sistema, mas também o tamanho das bolhas introduzidas deve ser considerado um fator importante. Temmerman et al. 2015 discorrem que bolhas grosseiras (> 2 milímetros) são geralmente aplicadas para lavagem da biomassa presente próxima a superfície das membranas, já as bolhas finas (< 2 milímetros) são destinadas para manter oxigênio dissolvido (OD) dentro do reator.

De acordo com Von Sperling (2002), quanto menor o tamanho das bolhas de ar, maior a área superficial disponível para transferência de gases, isto é, maior eficiência de oxigenação.

Para Silva (2009) geralmente quanto maior for a intensidade de aeração, maior será a turbulência promovida e, conseqüentemente melhor capacidade de filtração e menor taxa de colmatação, favorecendo com isso a eficiência do processo.

Contudo, Le Clech et al. (2006) alertam que o excesso de aeração pode levar a alteração na estrutura do biofilme, a quebra dos flocos o que leva inevitavelmente a maiores níveis de substâncias poliméricas extracelulares (SMP), descritas como uma das principais causas do processo de colmatação das membranas.

Para Gabarrón et al. (2015) o sistema de aeração representa uma quantidade significativa dos custos operacionais, sendo muitas vezes responsável por 50% de participação no consumo total de energia em instalações convencionais de lodos ativados e aproximadamente 17% dos BRM, assim taxas de aeração além do necessário podem tornar a aplicação desta tecnologia em escala real bastante onerosa (BELLI, 2011).

#### 2.4.2 Idade do lodo

A idade do lodo ( $\theta_c$ ) é um importante parâmetro de projeto em reatores biológicos. Uma das vantagens do BRM é a retenção total de sólidos pela membrana (não ocorre por gravidade como em sistemas convencionais de tratamento), isso permite que o sistema opere com maiores  $\theta_c$  e com cargas mais elevadas, o que resulta em menor produção de lodo e encurta o tempo de detenção hidráulica (TDH) necessário.

Segundo Judd (2006) o  $\theta_c$  controla algumas características do licor misto como, por exemplo, a relação A/M (alimento/micro-organismo), produção de lodo em excesso, teor de sólidos, podendo essas alterar as propriedades da biomassa, principalmente no que se refere à concentração de SMP (COSENZA et al., 2013).

Posto isto, percebe-se que a  $\theta_c$  influencia significativamente no processo de colmatação das membranas, dado que a capacidade de filtração é influenciada pela viscosidade do licor, concentração de sólido suspensos, a quantidade de bactérias filamentosas, concentração de SMP etc. (CONSENZA et al., 2013).

Perante a importância desse parâmetro diversos grupos de pesquisa vêm atuando nessa temática, visando avaliar o efeito da variação da idade do lodo no desempenho de biorreator de membranas.

Philippe et al. (2013) monitoram durante um ano um BRM (equipado com fibra oca) em escala real alimentado com esgoto doméstico. Por meio de análise estatística os pesquisadores avaliaram a influência das condições operacionais do sistema, dentre elas as características do lodo (idade, temperatura, relação A/M, concentração de SSV) na permeabilidade hidráulica da membrana. Os resultados das análises revelaram que o conjunto de características do lodo representou 30% da variação total das variáveis operacionais, além disso, foi relatada correlação negativa entre  $\theta_c$  e a produção de SMP, isto é, aumentando-se a  $\theta_c$  diminui-se a concentração de SMP, caso contrário diminuindo a  $\theta_c$  aumenta o nível de SMP.

Liang et al., (2007) estudaram a formação de SMP em BRM em escala piloto em três diferentes  $\theta_c$ : 10, 20 e 30 dias. O reator foi alimentado com efluente sintético facilmente biodegradável. Segundo os autores as concentrações de SMP

foram mais elevadas durante a operação com  $\theta_c$  de 10 e 20 dias do que com 40 dias.

Zhang et al., (2006) testaram a aplicação de  $\theta_c$  de 10 e 30 dias em BRM equipado com membranas planas (porosidade de  $0,2\mu\text{m}$ ) tratando esgoto doméstico. A concentração de SSV foi de aproximadamente 6g/L e 10g/L para as idades 10 e 30 dias, respectivamente. Os autores verificaram que a operação do reator com idade de lodo de 10 dias conduziu a uma concentração de SMP e EPS no licor misto cerca de 100% maior do que na operação com idade de lodo de 30 dias, sendo observada maior propensão a colmatação na menor idade.

Policce et al., (2008) ao investigarem o desempenho de BRM no tratamento de esgoto doméstico sob diferentes idades de lodo (entre 20 e 80 dias), os autores afirmaram, baseado nos resultados de testes de respirometria, que o reator poderia ser operado em maiores idades de lodo sem inconvenientes nas atividades de biodegradação.

Em contrapartida, ao operarem um BRM alimentado com esgoto doméstico Trussel et al. (2006) afirmaram que ao alterar a idade do lodo de 2 dias para 10 dias houve aumento da contribuição de SMP na resistência a filtração. Da mesma maneira, Wu et al. (2008) observaram que altas  $\theta_c$  tende a aumentar a viscosidade do lodo, favorecendo a colmatação.

Meng et al. (2009) sugerem trabalhar com idades de lodo nem muito baixas e nem muito altas, pois extremos podem prejudicar o desempenho de BRMs, indicando, um valor ótimo entre 20 e 50 dias. Já Mutamin et al. (2012) discorrem que não há uma idade de lodo ideal recomendada para BRMs, de acordo com os autores a  $\theta_c$  ótima dependerá da natureza do efluente e da recalcitrância dos poluentes presentes.

Diante dos estudos apresentados, percebe-se que questões envolvendo idade do lodo e colmatação das membranas ainda são contraditórias. Embora, existam na literatura diversos estudos tentando esclarecer as interações entre a idade do lodo a operação de BRM, a maioria deles são direcionados ao tratamento de esgoto doméstico, nota-se uma carência desses estudos envolvendo o tratamento de efluentes indústrias, principalmente o tratamento de efluente provenientes de fabricas de papel e celulose.

Frente a essa situação pode-se afirmar que existe uma demanda de pesquisas que busquem investigar o efeito que a idade do lodo pode ocasionar no desempenho BRMs alimentado com efluente papeleiro.

### **2.4.3 Tempo de detenção hidráulica**

Sabe-se que a carga orgânica volumétrica (COV) expressa pela razão entre alimento e micro-organismo (A/M) é um parâmetro chave na operação de sistemas biológicos de tratamento. Nesse sentido, o tempo de detenção hidráulico é

intrinsecamente relacionado a esse parâmetro, estando também diretamente relacionado com o volume e custo operacional do reator.

Belli (2011) reporta que a variação da relação A/M influenciará na produção de SMP pela biomassa, alterando o licor misto e, conseqüentemente afetando a colmatação das membranas, com isso, quanto menor for o TDH, maior será a COV, aumentando dessa maneira a propensão à colmatação das membranas.

Chae et al. (2006) relataram que ao reduzir o TDH de 10 horas para 4, tratando de esgoto doméstico em BRM, as concentrações de EPS e o tamanho médio das partículas aumentaram ocasionando aumento da resistência a filtração e não obstante, redução do fluxo.

Viero et al. (2008) trabalhando com efluente sintético contendo compostos facilmente biodegradáveis observaram que o TDH não influenciou significativamente na eficiência de remoção de DQO, porém quando o mesmo sistema BRM, foi utilizado para tratar efluente industrial (refinaria de petróleo) complexo, pequenas variações no TDH afetaram a eficiência do sistema.

#### **2.4.4. Pressão Transmembrana (PTM) e Fluxo de operação**

O transporte dos fluidos através da membrana ocorre quando uma força motriz está presente, por exemplo: gradiente de temperatura, potencial elétrico, concentração ou pressão hidráulica. No tratamento de efluente geralmente é aplicada a PTM como força motriz para permeação, que é definida por Viana (2004) como a perda de carga através da membrana, isto é a diferença de pressão entre o lado da alimentação e o lado do permeado.

A PTM pode ser medida em bar, pascal, tor, psi,  $\text{kgf.cm}^{-2}$ , entre outras, sendo as unidades mais utilizadas bar e pascal (CAMPELLO, 2009).

A relação obtida entre a PTM e o fluxo de permeado (J) permite monitorar a colmatação, sendo esta relação tema de diversas pesquisas (SABIA et al., 2014; AMARAL et al., 2013) com diferentes tipos de membranas, condições de funcionamento e águas residuais.

Alguns métodos para minimizar a colmatação são aplicados com frequência nos projetos de sistemas, por exemplo, o método do fluxo crítico que de acordo com FIELD et al. (1995) é um método que permite obter o fluxo abaixo do qual não é observado declínio de fluxo com o tempo e acima do qual há ocorrência de colmatação.

Field et al. (1995) definiram o fluxo crítico de duas maneiras distintas: a) forma forte, que é o fluxo subcrítico, isto é, igual o fluxo de água limpa obtido nas mesmas condições e, b) forma fraca, que é fluxo rapidamente estabelecido e mantido constante durante a filtração, mas não é necessariamente igual ao fluxo de água limpa.

Depois do desenvolvimento desses conceitos ficou imediatamente claro que a obtenção do fluxo crítico é uma ferramenta eficaz para otimização operacional de sistemas BRMs, em outras palavras, é fundamental para que esses operem com alta taxa de produção de fluxo e baixo risco de colmatação.

Navartna e Jegatheesan (2011) descreveram o fluxo crítico como sendo um fluxo operacional sustentável do sistema, onde a colmatação da membrana pode ser controlada, reduzindo a frequência de limpeza.

Para Howell (1995), o fluxo crítico é considerado como o fluxo acima do qual mediante a deposição de partículas e coloides sobre a superfície da membrana ocorre a formação de torta ou camada de gel.

Stoller (2009) relata que determinação fluxo crítico é o melhor método para identificar as condições ótimas de pressão dos PSM e, assim, tentar minimizar a colmatação.

Choi e Dempsey (2005) afirmaram que testes para obtenção do fluxo crítico devem ser realizados rotineiramente, os autores os compararam aos “jar-tests” realizados em estação de tratamento de águas convencionais.

Para Belli (2011) a obtenção dos valores de fluxo de crítico é possivelmente uma das tarefas de maior importância na operação de BRM.

Os valores de fluxo críticos podem ser encontrados experimentalmente das seguintes maneiras: a) impondo-se um fluxo fixo no sistema de filtração e medindo-se a PTM ou b) pela imposição de uma PTM fixa acompanhada da medição na queda de fluxo (JUDD, 2006).

### **3. Colmatação das membranas em BRM**

A colmatação é o resultado das interações entre a suspensão biológica e a membrana, sendo esta uma das principais causas limitantes ao uso generalizados de BRM no tratamento de águas residuais (SHEN et al., 2015, TIAN et al., 2015, NAVARATNA e JEGETHEESAN, 2011).

Conforme descreveu Poorasgari et al. (2015) este fenômeno resulta em maiores imposições de PTM para manter o fluxo de permeado constante ou menores fluxos ao longo do tempo em constante PTM, causando efeitos adversos no sistema de filtração, tais como : redução do desempenho do BRM, formação de biofilme sobre os poros, biodegradação dos materiais das membranas, diminuição nos intervalos entre as limpezas química, diminuição significativa na vida útil das membranas e aumento no consumo de energia (JUDD, 2006)

Em BRMs a camada de sólidos sobre a superfície da membrana é formada principalmente por flocos da biomassa, uma vez que são geralmente muito maiores do que o tamanho dos poros da membrana, já o bloqueio interno do poro está normalmente associada aos SMP, pois seus tamanhos são tipicamente comparáveis ou mesmo menores que o dos poros da membrana (WU et al., 2008; QIN et al., 2015).

Os referidos SMP são aglomerados de macromoléculas orgânicas (proteínas, polissacarídeos, ácidos húmicos, ácidos nucleicos, lipídeos e etc.) secretados pelas células ou geradas por lise celular cujas funções são agregar as células bacterianas em flocos, formando uma barreira protetora envolto das células para retenção de água e adesão a superfícies (DIGNAC et al., 1998).

Diversos métodos tem sido propostos e patenteados na última década para o monitoramento, controle e minimização da colmatação, a maioria focados no controle de aeração, no pré-tratamento do afluente, nos sistemas de limpeza física e química e na otimização das condições operacionais (TIAN et al., 2015). Porém, o controle SMP é considerado a questão chave da colmatação em BRMs (DREWS et al., 2010; LIN et al., 2014).

#### **4. Aplicação de BRM no tratamento de efluentes na indústria de papel e celulose**

Alguns estudos com objetivo de avaliar o emprego de BRM no tratamento de efluentes de indústria de papel e celulose estão sendo publicados, nesta seção serão descritos alguns destes e suas principais considerações.

Dias et al., (2005) submeteram o efluente de uma fábrica de celulose Kraft em um BRM, o reator foi alimentado continuamente com uma carga de DQO de 5,12 kg/m<sup>3</sup>/dia em TDH de 19 horas. Ao longo de 60 dias os autores testaram três temperaturas no tratamento: 35, 45 e 55°C. Em todas as temperaturas avaliadas foi observado elevadas remoções de DQO, metanol e enxofres; sugerindo que a biomassa presente era termotolerante; os autores concluíram que o tratamento de efluentes Kraft em BRM em altas temperaturas é tecnicamente viável com potencialidade de aplicação em escala industrial.

Amaral (2009) avaliou o emprego de BRM no tratamento de efluente microfiltrado da etapa do branqueamento de uma indústria de celulose. O BRM era equipado com membranas de fibra oca, com porosidade de 0,5µm e área total de filtração de 0,027m<sup>2</sup>, o pH da suspensão biológica foi mantido em torno de 7, e a temperatura em torno de 25 a 30°C, foi avaliado o desempenho do BRM no TDH de 12 horas (duração de 43 dias) e no de 9,5 horas (duração de 31 dias), para ambas as condições a aeração empregada foi de 0,5Nm<sup>3</sup>/h e retrolavagem de 15 segundos a cada a cada 15 minutos de operação. A partir dos resultados alcançados o autor observou que com menor TDH houve maior remoção de compostos com fração molar menor que 100KDa e maior redução da concentração de carga orgânica, apresentando eficiência média de remoção de DQO de 80% e 82% durante operação com TDH de 12 e 9,5 h respectivamente.

Vieira (2009) testou a viabilidade de aplicação de BRM para o tratamento mesófilo e termófilo de efluentes de fábrica de papel reciclado. Durante os experimentos foram mantidos três reatores em operação, um na condição mesófila a



35°C e outros dois a 55°C em condições termófilas; Os resultados da análise eletroforese em gel com gradiente Desnaturante (PCR-DGGE) revelaram igualdade na diversidade de microrganismos presente entre os reatores sob condições mesófilas e termófila, sendo ambas as condições de tratamento capazes de manter elevada a eficiência de remoção de matéria orgânica.

Galil e Levinski (2007) visando obter efluente final com qualidade para reuso, investigaram a aplicação de BRM no tratamento de efluente de uma fábrica de papel, os autores alcançaram redução de DQO de 960 para 130 mg/L e DBO de 363 para 7mg/L, com eficiência de 86% e 98% respectivamente, a remoção de nitrogênio também foi observada, sendo que a concentração de NTK reduziu de 21,4 para 2,1 mg/L (90% de remoção) e a de amônia de 9,4mg/L a menos do que 1mg/L (90% de remoção).

Zhang et al., (2009) investigaram o uso de um BRM equipado com membranas de fibra oca, no tratamento de efluente de uma fábrica de papel na China, o BRM foi operado por cerca de 3 meses em PMT de 0,03 MPa; os resultados mostraram que houve redução de 600 para 49,7 mg/L (92,1%) de DQO, alcançando permeado com concentração SS inferior a 2mg/L (mais que 99% de remoção) e turbidez de 53 uT. Os autores relataram que a qualidade do efluente final era suficiente para alimentar diretamente um sistema de osmose reversa, a ser posteriormente testado em seus estudos.

Morais (2011) avaliou a remoção de DQO e DBO de efluente de máquina de papel empregando-se BRM equipado com membrana do tipo fibra oca (porosidade de 0,2um, totalizando 0,5m<sup>2</sup> de área de filtração), o autor comparou a eficiência de tratamento utilizando BRM com lodo floculento e BRM com lodo granular. Para ambos os sistemas houve remoção de DBO de 97% e DQO de 89% e 91% para o reator granular e floculento, respectivamente. Conclui-se que o lodo granular proporciona valores de eficiência de remoção semelhantes aos reatores convencionais.

Qu et al. (2012) testaram a viabilidade do uso de BRM juntamente com oxidação eletroquímica (OE) no tratamento de efluente de indústria de papel e celulose. As membranas submersas no reator eram do tipo placa planas com *peso molecular de corte (cut-off)* de 70KDa, resultando em 0,03m<sup>2</sup> de área de filtração, o eletrodo de trabalho era de Ti / SnO<sub>2</sub>-Sb<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-IrO<sub>2</sub> com área geométrica de 5 cm<sup>2</sup>. As condições operacionais foram: pH em torno de 7, a temperatura termófila de 51°C , TDH de 0,9 dias e idade do lodo de 20 dias, quando a pressão de operação alcançava 30 KPa o reator era desligado e uma nova membrana era usada para o próximo ciclo. O conjunto de tratamento empregado foi capaz de alcançar descoloração completa do efluente e remoção de DQO em até 96%. Os autores sugeriram que em razão da qualidade do efluente final obtida, este poderia ser reutilizado no processo produtivo na fábrica de papel e celulose.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por fim, pode se afirmar que associação das tecnologias lodo ativado e processo de separação por membranas resultou em um sistema capaz de gerar efluente de elevada qualidade. Mas, apesar de muitas pesquisas comprovarem esse bom desempenho, observa-se que a aplicação de BRM é ainda incipiente nas ETEs brasileiras, fazendo-se necessário a divulgação do potencial desta tecnologia de forma a incentivar sua inserção tanto nos novos projetos de estações quanto na modernização das já existentes. Assim, os estudos envolvendo essa temática são realçados na ciência nacional contribuindo para o êxito comercial dos BRMs no país.

## REFERÊNCIAS

AMARAL, Miriam Cristina Santos et al. Avaliação do emprego de microfiltração para remoção de fibras do efluente de branqueamento de polpa celulósica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 1, p.65-74, mar. 2013. FapUNIFESP.

AMARAL, M. C. S. Tratamento de efluente de branqueamento de polpa celulósica empregando sistema de microfiltração conjugado com biorreator com membrana. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG, p.357, 2009.

BELLI, T. J. Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de esgoto visando a remoção de nitrogênio total. Dissertação (mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

BEMBERIS, I., HUBBARD, P.J. LEONARD, F.B. Membrane sewage treatment systems – potential for complete wastewater treatment, American Society of Agricultural Engineers Winter Meeting, 71-878, 1–28, 1971.

BUER, Thomas; CUMIN, Jeff. MBR module design and operation. **Desalination**, v. 250, n. 3, p.1073-1077, Jan. 2010.

BUGGE, Thomas V. et al. Filtration properties of activated sludge in municipal MBR wastewater treatment plants are related to microbial community structure. **Water Research**, v. 47, n. 17, p.6719-6730, Nov. 2013.

BERNHARD, Marco; MÜLLER, Jutta; KNEPPER, Thomas P. Biodegradation of persistent polar pollutants in wastewater: Comparison of an optimized lab-scale

membrane bioreactor and activated sludge treatment. **Water Research**, v. 40, n. 18, p.3419-3428, out. 2006.

CHANWORRAWOOT, Kanjana; HUNSOM, Mali. Treatment of wastewater from pulp and paper mill industry by electrochemical methods in membrane reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 113, p.399-406, dez. 2012.

COSENZA, Alida et al. The role of EPS in fouling and foaming phenomena for a membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 147, p.184-192, Nov. 2013.

CAMPELLO, R.P. Desempenho de Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB) operando sob condições de temperaturas típicas de regiões de clima temperado. 2009. 107f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

CHOI, H et al. Effect of permeate flux and tangential flow on membrane fouling for wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 45, n. 1, p.68-78, set. 2005.

DIAS, João Carlos Teixeira et al. Biological treatment of kraft pulp mill foul condensates at high temperatures using a membrane bioreactor. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 3-4, p.1125-1129, mar. 2005.

DIGNAC, M et al. Chemical description of extracellular polymers: implication on activated sludge floc structure. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 8-9, p.45-53, 20 Nov. 1998.

DREWS, Anja. Membrane fouling in membrane bioreactors—Characterization, contradictions, cause and cures. **Journal of Membrane Science**, v. 363, n. 1-2, p.1-28, Nov. 2010.

FAN, Fengshen; ZHOU, Hongde; HUSAIN, Hadi. Identification of wastewater sludge characteristics to predict critical flux for membrane bioreactor processes. **Water Research**, v. 40, n. 2, p.205-212, Jan. 2006.

FENU, A. et al. Activated sludge model (ASM) based modeling of membrane bioreactor (MBR) processes: A critical review with special regard to MBR specificities. **Water Research**, v. 44, n. 15, p.4272-4294, ago. 2010. Elsevier BV.

FIELD, R.w. et al. Critical flux concept for microfiltration fouling. **Journal of Membrane Science**, v. 100, n. 3, p.259-272, abr. 1995.

GABARRÓN, S. et al. Optimization of full-scale membrane bioreactors for wastewater treatment through a model-based approach. **Chemical Engineering Journal**, v. 267, p.34-42, maio 2015.

GÖNDER, Z. Beril; ARAYICI, Semiha; BARLAS, Hulusi. Advanced treatment of pulp and paper mill wastewater by nanofiltration process: Effects of operating conditions on membrane fouling. **Separation and Purification Technology**, v. 76, n. 3, p.292-302, Jan. 2011.

JUDD, S. The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment. Editor Elsevier. 2006.

LE-CLECH, P; JEFFERSON, B; JUDD, S. Impact of aeration, solids concentration and membrane characteristics on the hydraulic performance of a membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 218, n. 1-2, p.117-129, 1 Jul. 2003.

LIN, Hongjun et al. A critical review of extracellular polymeric substances (EPSs) in membrane bioreactors: Characteristics, roles in membrane fouling and control strategies. **Journal Of Membrane Science**, [s.l.], v. 460, p.110-125, jun. 2014.

LIANG, Shuang; LIU, Cui; SONG, Lianfa. Soluble microbial products in membrane bioreactor operation: Behaviors, characteristics, and fouling potential. **Water Research**, v. 41, n. 1, p.95-101, Jan. 2007.

MELIN, T. et al. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. **Desalination**, v. 187, n. 1-3, p.271-282, fev. 2006.

MUTAMIM, Noor Sabrina Ahmad et al. Application of membrane bioreactor technology in treating high strength industrial wastewater: a performance review. **Desalination**, v. 305, p.1-11, Nov. 2012.

NAVARATNA, Dimuth; JEGATHEESAN, Veeriah. Implications of short and long term critical flux experiments for laboratory-scale MBR operations. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 9, p.5361-5369, maio 2011.

NG, AILEEN Nil.; KIM, ALBERT S.A mini-review of modeling studies on membrane bioreactor (MBR) treatment for municipal wastewaters. **Desalination**, v. 212, n. 1-3, p.261-281, jun. 2007.

PARK, Jong-sang; YEON, Kyung-min; LEE, Chung-hak. Hydrodynamics and microbial physiology affecting performance of a new MBR, membrane-coupled high-performance compact reactor. **Desalination**, v. 172, n. 2, p.181-188, fev. 2005.

PHILIPPE, Nicolas et al. Modeling the long-term evolution of permeability in a full-scale MBR: Statistical approaches. **Desalination**, v. 325, p.7-15, set. 2013.

QIN, Lei et al. A submerged membrane bioreactor with pendulum type oscillation (PTO) for oily wastewater treatment: Membrane permeability and fouling control. **Bioresource Technology**, v 183, p.33-41, maio 2015.

QU, X. et al. Integrated thermophilic submerged aerobic membrane bioreactor and electrochemical oxidation for pulp and paper effluent treatment – towards system closure. **Bioresource Technology**, v. 116, p.1-8, jul. 2012.

RAJ, ABHAY et al. Bioremediation and toxicity reduction in pulp and paper mill effluent by newly isolated ligninolytic *Paenibacillus* sp. **Ecological Engineering** v. 71, p.355-362, out. 2014.

SABIA, GIANPAOLO; FERRARIS, Marco; SPAGNI, Alessandro. Online monitoring of MBR fouling by transmembrane pressure and permeability over a long-term experiment. **Separation and Purification Technology**, v. 122, p.297-305, fev. 2014.

SANT'ANNA JR., G. L.; CERQUEIRA, A. C. Biorreatores com membranas - MBR. In: DEZZOTI, M.; SANT'ANNA JR., G. L.; BASSIN, J. P. (Org.). Processos biológicos avançados. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. Cap 2, p. 9-41.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTTIYA, M. T. Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso. 1ed, São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 234p. 2001.

SHEN, LI-GUO et al. Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor: Impacts of floc size. **Chemical Engineering Journal**, v. 269, p.328-334, jun. 2015.

SILVA, R., V. Microfiltração tangencial de soluções aquosas de pectina utilizando membranas cerâmicas (Dissertação de Mestrado em Tecnologia de Alimentos) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

SIMONIC, MARJANA; VNUTEC, DOROTEJA. Coagulation and UF treatment of pulp and paper mill wastewater in comparison. **Central European Journal of Chemistry**, v. 10, n. 1, p.127-136, 24 Nov. 2011.

SOLOMAN, P.a. et al. Augmentation of biodegradability of pulp and paper industry wastewater by electrochemical pre-treatment and optimization by RSM. **Separation and Purification Technology**, v. 69, n. 1, p.109-117, set. 2009.

STOLLER, MARCO. On the effect of flocculation as pretreatment process and particle size distribution for membrane fouling reduction. **Desalination**, v. 240, n. 1-3, p.209-217, maio 2009.

THOMAS, HUGH; JUDD, SIMON; MURRER, JOHN. Fouling characteristics of membrane filtration in membrane bioreactors. **Membrane Technology**, v. 2000, n. 122, p.10-13, jun. 2000.

TIAN, Yu et al. In-situ integration of microbial fuel cell with hollow-fiber membrane bioreactor for wastewater treatment and membrane fouling mitigation. **Biosensors and Bioelectronics**, v. 64, p.189-195, fev. 2015.

TRUSSELL, R. Shane et al. The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater. **Water Research**, v. 40, n. 14, p.2675-2683, ago. 2006.

VIERO, et al. The effects of long-term feeding of high organic loading in a submerged membrane bioreactor treating oil refinery wastewater. **Journal of Membrane Science**, v. 319, n. 1-2, p.223-230, 1 Jul. 2008.

ZHANG, Yuzhong et al. The treatment of wastewater of paper mill with integrated membrane process. **Desalination**, v. 236, n. 1-3, p.349-356, jan. 2009.

**ABSTRACT:** Membrane bioreactors (MBR) have become a consolidated and alternative technology for conventional wastewater treatment processes. MBR are capable of producing high quality effluent free of suspended solids and very low levels of bacterial contamination and organic matter. Thus, the present research has touched on the fundamentals of this technology as well as brought to the exposure for the readers the operating conditions that direct system performance. Finally, it is emphasized that the studies in this theme are fundamental for wide insertion of BRMs in Brazilian treatment plants.

**KEYWORDS:** Wastewater treatment plant, environment and advanced treatment.

**CHIRONOMIDAE (DIPTERA) E O ÍNDICE DE ESTADO  
TRÓFICO: QUAIS FERRAMENTAS SÃO MAIS  
EFICIENTES PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA  
ÁGUA DE RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO  
NEOTROPICAL?**

---

**Wilma Izabelly Ananias Gomes  
Daniele Jovem da Silva Azevêdo  
José Etham de Lucena Barbosa  
Joseline Molozzi**

## CHIRONOMIDAE (DIPTERA) E O ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO: QUAIS FERRAMENTAS SÃO MAIS EFICIENTES PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO NEOTROPICAL?

### **Wilma Izabelly Ananias Gomes**

Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental- Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

E-mail: wilmaizabelly@hotmail.com

### **Daniele Jovem da Silva Azevêdo**

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre- Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

E-mail: danielle.jazevedo@gmail.com.br

### **José Etham de Lucena Barbosa**

Departamento de Ciências Biológicas; Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental- Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

E-mail: ethambarbosa@hotmail.com

### **Joseline Molozzi**

Departamento de Ciências Biológicas; Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação – Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

E-mail: jmolozzi@gmail.com

**RESUMO** : As condições climáticas da região semiárida, associada aos usos múltiplos dos reservatórios, contribuem para o aumento na trofia das águas. O objetivo principal desse estudo foi avaliar qual tipo de ferramenta, se a baseada na bioindicação das larvas de Chironomidae, ou a baseada no Índice de Estado Trófico, é mais eficiente na avaliação da qualidade da água de reservatórios. O estudo foi realizado em seis reservatórios no semiárido brasileiro: Poções, Cordeiro e Sumé (Bacia do Rio Paraíba- PB) e Cruzeta, Passagem das Traíras e Sabugí (Bacia do Rio Piranhas-Assú- RN). As coletas foram realizadas em 60 locais nos reservatórios da Bacia do Paraíba e 52 locais nos reservatórios da Bacia do Rio Piranhas-Assú. Os reservatórios foram classificados em eutrófico e mesotrófico. As larvas de Chironomidae identificadas são típicas de ambientes organicamente enriquecidos, refletindo as condições tróficas de cada sistema. Além disso, a abundância foi diferente entre os reservatórios eutróficos e mesotróficos. Os aspectos estruturais da família Chironomidae e o índice de estado trófico foram eficientes para avaliar a qualidade da água dos diferentes sistemas. Deste modo, sugerimos que avaliações da qualidade da água de reservatórios no semiárido sejam efetuadas de forma a integrar aspectos biológicos, físicos e químicos da água.

**PALAVRAS-CHAVE:** Bioindicação, Chironomídeos, Trofia.



## 1. INTRODUÇÃO

O semiárido brasileiro é caracterizado por eventos periódicos de estresse hídrico, decorrente de estiagens prolongadas, chuvas irregulares, altas temperaturas e elevadas taxas de evaporação. Devido às características climáticas da região a construção de reservatórios surgiu como alternativa para minimizar os efeitos decorrentes da seca, sendo estes considerados uma das principais formas de armazenamento de água, além de possibilitar o desenvolvimento econômico e social da região (Chellappa et al., 2009).

Apesar dos benefícios que a construção de reservatórios trouxe para a região, os usos múltiplos realizados de forma desordenada, promovem modificações na composição química e biológica da água, alterando o estado trófico desses corpos hídricos. Frente a esse processo de degradação é fundamental a proposição de medidas eficientes e eficazes para a gestão e monitoramento desses corpos hídricos. Entre as medidas amplamente utilizadas para avaliar a qualidade da água dos sistemas aquáticos, está a aplicação do Índice de Estado Trófico proposto por Carlson (1977) e modificado por Toledo et al. (1983). Este índice utiliza valores referentes à transparência da água utilizando o disco de Secchi e concentrações de Fósforo total, Ortofosfato e Clorofila-*a*, para classificar os ambientes aquáticos de acordo com o estado de trofia em: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico.

A utilização de bioindicadores é outro tipo de abordagem que vem sendo amplamente utilizada, especialmente em países da Europa, para avaliar a qualidade da água dos corpos hídricos. Esse tipo de abordagem é conhecida como biomonitoramento, pois é baseada em respostas dos organismos frente a uma série de distúrbios, naturais ou antrópicos. Dentre os organismos utilizados como bioindicadores da qualidade da água, destacamos a família Chironomidae (Insecta: Diptera) por apresentarem organismos sensíveis a diferentes concentrações de poluentes no meio, fornecendo ampla gama de respostas frente a diferentes níveis de contaminação e impacto ambiental. De acordo com Buss et al. (2008) a utilização de abordagens que integram informações baseadas em fatores físicos e químicos da água associados a fatores biológicos, aumentam a eficiência na detecção de impactos antrópicos.

## 2. OBJETIVO

O principal objetivo desse trabalho é avaliar qual tipo de ferramenta, se a baseada na bioindicação das larvas de Chironomidae, ou a baseada no Índice de Estado Trófico, é mais eficiente na avaliação da qualidade da água de reservatórios no semiárido Neotropical.

### **3. METODOLOGIA**

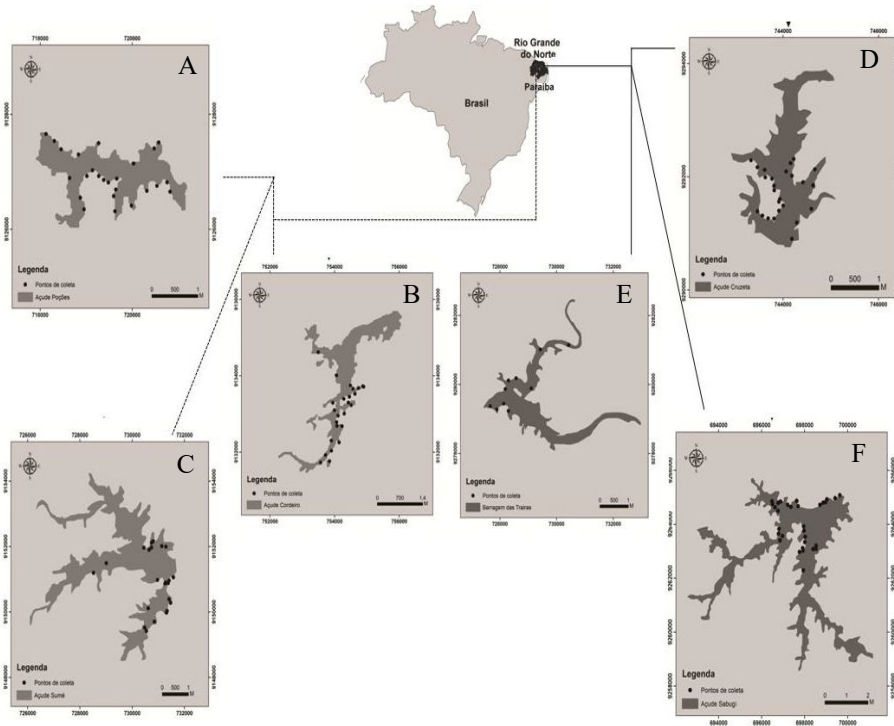
#### ***Área de estudo***

O estudo foi realizado em duas Bacias Hidrográficas: Bacia do Rio Paraíba (6°51'31"; 8°26'2"S e 34°48'35"; 37°2'15"W) nos reservatórios Cordeiro, Poções e Sumé Estado da Paraíba e na Bacia do Rio Piranhas-Assú (5°25'17"; 7°52'14"S e 36°8'4,6"; 38°47'32,6"W) nos reservatórios Cruzeta, Passagem das Traíras e Sabugí, Estado do Rio Grande do Norte, Nordeste- Brasil. A Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba é a segunda maior do estado da Paraíba com área de 20.071,83 km<sup>2</sup>, correspondendo a 38% do seu território, abrangendo 52% da população do Estado. A Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Assú está inserida entre os estados da Paraíba e Rio Grande do Norte, possui uma área de 43.681,50 km<sup>2</sup>, sendo 26.183,00 Km<sup>2</sup> no estado da Paraíba e 17.498,50 no estado do Rio Grande do Norte e contempla uma população de 1.363,802 habitantes, destes 67% encontram-se no estado da Paraíba e 33% no estado do Rio Grande do Norte (AESAs, 2015). O clima predominante nas regiões de acordo com a classificação de Köppen, é o BSh, com estação seca atingindo um período de 9 a 10 meses e precipitações médias em torno de 400 mm para a região da Paraíba e 800 mm ao ano para a região do Rio Grande do Norte.

#### ***Locais e períodos de amostragem***

Na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba foram selecionados 60 locais de amostragem entre os reservatórios Poções, Cordeiro e Sumé, enquanto na Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Assú foram selecionados 52 locais entre os reservatórios Cruzeta, Passagem das Traíras e Sabugí (Figura 1). Todos os locais foram selecionados com base nas características da paisagem, priorizando as áreas com o mínimo de influência antrópica, observando a presença de residências e atividades agropecuárias. As coletas foram realizadas na região litorânea dos reservatórios e ocorreram nos meses de Junho e Setembro de 2014.

Figura 1: Localização dos reservatórios e respectivos locais de amostragem. Figuras de A-C correspondem aos reservatórios localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba, onde A = Poções, B = Cordeiro e C= Sumé. Figuras de D-F correspondem aos reservatórios localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Assu, onde D = Cruzeta, E = Passagem das Traíras e F = Sabugi.



### ***Parâmetros ambientais e o Índice de Estado Trófico (IET)***

Em cada ponto de amostragem foram coletadas amostras de água na superfície e em laboratório foram estimadas as concentrações de Fósforo total (PT  $\mu\text{g/L}$ ) e Ortofosfato ( $\text{PO}_4^- \mu\text{g/L}$ ) de acordo com “Standart Methods for the Examination of Water and Wasterwater” (American Public Health Agency, 2005) e Clorofila-*a* (Chlo-*a*  $\mu\text{g/L}$ ) seguindo a metodologia proposta por Lorenzen (1967). A transparência da água foi avaliada através do desaparecimento do disco de Secchi. Ao final, calculamos o Índice de Estado Trófico (IET) proposto por Carlson (1977) e modificado por Toledo et al. (1983), classificando os reservatórios em: oligotrófico (0 – 44), mesotrófico (45 – 54) e eutrófico (>54).

### ***Parâmetros biológicos***

As larvas de Chironomidae foram coletadas na região litorânea com auxílio de draga Eckman-Birge (área  $0,225\text{m}^2$ ) em todos os pontos de amostragem. O material foi fixado em campo com formol a 10%. Em laboratório, as amostras foram lavadas em peneiras com malha de 1,00 e 0,50 mm, posteriormente os organismos

foram triados e as larvas identificadas até nível de gênero com auxílio de microscópio e chaves de identificação especializadas.

### **Análise de dados**

A abundância dos organismos foi estimada para cada reservatório e período de amostragem, de forma que os dados foram transformados em raiz quadrada e utilizada Bray-Curtis como medida de similaridade. Para calcular a dissimilaridade e verificar quais organismos são mais representativos entre os reservatórios classificados em diferentes estados tróficos foi realizada análise de “Similarity Percentage” (SIMPER). Para verificar se existem diferenças para a abundância dos organismos entre os reservatórios classificados em diferentes estados tróficos e períodos de amostragem, foram realizadas “Multivariate Analysis of Variance” (PERMANOVA). Dois fatores foram considerados: reservatórios e períodos de amostragem. Utilizamos testes com 9999 permutações e nível de significância em  $\alpha \leq 0,05$ .

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Observamos variação quanto à classificação do estado trófico dos reservatórios entre os períodos de amostragem (Tabela 1). Em Junho, os reservatórios Poções, Sumé e Passagem das Traíras foram classificados como eutróficos, enquanto os reservatórios Cordeiro, Cruzeta e Sabugí foram classificados como mesotróficos. Em Setembro os reservatórios Poções, Cruzeta e Passagem das Traíras foram classificados em estado eutrófico, os reservatórios Cordeiros, Sumé e Sabugí classificados como mesotróficos.

**Tabela1:** Médias e desvio padrão para a classificação do estado trófico dos ambientes estudados, a partir do Índice de Estado Trófico proposto por Carlson (1977) e modificado por Toledo et al. (1983).

Ambientes	Junho		Setembro	
	IET	Classe	IET	Classe
<i>Bacia do Rio Paraíba</i>				
Poções	61,63 ± 6,69	Eutrófico	62,73 ± 3,73	Eutrófico
Cordeiro	50,20 ± 8,50	Mesotrófico	48,24 ± 7,97	Mesotrófico
Sumé	61,47 ± 6,67	Eutrófico	50,35 ± 4,98	Mesotrófico
<i>Bacia do Rio Piranhas-Assú</i>				
Cruzeta	52,80 ± 1,77	Mesotrófico	57,87 ± 3,37	Eutrófico
Passagem das Traíras	63,78 ± 4,49	Eutrófico	64,72 ± 5,80	Eutrófico
Sabugí	52,65 ± 3,69	Mesotrófico	43,98 ± 4,98	Mesotrófico

A variação no estado trófico dos reservatórios entre eutrófico e mesotrófico durante o período de estudo, pode ter sido em decorrência da atuação de fatores naturais e/ ou antrópicos. Entre os fatores naturais que contribuem para elevada trofia dos corpos hídricos inseridos em regiões semiáridas destacamos: o tempo de retenção hídrica (para os reservatórios estudados é de 5 a 7 anos); as altas taxas de evaporação e o baixo volume hídrico (decorrente do período prolongado de seca). Para Barbosa et al. (2012), o estado trófico de reservatórios inseridos no semiárido tende a aumentar em períodos de estresse hídrico, devido ao aumento na concentração de nutrientes que são agravadas pelo elevado tempo de retenção hídrica e as altas taxas de evaporação. Além disso, o baixo volume desses corpos hídricos e o longo período de intensidade luminosa ao qual os sistemas estão submetidos, possibilitam a iluminação de toda a coluna d'água, permitindo a proliferação de algas e o surgimento de florações de cianobactérias, em especial de espécies potencialmente produtoras de toxinas.

As atividades antrópicas desenvolvidas de forma desordenada no entorno dos reservatórios, estão entre os fatores antrópicos que contribuem para elevar o grau de trofia desses ambientes. Entre os usos mais frequentes destaca-se o lançamento de esgoto doméstico bruto e as atividades de irrigação. O lançamento de esgoto doméstico bruto é uma das principais fontes de adição de fósforo no ambiente. O fósforo é um importante nutriente que contribui para acelerar o processo de eutrofização dos corpos aquáticos. Enquanto o desenvolvimento de atividades de irrigação contribui para a adição de nitrogênio no ambiente, tendo em vista a frequente utilização de fertilizantes a base de compostos nitrogenados que são adicionados ao solo e conseqüentemente carregado para dentro do sistema. Com isso, a associação entre os fatores naturais e antrópicos contribuem para acelerar o processo de eutrofização desses corpos hídricos, promovendo a perda da qualidade da água. O processo de eutrofização é um dos principais problemas que atingem os corpos hídricos em todo mundo, especialmente os inseridos na região semiárida.

Ao avaliar os aspectos biológicos foram identificadas 11.458 larvas de diptera da família Chironomidae distribuídas entre 22 gêneros. Os gêneros que contribuíram com maior abundância nos reservatórios classificados como eutróficos foram: *Goeldichironomus* (3.595 indivíduos), *Tanytarsus* (1.820 indivíduos) e *Aeshum* (1.396 indivíduos). Enquanto nos reservatórios classificados como mesotróficos os gêneros que contribuíram com maior abundância foram: *Polypedilum* (612 indivíduos), *Tanytarsus* (528 indivíduos) e *Goeldichironomus* (461 indivíduos). Diferenças para abundância das larvas de Chironomidae foram observadas entre os reservatórios classificados em diferentes graus de trofia (PERMANOVA: Pseudo- $F_{5,195} = 19,303$ ;  $p = 0,0001$ ) e períodos de amostragem (PERMANOVA: Pseudo- $F_{1,195} = 10,063$ ;  $p = 0,0001$ ). Através da SIMPER observamos que temos uma elevada dissimilaridade da abundância de Chironomidae (86,76%) entre os reservatórios mesotróficos e eutróficos. Os gêneros com maior contribuição para a dissimilaridade da abundância das larvas entre os diferentes estados tróficos

dos reservatórios foram: *Goeldichironomus* (23,88%), *Coelotanypus* (15,29%) e *Polypedilum* (12,03%). A fauna de Chironomidae dos reservatórios estudados é típica de ambientes impactados e com alta carga de matéria orgânica. Estudos anteriores associam a ocorrência desses organismos à ambientes com grande aporte de nutrientes, visto que são tolerantes e capazes de resistir a baixas concentrações de oxigênio dissolvido, sendo, portanto considerados indicadores de locais impactados (Ferreira et al., 2012). Além disso, a maioria desses organismos tem preferência por sedimento predominantemente composto de areia fina, silte e argila, característicos de ambientes com margens impactadas pela retirada da vegetação para o desenvolvimento de atividades agropecuárias.

Embora os organismos que ocorreram com maior representatividade entre os reservatórios classificados como eutróficos e mesotróficos sejam típicos de ambientes impactados, observaram diferenças quanto à abundância desses organismos nesses ambientes. A maior abundância ocorreu nos reservatórios eutróficos (9.064 indivíduos) quando relacionado aos reservatórios mesotróficos (2.394 indivíduos). Isto indica que ambientes eutróficos são capazes de sustentar uma maior abundância de organismos tolerantes, devido à presença de condições favoráveis para seu desenvolvimento, a exemplo da grande oferta de alimento.

É importante ressaltar que em avaliações da qualidade da água, a utilização de aspectos biológicos, a exemplo das larvas de Chironomidae, permite identificar quais fatores podem estar contribuindo com maior intensidade para a perda da qualidade da água. Enquanto a utilização do índice de estado trófico permite avaliar a qualidade da água com base nas concentrações de nutrientes, especialmente o Fósforo, refletindo a trofia do ambiente. Com isso, a utilização de ferramentas baseadas em informações biológicas associadas ao índice de estado trófico, fornece respostas complementares para uma avaliação eficiente da qualidade da água.

## 5. CONCLUSÃO

A utilização de aspectos estruturais da família Chironomidae como ferramenta de bioindicação foi eficiente para avaliar a qualidade da água de reservatório, sendo capaz de indicar o grande aporte de matéria orgânica presente nos ambientes, através da ocorrência de organismos típicos de ambientes organicamente enriquecidos. Por outro lado o índice de estado trófico como ferramenta de avaliação, também foi eficiente, visto que foi possível caracterizar o grau de trofia desses reservatórios. Assim concluímos que a utilização do biomonitoramento, através da utilização de Chironomidae e do monitoramento através do índice de estado trófico, permitiu uma avaliação integrada e complementar da qualidade da água dos sistemas. Deste modo sugerimos que avaliações da qualidade da água de reservatórios no semiárido sejam efetuadas de forma a integrar aspectos biológicos, físicos e químicos da água.

## REFERÊNCIAS

- BARBOSA, J.E.D.L.; MEDEIROS, E.S.F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R.D.S.; CRISPIM, M.C.B.; SILVA, G.H.G.D. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 24, p. 103-118, 2012.
- BUSS, D.F.; OLIVEIRA, R.B.; BAPTISTA, D.F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, v.12, p.339-345, 2008.
- CARLSON, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22,p. 361-369, 1977.
- CHELLAPPA, S.; BUENO, R.M.X.; CHELLAPPA, T.; CHELLAPPA, N.T.; VAL, V.M.F.A. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. *Limnologica*, v. 39, p. 325-329, 2009.
- FERREIRA, R.W; RODRIGUES, N.D.; ALVES, M.B.C; CALLISTO, M. Biomonitoramento de Longo Prazo da Bacia do Rio das Velhas Através de um Índice Multimétrico Bentônico. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.17, p. 253-259, 2012.
- TOLEDO, A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios Tropicais: In: Anais do 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. *Camboriú, Associação Brasileira de engenharia Sanitária. Camboriú (SC)* 34p, 1983.

**DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E POBREZA URBANA  
NAS MARGENS DO CÓRREGO BEZERRA –  
CASCAVEL – PR**

---

**Lidinalva Rufino Dos Santos  
Adelar José Valdameri  
Irene Carniatto**



## DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E POBREZA URBANA NAS MARGENS DO CÓRREGO BEZERRA – CASCAVEL – PR<sup>1</sup>

**Lidinalva Rufino Dos Santos**

Professora do NRE – Cascavel

**Adelar José Valdameri**

Mestre em Engenharia da Produção. Professor do NRE – Cascavel

**Irene Carniatto**

Doutora e Professora do Programa de Doutorado e Mestrado em Desenvolvimento Rural Sustentável – Unioeste

**RESUMO:** Este trabalho tem por objetivo contribuir para o entendimento da degradação ambiental no Córrego Bezerra, Cascavel- PR. O estudo possui como base principal a ideia de que a urbanização e o sistema econômico atual tende a se reproduzir no espaço físico e acirrar o processo de diferenciação econômica e social entre seus moradores. Dessa forma por não terem os mecanismos do capital em mãos, acabam por se apropriar de uma parcela do solo urbano em uma região periférica, neste caso as margens do Córrego Bezerra. O problema existente entre as classes sociais ocorre no modo de ocupação do solo urbano cascavelense, onde a “melhor” parcela desse solo foi apropriado pela população de “maior” poder aquisitivo e a população com “menor” poder aquisitivo ocupa os fundos de vale, áreas destinadas a preservação ambiental. A metodologia utilizada para a realização deste trabalho está pautada nas seguintes etapas: Revisão bibliográfica sobre a temática estudada; Trabalho de campo para o levantamento dos impactos ambientais oriundos da ocupação irregular e inadequação do uso do solo urbano; Registro fotográfico; Identificação da população e coleta de dados sobre as famílias instaladas em áreas de riscos; Visitas técnicas a órgãos públicos, como Secretaria do Meio Ambiente, Prefeitura Municipal de Cascavel. Neste estudo de caso a população, instalada nas margens do Córrego Bezerra, confirma a pobreza urbana e degradação ambiental, lugar impróprio para as instalações das moradias urbanas. Assim, fica evidente que a cidade de Cascavel é mais uma das (re) produtoras do sistema econômico vigente que através dessa população contribui para a degradação ambiental.

**PALAVRAS-CHAVE:** geografia urbana; exclusão social; impactos ambientais.

---

<sup>1</sup> Parte integrante do trabalho monográfico apresentado ao Programa de Especialização em Agroecologia da Universidade Federal do Paraná. Campus Curitiba-PR.

## 1. INTRODUÇÃO

Através da urbanização, a transformação do espaço geográfico da cidade de Cascavel, a partir de 1980, deflagrou um processo de ocupação desordenada do seu território. A ocupação sem respeitar os limites naturais locais e sua origem com o crescimento da cidade e surgimento de novos bairros. Esse processo é responsável pelas atuais formas do uso da ocupação do solo urbano.

O processo de urbanização em Cascavel tem proporcionado fatores negativos ao ambiente, quais sejam: desmatamento, poluição da água e do ar, ocupação de margens fluviais, mudança no leito do rio, entupimento de bueiros, entre outros.

Na década de 1990 o processo de crescimento urbano da cidade de Cascavel se intensificou e ampliou a degradação e a agressão ao meio ambiente principalmente nas margens do Córrego Bezerra ocasionando processos de assoreamento e compactação do solo e a retirada da vegetação ciliar, para dar lugar as construções civis.

Nas margens do Córrego Bezerra, apresenta-se inúmeras áreas susceptíveis a riscos, principalmente, aqueles relacionados ao meio ambiente. Os moradores das margens do Córrego Bezerra estão inseridos naquele espaço há aproximadamente 30 anos. Assim, nada ou quase nada acaba sendo feito em relação a importância da preservação local e ao direcionamento das ocupações para locais mais adequados com maior segurança e menor exposição aos impactos ambientais e sociais.

Os seres humanos têm direito garantido a moradia digna e de qualidade e quando isto lhes é negado fere-se um direito constitucional.

O interesse pela realização dessa pesquisa na região do Bairro Santa Cruz, localizado às margens do Córrego Bezerra foi devido ao fato de se tratar de uma área de fundo de vale, que segundo o Plano Diretor (CASCAVEL, 2004) de preservação ambiental.

Este trabalho tem por objetivo contribuir para o entendimento da pobreza urbana e degradação ambiental no Bairro Santa Cruz, Cascavel- PR. O estudo possui como base principal a ideia de que a urbanização e o sistema econômico atual tende a se reproduzir no espaço físico e acirrar o processo de diferenciação econômica e social entre seus moradores, dessa forma por não terem os mecanismos do capital em mãos, acabam por se apropriar de uma parcela do solo urbano em uma região periférica do próprio Bairro Santa Cruz.

## 2. METODOLOGIA

Esse trabalho foi elaborado tendo como objeto de pesquisa um recorte da imagem urbana, na Cidade de Cascavel enfocando o Bairro Santa Cruz, na Bacia do Córrego Bezerra.

Aborda que o estudo do impacto ambiental originado pela crescente urbanização e ocupação de áreas de vulnerabilidade ambiental neste bairro. A cidade funciona como um sistema em constante transformação, sendo necessário um planejamento por parte dos gestores públicos para monitorar a qualidade de vida urbana. Foram vários caminhos percorridos para compor a metodologia desse trabalho.

A princípio o trabalho foi desenvolvido através da sensibilização com temas relacionados com o meio ambiente, despoluição e revitalização do Córrego Bezerra, reconstrução da vegetação ciliar e o destino dos resíduos produzidos pelos moradores. O trabalho junto a população foi indispensável para por em prática as ações da E.A- Educação Ambiental desenvolvido pelo CEEP.

A microbacia do Córrego Bezerra como uma unidade de análise, foi objeto de pesquisa de campo, para compreender a importância dos recursos hídricos em relação a urbanização da cidade com as ocupações irregulares, a exploração do solo urbano, apropriado ao longo do tempo.

A pesquisa de campo foi dividida em três etapas e interligadas entre si. No primeiro momento foi realizada a pesquisa bibliográfica, em sequência a pesquisa de campo, buscando através de questionário e entrevistas, além de registros fotográficos, compreender e analisar os problemas socioambientais nas margens do Córrego Bezerra. Para finalizar o trabalho de campo foram tabulados os dados. Em outra etapa do trabalho foram realizadas comparações e análises dos resultados obtidos.

Através de dados obtidos na pesquisa verificou-se como os problemas ambientais e sociais estão sendo tratados, e se o uso do solo urbano, como foi determinado pelo Plano Diretor, está sendo cumprido.

Em campo foi possível levantar áreas de riscos socioambientais; a falta de infraestrutura urbana e, reivindicações de melhorias através da gestão do poder público pela comunidade local.

Através do trabalho de campo foram aplicadas entrevistas à população residente no entorno do Córrego Bezerra, para levantar dados sobre o destino final dos dejetos produzidos pela comunidade e suas consequências. Foram entrevistadas 100 pessoas residentes na área.

Todas as considerações foram importantes para conduzir a pesquisa de campo, dessa forma integrando conceitos teóricos a prática. Para a sistematização do trabalho as leituras foram muito importantes, para observar o processo de urbanização da cidade de Cascavel-PR, o uso e ocupação do solo urbano, as intervenções decorrentes das ações antrópicas, as

consequências no meio ambiente e a qualidade de vida da população, especificamente na Bacia do Córrego Bezerra.

Para tanto os moradores, próximos às margens do Córrego Bezerra, foram fonte direta para a coleta de dados.

Para a realização da análise dos dados, utilizou-se abordagens quantitativas com uso de recursos e técnicas estatísticas, traduzindo em números as opiniões e informações colhidas, e de abordagens qualitativas interpretando e atribuindo significados aos dados que não podem ser traduzidos em números.

Silva e Menezes (2001, p. 200) consideram que pesquisa quantitativa seja tudo que pode ser quantificável o que significa traduzir em números opiniões e informações para classificá-las e analisá-las. A pesquisa qualitativa para os mesmos autores, é aquela que considera uma relação dinâmica entre o mundo real e o sujeito, isto é, um vínculo indissociável entre o mundo objetivo e a subjetividade do sujeito que não pode ser traduzido em números. A interpretação dos fenômenos e a atribuição de significados são básicas no processo de pesquisa qualitativa. Não requer o uso de métodos e técnicas estatísticas.

Entre as proposições metodológicas para o diagnóstico e análise da pobreza urbana e degradação ambiental, foram utilizados como referências os trabalhos de Santos (1978; 1994), Harvey (1980), Correa (1989).

A pesquisa bibliográfica foi realizada a partir de materiais que já foram elaborados, livros, artigos científicos, periódicos e outros materiais. Essa modalidade da pesquisa possibilita o investigador de conhecer um maior número de fenômenos do que normalmente tomaria conhecimento pesquisando diretamente. Como diz Carvalho (2001, p. 44)

Considera a vantagem da pesquisa bibliográfica, o fato de permitir ao investigador a cobertura de uma gama de fenômenos muito mais ampla que se torna particularmente importante em relação ao universo a ser pesquisado.

Baseado em Gil (1991 apud SILVA e MENEZES, 2001), do ponto de vista de seus objetivos, esta pesquisa possui características exploratórias e descritivas, buscando através dela maior familiaridade com o problema para explicitá-los e construir hipóteses. Segundo Gil (1991 apud SILVA e MENEZES, 2001, p. 21)

Pesquisa Exploratória: Visa proporcionar maior familiaridade com o problema, com vistas a torná-lo explícito ou construir hipóteses. Envolve levantamento bibliográfico; entrevistas com pessoas que tiveram experiências práticas com o problema pesquisado; análise de exemplos que estimulem a compreensão. Assume, em geral, as formas de Pesquisa Bibliográfica e Estudo de Caso.

A pesquisa apresenta-se como descritiva, desde o momento que procura descrever as características da população que moram nas proximidades do Córrego Bezerra e estabelecer as relações entre as variáveis que envolvem o trabalho com os problemas socioambientais da área pesquisada. Segundo Gil (1991 apud SILVA e MENEZES, 2001, p. 21)

Pesquisa Descritiva: Visa descrever as características de determinada população ou fenômeno ou estabelecimento de relações entre de dados: questionários e observação sistemática. Assume em geral a forma de levantamento.

Através dessa pesquisa buscou descrever as características da população local exposta a vulnerabilidade ambiental e os impactos ambientais gerados por essa população. Ao final desse trabalho sugerem-se ações que poderão contribuir para amenizar o problema da pobreza urbana e a degradação ambiental local.

### **3 DISCUSÃO DOS RESULTADOS**

Sobre espaço urbanizado, a cidade de Cascavel cresceu e o Bairro Santa Cruz foi incorporado ao espaço urbano. A partir dos anos 1990 os problemas de ocupações irregulares no Bairro Santa Cruz se intensificaram e muitas áreas de fundo de vale e áreas verdes de preservação permanente foram invadidas de forma desordenada ocasionando sérios problemas ambientais. Com falhas nas políticas públicas, descaso das autoridades locais ao longo anos, estas questões tendem a se agravar ainda mais. Se não bastassem os problemas ambientais, o aumento do consumo de drogas na sociedade, falta de perspectivas no mercado formal de trabalho, e pelas próprias condições físicas e geográficas estes locais tendem a se tornar redutos de criminalidade. Com a população desempregada ou no subemprego o sedentarismo é um dos caminhos que acaba influenciar os jovens a praticar delitos dentro e fora do próprio bairro.

A partir da pesquisa de campo e das entrevistas aplicadas no Bairro Santa Cruz destacam-se como principais problemas ambientais urbanos, a poluição da água, a destinação inadequada dos resíduos sólidos, a falta de saneamento básico, a erosão e o assoreamento do Córrego Bezerra, a retirada da mata ciliar, a falta de arborização nas ruas.

A degradação ambiental torna-se mais visível quando relacionada aos problemas sociais. Mas, não são todos os problemas ambientais que devem ser associados à população de baixa renda, grande parcela desses problemas são produzidos pela população de maior poder aquisitivo. Os problemas ambientais urbanos são aqueles produzidos pelas ações humanas, gerando degradação no uso dos recursos naturais na área urbana, neste caso.

No Bairro Santa Cruz o uso do solo urbano e a disputa por espaço de moradia, ocorrem de forma inadequada e irregular. Os impactos socioambientais nas margens do Córrego Bezerra, encontra-se em expansão desenfreada, sem nenhum controle por parte dos órgãos competentes.

Os trabalhos de sensibilização em relação ao meio ambiente não é a solução no momento, a população na maioria das vezes não se interessa pelas questões ambientais, visto que necessita de moradias regulares e locais apropriados para se instalarem. Para Mendonça (2004, p.171)

Os impactos negativos do conjunto de problemas ambientais resultam principalmente da precariedade dos serviços e da omissão do poder público na prevenção das condições de vida da população, mas também é reflexo do descuido e da omissão dos próprios moradores, inclusive nos bairros mais carentes de infraestrutura, colocando em xeque aspectos de interesse coletivo.

Ao ocuparem o Bairro Santa Cruz 57% dos moradores passaram a ter sua casa própria. No entanto, isto não é suficiente pois 84% deles vivem na informalidade e onde 82% reclamam da falta de infraestrutura básica. A falta de infraestrutura faz com que grande parte do lixo e do esgoto seja lançado no Córrego Bezerra ou suas margens.

De acordo com Mendonça (2004) tanto a omissão do poder público quanto o descuido dos próprios moradores resulta em impactos negativos. Assim, não havendo fiscalização por parte do poder público, e órgãos competentes áreas de preservação permanente são urbanizadas (FIG. 01).



FIGURA 01. Moradia nas margens do Córrego Bezerra  
FONTE: Trabalho de Campo. Lidinalva Rufino dos Santos (2009)  
Seta azul direção do fluxo do rio.

Embora ocorra recolhimento de lixo, três vezes por semana, ainda é mais “fácil” descartá-lo no próprio quintal ou no córrego. Na falta de serviço público de saneamento básico é visível o esgoto escorrendo próximos as casas em direção ao córrego.

Estes descuidos, por exemplo, resultam na mudança do nome do Córrego Bezerra que é conhecido como “rio bostinha”, conforme 97% dos entrevistados. A situação do Córrego é ainda mais complexa pois não existe mais a mata ciliar, que conforme 92% dos entrevistados, foi retirada para a construção de suas casas e ou para uso como lenha para fogão.

Na região do Córrego Bezerra, para a população carente, ter um teto, uma moradia, torna-se mais importante do que a reconstrução e a preservação da cobertura vegetal. Os trabalhos de sensibilização e conscientização ambiental são feitas através da ONG, mas as barreiras econômicas e culturais deixam as ações, as mudanças, em segundo plano.

Portanto, para a população das margens do Córrego Bezerra na produção do espaço, a relação do homem com o meio ambiente é puramente de sobrevivência. Vários são os agentes e ações que configuram a construção do espaço social, entre esses o capital que além de valorizar é responsável pela organização ou desorganização de determinados espaços como este do estudo de caso.

A falta de mecanismos eficientes para controlar as atividades predatórias nas margens do Córrego Bezerra, torna-se um desafio permanente e insolúvel a cada dia que passa já que a crescente demanda pela moradia é uma realidade; pela falta de planejamento, a área está exposta às ações antrópicas, aumentando o grau de vulnerabilidade.

Nas margens do Córrego Bezerra encontram-se famílias que vivem de submoradias e subempregos, a maioria dos chefes de famílias trabalha sem carteira assinada, possuem baixo índice de escolaridade. As mulheres participam dos serviços domésticos e os homens na construção civil, o índice de desemprego é alto, além do sedentarismo. Estas situações conseqüentemente, são fatores que levam à alguns vícios e violências, vindo a contribuir para que a população local não consiga se inserir no mercado de trabalho.

A carência de infraestrutura, a exclusão social, o alto índice de desemprego, coloca essa população as margens da sociedade ferindo os princípios constitucionais, como a dignidade humana, e o direito a saúde e a moradia.

Destas situações resulta a pobreza urbana tanto em relação ao modelo socioeconômico, ao ambiente construído (receptáculo dos excluídos) quanto as causas e conseqüências da situação criada.

Embora, pobreza não deva significar desleixo, descuido, falta de higiene, a situação e o espaço criado, tanto por parte dos moradores quanto por parte do poder público, resultou na formação do Bairro Santa Cruz. Neste

bairro os problemas socioambientais de toda ordem são visíveis ou conforme Carlos (1999) aparecem claramente através do uso diferenciado do espaço.

O Córrego Bezerra ao ser identificado como “rio bostinha” parece resumir os problemas ambientais. No entanto, as consequências vão além das visíveis, há também os problemas subjetivos como a discriminação que os moradores sentem em relação à situação sócio espacial em que vivem e também em relação à discriminação que sofrem quando procuram emprego.

A discriminação pode ser traduzida através da fala da estudante E.O, 19 anos (Entrevista em 23 nov. 2009):

O jovem que mora no Santa Cruz é discriminado por morar no bairro. É muito difícil competir com jovens que moram no Maria Luiza, Coqueiral, Recanto Tropical. Igual aqueles que moram no Interlagos, somos discriminados, marginalizados, porque o bairro não tem uma fama muito boa, tem fama de violento, que só mora bandido.

Um dos elementos que ajuda também na desvalorização do solo urbano de Cascavel é a existência dos traçados das rodovias federais e estaduais citadas anteriormente. Essas rodovias produzem um mosaico de exclusão social em torno dos bairros. Além da presença das rodovias que limitam e ou separam os bairros periféricos, produzem também uma grande distância geográfica destes até o centro da cidade.

Durante do trabalho de campo realizado verificou-se as disparidades de infraestrutura entre os bairros periféricos e os bairros centrais. De acordo com Carlos (1999, p. 12)

O processo de produção do espaço é desigual – isso aparece claramente através do uso do solo – e decorre do acesso diferenciado da sociedade à propriedade privada e da estratégia de ocupação do espaço urbano.

O urbano vai-se reproduzindo a partir da luta de interesses entre o que é fundamental para a reprodução, de um lado, do capital e, de outro, da vida.

Essas diferenças aumentam ainda mais não só a distância geográfica, como também socioeconômica, provocando claros preconceitos e exclusão entre a população.

A busca pelo entendimento e conhecimento crítico da realidade dos moradores do Bairro Santa Cruz, a luta pela moradia ainda que em local inadequado e os impactos socioambientais decorrente da ocupação das margens do Córrego Bezerra, é uma das formas de mostrar uma pequena parcela da desigualdade social e o descaso dos órgãos competentes, além dos riscos ambientais aos quais a população está exposta.

Um mau exemplo de descuido e omissão dos moradores é a quantidade de lixo encontrada às margens de ruas e terrenos baldios, mesmo dispondo de serviços de coleta de lixo, entulhos, cortes de árvores, imprimindo no Bairro Santa Cruz, cidade de Cascavel um aspecto de desleixo e degradação



ambiental uma completa desarmonia com o meio. Segundo Valdameri (2004, p. 15)

Desde o princípio dos tempos o homem estabeleceu o uso do espaço territorial para satisfazer suas necessidades, fazendo uso dos recursos naturais renováveis e não-renováveis para satisfazer sua própria sobrevivência, sem perceber que ao longo do tempo passou a adotar um comportamento predatório em relação ao ambiente em que vive, transformando o ambiente natural e saudável que herdou em um espaço doente, desequilibrado, em completa desarmonia entre seus habitantes, enfim, em um quadro caótico.

A degradação ambiental torna-se, assim, causa e efeito do estado de exclusão social. A cidade em si, como relação social e como materialidade, torna-se criadora de pobreza, tanto pelo modelo socioeconômico de que é o suporte como por sua estrutura física, que faz dos habitantes das periferias pessoas ainda mais pobres. A pobreza não é apenas o fato do modelo socioeconômico vigente, mas, também, do modelo espacial criado (SANTOS, 1994).

Dentro de uma cidade onde a urbanização é crescente acostumamos com a miséria alheia, a fome, a submoradia, o subemprego, a mendicância, nada impressiona tudo se torna normal, aceitável, inevitável.

A moradia não apenas em Cascavel, mais em qualquer lugar do mundo como já foi falado é um direito social constitucional e necessário à sobrevivência humana, embora seja excludente para vários segmentos da população.

Os habitantes do Bairro Santa Cruz, localizado em zonas periféricas do próprio bairro, estão aquém do preconizado com relação à qualidade habitacional, sem redes de esgoto, canalização, além de outras deficiências, o que demonstra que essa população se encontra em situação de precariedade, vulnerabilidade e riscos ambientais.

A estrutura da economia mundial imposta pela dinâmica do sistema capitalista tem provocado importantes efeitos na configuração espacial das cidades, na distribuição da população, estratificação social, bem como nos estilos de vida cotidiano dessa população. A população periférica do bairro Santa Cruz na cidade de Cascavel faz parte desse sistema econômico e dessa estratificação social, sendo reforçado pelo próprio estilo de vida e as condições socioambientais em que se encontram.

O saneamento básico é um, dos principais indicadores da adequação de moradia, pela influência que exerce nas condições ambientais de saúde, o Bairro Santa Cruz não é provido satisfatoriamente de saneamento básico, sendo ocupado de forma desordenada e construído de forma inadequada, tanto do ponto de vista da moradia, propriamente dita, como do meio ambiente.

A análise dos dados coletados mostra que nenhuma das famílias da área de estudo que fica próximo ao Córrego Bezerra possui serviço de rede de

esgoto. Consequentemente todos os dejetos são irregularmente depositados e ou fluem a céu aberto no próprio córrego, que na maioria das vezes passa pelo fundo do quintal dos moradores, essa prática inadequada pode vir a mudar, através dos trabalhos de E.A junto a população, o lixo é recolhido três vezes na semana, mas por falta de hábito de colocar no lixeiro para a coleta, grande porcentagem dos moradores local depositam o lixo em qualquer lugar.

Conforme se pressupunha, podemos concluir que a condição de habitação da população do Bairro Santa Cruz é precária. Um dos indicadores para o dimensionamento da carência do Bairro Santa Cruz foi à ausência de serviços básicos domiciliares (rede de esgoto), situação fundiária irregular, carência de infraestrutura e ausência de unidade sanitária, bem com o número de moradores por residência.

Observou-se que existem problemas, e que o poder público municipal tem tentado intervir com programas sociais na busca da melhoria da qualidade de habitação. O exemplo, da realocação de famílias que moravam em barracos de lonas nas margens do Córrego Bezerra, para o Conjunto Habitacional Julieta Bueno localizado no Bairro Interlagos.

Na residência próxima do Córrego Bezerra, mostra, por exemplo, área de vulnerabilidade ambiental, a, presença de processo erosivo pela ausência da mata ciliar, saneamento básico é inexistente. As famílias abrem canaletas de esgoto no chão para escoamento dos resíduos em direção ao leito de água, a porcentagem de contaminação pelos dejetos humanos é altíssima, constatado por observação local, os esgotos a céu aberto, os sanitários, as canaletas para o escoamento da água do tanque de lavar roupa, pia de cozinha entre outros tem como destino o leito do Córrego Bezerra.

No Bairro Santa Cruz, circulado com a elipse na cor verde, (Fig.02) nas proximidades do Córrego Bezerra, moravam as famílias que foram realocadas para o Bairro Interlagos, circulado com a elipse na cor vermelho, (Fig. 02). No Bairro Interlagos foi construído o Conjunto Habitacional “Julieta Bueno” para onde as famílias que moravam em barracos de lonas e submoradias, foram transferidas.

Como resultado do Projeto Social “Minha Casa”, o Conjunto Habitacional “Julieta Bueno” (Bairro Interlagos, norte da cidade de Cascavel), as famílias deixaram de morar em barracos de lona, e passaram a morar em casas de 40m<sup>2</sup>, composta por dois quartos, um banheiro, e sala e cozinha sem divisão.

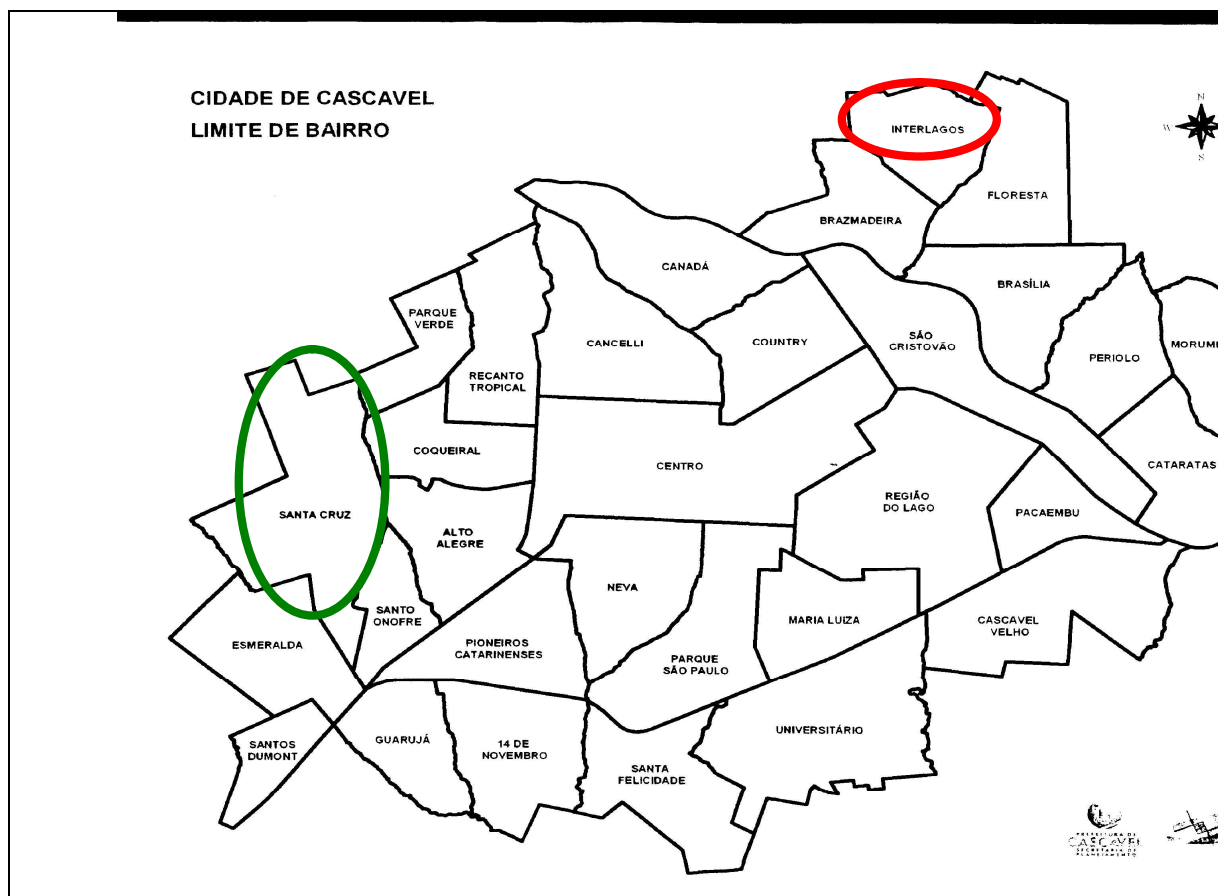


FIGURA 32. Cidade de Cascavel - Limite dos Bairros.

FONTE. [www.cascavel.pr.gov.br](http://www.cascavel.pr.gov.br).

Obs: Destacada a localização do Bairro Santa Cruz (verde) e Bairro Interlagos (vermelho).

Após essa análise sobre a pobreza no Bairro Santa Cruz, buscou-se novas análises através de entrevistas com pessoas que moram em Cascavel e que acompanharam o crescimento da cidade e a formação de novos bairros. Em entrevista o economista Leocir Paulo Rotava (2009), relata que “essa forma de pobreza urbana e disparidade social que existe na cidade de Cascavel, principalmente nos bairros periféricos poderia ser amenizada facilmente, bastaria que os órgãos competentes colocassem alguns planos econômicos em prática de forma que essa população pudesse vir a ter alguns benefícios, encurtando dessa forma o abismo existente dentro da sociedade cascavelense”.

Para Rotava (2009) “os problemas sociais em Cascavel não são tão graves, mas que de forma alguma devem ser ignorados ou tratados com pouco caso, mas que poderia ser seguindo o exemplo de Curitiba que foi a primeira cidade a desenvolver um Plano Diretor arrojado ditando regras para o zoneamento e o uso do solo. Em 1996 foi aprovada para Cascavel a Lei de Zoneamento e Uso do Solo nº. 2589/96, a qual junto com o Código de Obras, disciplina todas as intervenções de ocupação e de construção nos limites urbanos”.

Pela experiência adquirida na área da construção civil e imobiliária, Rotava (2009) afirma que “para construções novas e em loteamentos regularizados esta lei tem sido eficaz, mesmo com algumas imperfeições. O problema está em relação a ocupações antigas em fundos de vales ou em áreas de preservação ambiental (APA). Pela condição econômica inerente a estes moradores (Bairro Santa Cruz), eles só poderão sair destas áreas se o poder público, oferecer outro local ou outra moradia com condições adequadas e infra-estrutura que venham a dar o mínimo de dignidade para que esses seres humanos possam sobreviver”.

A cidade de Cascavel possui 7 áreas de ocupação irregular e 8 áreas de ocupação irregular e degradada (Fig. 03). Entre estas áreas o Bairro Santa Cruz está identificado como de “Ocupação Irregular e Degradada”, enquanto o Loteamento “Julieta Bueno”, para onde as famílias foram realocadas, é identificado como de “Ocupação Irregular”.

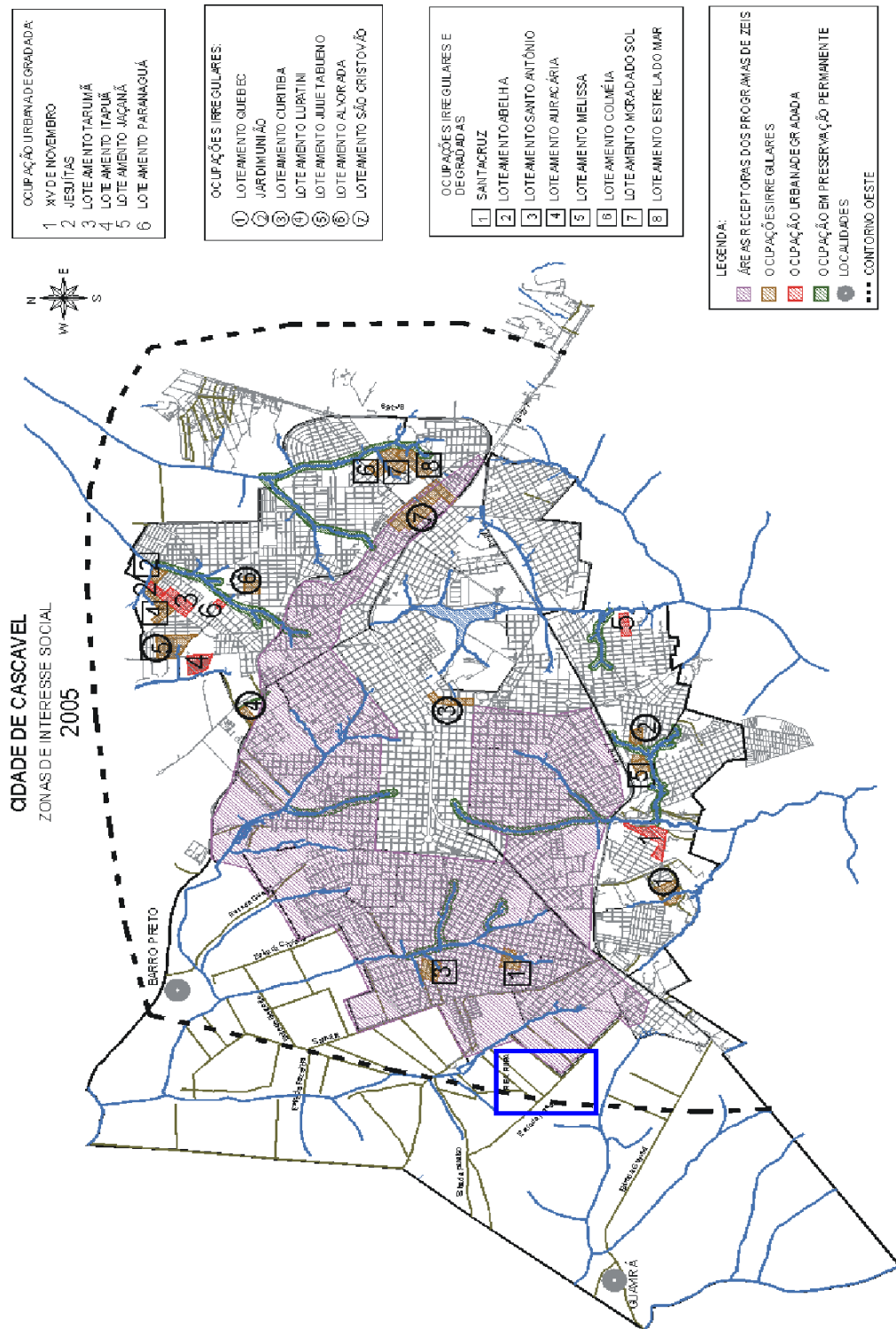


FIGURA 03. Cidade de Cascavel: Zonas de interesse social, 2005

FONTE: [www.cascavel.pr.gov.br](http://www.cascavel.pr.gov.br).

Obs: Na área em destaque retângulo azul, margem do Córrego Bezerra nº 01 indica as ocupações irregulares e degradadas, são sete áreas de ocupação irregular e oito de ocupação irregular e degrada, contabilizando quinze áreas no total no Município, cidade de Cascavel.

No Bairro Santa Cruz pela Lei Municipal 2589/96, as áreas de fundo de vale e também as áreas de preservação permanente estão delimitadas. Portanto, segundo Rotava (2009) quanto à questão legal o assunto está resolvido, falta apenas se fazer cumprir a lei.

## **6. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Na sua evolução histórica, a população constrói os espaços, sendo esse resultado do trabalho da sociedade, pode-se assim dizer que ele já é construído de forma desigual. No momento em que a sociedade transforma o espaço, ela o faz para beneficiar a minoria em detrimento da maioria, separando as pessoas entre si e atribuindo-lhes um valor em relação ao espaço apropriado.

O ambiente urbano possui uma complexidade, vive-se em constante transformação, locais de conflitos e interesses diversos, que geram desequilíbrios ambientais e sociais. A degradação do ambiente é um problema muito antigo na evolução da humanidade, cresceu junto com o crescimento populacional e na atualidade é intenso o processo de degradação ambiental. Este processo, em Cascavel vem acompanhado pela crescente urbanização da cidade em especial, nas proximidades do Córrego Bezerra, Bairro Santa Cruz. Neste Bairro o fato da população usar o leito do Córrego como destino final de seus dejetos e lixos torna a poluição visível.

A qualidade de vida dessa comunidade do entorno do Córrego Bezerra apresenta-se de forma precária. Uma realidade no mundo capitalista. Apenas uma parcela da população pode pagar pela qualidade de vida. A pesquisa realizada na área do entorno da ocupação, Bairro Santa Cruz, deixou em evidência várias irregularidades como: falta da mata ciliar, construções em fundo de vale, casas de baixo padrão convívio com lixo e esgoto. Consulta ao Plano Diretor, figuras (inclusas neste trabalho), trabalho de campo e entrevistas evidenciam condições de irregularidades, quanto a instalação do Bairro junto ao Córrego Bezerra, um fundo de vale, e as condições socioambientais em que vive esta população.

No Bairro Santa Cruz, para amenizar os impactos socioambientais, o primeiro passo seria investimento e incrementação na economia e consequentemente geração de emprego e renda, incentivos fiscais para que empresas e similares se instalem no Bairro e proporcione novas perspectivas de vida.

O Município pode através de leis reduzir impostos municipais e isentar taxas de alvará para as empresas que gerarem de alguma forma emprego novo direcionados a este Bairro, por exemplo.

Em outra iniciativa o Município deveria investir cada vez mais nos bairros de forma a torná-los atraentes para novos negócios. Com a

revitalização destes bairros haveria uma valorização imobiliária o que acabaria por atrair mais investimentos, que por sua vez, geraria mais renda. Estas políticas poderiam ser aplicadas em bairros estratégicos que futuramente se tornariam polos dentro da própria cidade, e o Bairro em estudo se enquadra perfeitamente dentro desta perspectiva.

O problema da moradia não se resolve apenas com o interesse de uma das partes, é necessário que todos os envolvidos desejem efetivamente o mesmo objetivo, assim o trabalho a ser desenvolvido deve ser executado não apenas pela municipalidade, destinando verbas específicas para estas questões, mais pelo Ministério Público, atuando no sentido responsabilizar tanto a omissão pública como a falta de políticas locais para resolver ou minimizar problema socioambientais; pelos moradores envolvidos, esclarecendo-os e conscientizando-os quanto as questões socioambientais.

Outra questão importante é o financiamento de novas moradias destinadas a este público. Como estes moradores geralmente pertencem à classe social de baixa ou nenhuma renda, somente é possível financiamento de unidades habitacionais a fundo perdidos.

Uma medida que poderia ser adotada para amenizar a situação com custos reduzidos seria a implantação de loteamentos de interesse social, onde o município faria o loteamento com a infraestrutura básica necessária e o morador construiria sua casa em regime de mutirão com projeto aprovado pela Secretaria de Planejamento de Obras.

Dessa forma haveria uma contrapartida e uma responsabilidade do morador enquanto a municipalidade, de modo geral, poderia atender muito mais pessoas que se encontram nessa mesma situação. Estas construções devem ser averbadas no Registro de Imóveis para possibilitar transações futuras regulares e até mesmo servindo como alguma espécie de garantia, quando se fizesse necessário ao proprietário.

Apesar de estas possibilidades poderem minimizar os problemas socioambientais dos moradores do Bairro Santa Cruz na cidade de Cascavel, cabem questionamentos para os quais não se encontrou, nesta pesquisa, respostas. Por exemplo, é interessante observar que o Conjunto ou Loteamento “Julieta Bueno” foi criado para absorver as famílias que moravam em barracos de lona, em áreas de riscos, junto ao Córrego Bezerra, no Bairro Santa Cruz. No entanto, o novo loteamento é também uma área de ocupação irregular, ou seja, famílias foram realocadas de uma Bairro (Santa Cruz) de área irregular e degradada para outra área irregular.

Cabe questionar: foi resolvido o problema socioambiental dos moradores do Bairro Santa Cruz? Ou, o problema socioambiental destas famílias foi apenas transferido de endereço? Até quando vamos acreditar que problemas locais foram solucionados se estes apenas foram transferidos para outro espaço?

Portanto, a pesquisa foi realizada, ainda que sucinta e incompleta, ela consegue mostrar que recursos existem, leis existem, pessoas e instituições interessadas na solução do problema também. Falta apenas à implementação das ações de forma planejada, integrada e definitiva para a resolução desses problemas levantados.

## REFERÊNCIAS

CARVALHO, G. A. **Desenvolvimento, implantação e avaliação de um programa de educação ambiental a campo para escolas de 1º e 2º graus.** Florianópolis, 2001. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina.

CASCAVEL. **Secretaria Municipal de Planejamento.** Cascavel: SEPLAN, 2004.

\_\_\_\_\_. **Memória do Plano Diretor. Prefeitura de Cascavel.** Cascavel, 2004.

CORRÊA, R. L. **O espaço urbano.** São Paulo: Ática, 1989.

HARVEY, D. **A justiça social e a cidade.** São Paulo: Hucitec, 1980.

MENDONÇA, F. A. **Geografia e meio ambiente.** São Paulo: Contexto, 2004.

MENDONÇA, F. A. (org). **Impactos socioambientais urbanos.** Curitiba: Ed. UFPR, 2004.

ROTAVA, L. P. **Entrevista concedida a Lidinalva Rufino dos Santos.** Cascavel, 14 set. 2009.

SANTOS, M. **A cidade nos países subdesenvolvidos.** Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 1965.

\_\_\_\_\_. **A natureza do espaço.** São Paulo: Edusp, 2003.

\_\_\_\_\_. **Pensando o espaço do homem.** São Paulo: Hucitec, 1987.

\_\_\_\_\_. **Pobreza urbana.** São Paulo: Hucitec, 1978.

\_\_\_\_\_. **Urbanização brasileira.** São Paulo: Hucitec, 1994.



\_\_\_\_\_. **Técnica, espaço, tempo:** globalização e meio técnico – científico informacional. São Paulo, Hucitec, 1997.

SILVA, E. L.; MENEZES, E. M. **Metodologia da pesquisa e elaboração de dissertação.** 3. ed. rev. atual. Florianópolis: Laboratório de Ensino a Distância da UFSC, 2001.

VALDAMERI, A. J. **Educação ambiental:** um estudo de caso em escolas municipais. Florianópolis, 2004. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção com ênfase em Gestão da Qualidade Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina.

## **SOBRE OS ORGANIZADORES**

**Aline Costa Gonzales** Possui Mestrado em Ciências Ambientais - UNIOESTE (2015). Especialização em Biodiversidade, Conservação e Manejo de Recursos Naturais - UNIOESTE (2010). Graduação em Ciências Biológicas - Licenciatura - UNIOESTE (2009) e graduação em Ciências Biológicas - Bacharelado pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE (2007). Atua profissionalmente como Técnica de Laboratório de Biologia da Universidade Federal do Paraná - UFPR.

**Irene Carniatto** É pesquisadora e docente da Universidade Estadual do Oeste do Paraná desde 1993, professor adjunto do Colegiado de Ciências Biológicas da Unioeste - Campus de Cascavel-PR, docente do Programa de Pós-graduação Mestrado e Doutorado em Desenvolvimento Rural Sustentável da Unioeste - Campus de Marechal Cândido Rondon-PR, Coordenadora do Centro Universitário de Estudos, Pesquisas e Extensão de Proteção e Desastre da UNIOESTE CEPED UNIOESTE e do Laboratório de Pesquisa e Estudos em Bacia Hidrográfica e Educação Ambiental LABHEA/UNIOESTE. Faz parte do Conselho Editorial da Editora da Unioeste - Edunioeste. Consultora Ad hoc de Periódicos Nacionais e de Projetos de Universidades. Orientadora de Dissertações, Monografias e de Professores (PDE). Possui graduação em Licenciatura em Ciências Habilitação em Matemática pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (1981) e mestrado em Educação em Ciências pela Universidade Metodista de Piracicaba (1999). É Doutora em Ciências Florestais, Conservação e Planejamento Integrado de Bacias e de Recursos Hídricos pela UFPR. Fundou o Grupo de Pesquisa Monitoramento e Preservação de Ecossistemas da Unioeste/CNPQ em 2002, participante até hoje e participa do GpeeaBio (Grupo de Pesquisa e Estudos em Educação Ambiental). Atualmente é representante da Unioeste como: Participante da Comissão Especial de Educação Ambiental articulada no Governo do Estado do Paraná pelo Conselho Estadual de Educação, Ministério Público Estadual, Secretaria de Ciência e Tecnologia, Secretaria Estadual de Educação; Secretaria de Meio Ambiente e as IES Estaduais do Paraná. Participante CAP3 - no Centro de Saberes e Cuidados Socioambientais da Bacia do Prata ITAIPU/MMA; Participa do coletivo da Rede Brasileira de Educação Ambiental (REBEA), da Gestão da Rede de Educação Ambiental da Região Sul (REASUL) e da Rede Paranaense de Educação Ambiental (REA-PR) e possui a função de moderadora e facilitadora do Polo de Cascavel-PR da REA-PR; Participou como Membro do Conselho Municipal de Meio Ambiente e Representante do Polo Regional de Saúde - 10ª RS. É sócia fundadora da ABRAPEC (Associação Nacional de Pesquisadores em Educação em

Ciências) e membro da Associação Brasileira do Ensino de Biologia - Regional Sul - SBEnBio 3.

**Mauri José Schneider** Mestre em Desenvolvimento Rural Sustentável - UNIOESTE, Campus Marechal Cândido Rondon PR; Tutor do Multicurso Água Boa - Parceria entre Itaipu Binacional, Fundação PTI e Fundação Roberto Marinho nos anos de 2010 e 2011; Professor de Pós Graduação no Curso de Auditoria e Gestão Ambiental na disciplina Educação Ambiental - FASUL Toledo anos 2009 e 2010; Pós Graduação em Plantas Medicinais em 2006; Pós Graduação em Gestão Ambiental 2003; Coordenador da Rede de Educação Ambiental Linha Ecológica Projeto em parceria com a Itaipu Binacional e o Conselho dos Mun. Lindeiros ao Lago de Itaipu com início em dezembro de 2003; Organização da Formação de Educadores Ambientais MEC, MMA, Itaipu Binacional e Escola Parque - 500 horas anos- 2005 a 2014; Curso Fundamental de Agricultura Biológico-Dinâmica promovido pelo Instituto Elo em parceria com a Associação Brasileira de Agricultura Biodinâmica, carga horária de 212 horas, ano 2003; Graduado em Ciências/ Biologia em 2002.

## **SOBRE OS AUTORES**

**Adelar José Valdameri** Licenciatura em História/Unopar. Especialista em Agroecologia/IFPR. Especialista em Gestão Ambiental/UFSC. Mestre em Engenharia de Produção com ênfase em qualidade e produtividade/UFSC. Presidente da ONG Amigos dos Rios.

**Anacleto Ranulfo dos Santos** Graduado em Agronomia pela Universidade Federal da Bahia (1979), Mestre em Solos e Nutrição de Plantas pela Universidade Federal de Lavras e Doutor em Agronomia (Solos e Nutrição Mineral de Plantas) pela Universidade de São Paulo - ESALQ. Atualmente é professor Titular - da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, lotado no Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas. Já exerceu cargos administrativos como Chefe e Vice Chefe de Departamento, Coordenador de Colegiado de Pós-graduação em Ciências Agrárias e do colegiado de Graduação do curso de Agronomia. Também foi responsável pelo Setor de Registros Acadêmicos da Universidade - UFRB.

**Brenner Biasi Sousa Silva** Graduado em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB (2016). Realizou estágio na MAF Projetos e Obras LTDA. (2012-2014). Participou do projeto de pesquisa Características geológicas, pedológicas e ambientais das lavras de areia no território do Recôncavo, Bahia (2013-2015). Atuou como Auxiliar de Engenheiro na MAF Projetos e Obras LTDA. (2014-2016). Atualmente é consultor autônomo e está cursando especialização em Engenharia de Produção (UNINTER).

**Carlinda Raily Ferreira Medeiros** Possui graduação em Ciências Biológicas – UEPB e Mestrado em Ecologia e Conservação - UEPB.

**Carlos Magno de Sousa Vidal** Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos, Mestrado em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo e Doutorado em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo. Atualmente é Professor Adjunto C do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná. É professor do quadro permanente do curso de Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental (UNICENTRO/UEPG) e também do curso de Mestrado e Doutorado em Ciências Florestais da Unicentro. Tem experiência na área de Saneamento, atuando principalmente nos seguintes temas: tratamento de águas residuárias, tratamento de águas para abastecimento e tratamento avançado e reuso de águas residuárias.

**Climélia da Silva Nóbrega** Possui graduação em Ciências Biológicas- UFPB. É especialista em Ciências Ambientais pelo CINTEP/PB. Mestre em Ecologia e Conservação – UEPB.

**Cristina Maria Dacach Fernandez Marchi** Administradora. Doutora em Geologia, Mestre em Planejamento Urbano. Professora do Mestrado Profissional em Planejamento Ambiental da Universidade Católica do Salvador, Bahia. Desenvolve pesquisas nas áreas de gestão do meio ambiente, com ênfase no saneamento básico, no cooperativismo, no associativismo e no empreendedorismo social. Lidera o Grupo de Pesquisa em Gestão Ambiental e Desenvolvimento de Empreendimentos Sociais – GAMDES, por meio de atividades que buscam contribuir para o aprimoramento da gestão nos serviços públicos, no desenvolvimento de modelos de gestão inovadores e integradores aos recursos naturais.

**Daniele Jovem da Silva Azevêdo** possui graduação em Ciências Biológicas e mestrado em Ecologia e Conservação, ambos pela Universidade Estadual da Paraíba- UEPB, atualmente é aluna do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais- UFMG.

**Daniely de Lucena Silva** Graduada em Química Industrial pela Universidade Estadual da Paraíba – UEPB e Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental/UEPB. Atualmente desenvolve pesquisa sobre Tecnologias de Restauração de Ambientes Eutrofizados.

**Diego dos Santos Souza** Graduando em Agronomia na Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB. Técnico em Agropecuária formado pelo IF Baiano Campus Santa Inês realizando o estágio supervisionado obrigatório na Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical na área de Biotecnologia e Melhoramento Vegetal. Foi bolsista da Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado da Bahia (2015-2016), desenvolvendo projeto visando avaliar efeitos de malhas fotoconversoras em plantas cultivadas. Atualmente encontra-se na Universidade Federal de Viçosa realizando mobilidade acadêmica e desenvolvendo pesquisas com *Spodoptera frugiperda* e Milho Bt, expressando diferentes toxinas Cry 1A(b) e Cry 1F, no Laboratório de Semioquímicos e Comportamento de Insetos.

**Elves de Almeida Souza** Formado em Engenharia Agrônoma e Matemática, Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB. Atua na área de Meio Ambiente e Fertirrigação, com trabalhos

apresentados em congressos nacionais, regionais e locais, além de artigos publicados.

**Gilvanda Leão dos Anjos** Graduanda do curso de Agronomia da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. Foi bolsista da Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado da Bahia, desenvolvendo o projeto efeito das malhas fotoconversoras e esterco avícola em plantas de erva cidreira (2013-2014), e bolsista do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, desenvolvendo o projeto efeito de malhas fotoconversoras e proporções de amônio e nitrato em plantas de boldo (2015-2016). Tem experiência na área de nutrição mineral de plantas. Participa do Grupo de Pesquisa Manejo de Nutrientes no Solo e em Plantas cultivadas, desempenhando atividades relacionadas ao grupo desde Agosto de 2013.

**Gustavo Barbosa Athayde** Possui graduação em Geologia (2001). Doutorado em Geologia (2013). Tem experiência na área de geociências, com ênfase em hidrogeologia: aquíferos fraturados, gerenciamento de recursos hídricos, cartografia hidrogeológica, vulnerabilidade à contaminação de aquíferos, gerenciamento e remediação de áreas contaminadas. Professor adjunto no Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS e da Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, orientando pesquisas na área de hidrogeologia exploratória e ambiental. Coordenador de projeto CNPq universal, e projetos de pesquisa na área de hidrogeologia e interação entre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Líder do Grupo de Pesquisas Águas Subterrâneas (IPH - UFRGS).

**Jeanette Beber de Souza** Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Ouro Preto. Mestrado e Doutorado em Engenharia Civil, área de concentração Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo. Atualmente é professora associada do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná (UNICENTRO). Atua na área de Saneamento Ambiental e Qualidade da Água, desenvolvendo projetos relacionados à tecnologias de tratamento de águas de abastecimento e águas residuárias. É docente permanente nos programas de Pós-graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental e Ciências Florestais (Mestrado e Doutorado em Ciências Florestais).

**José Etham de Lucena Barbosa** Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual da Paraíba (1989), mestrado em Botânica Cryptogâmica pela Universidade Federal de Pernambuco (1996) e doutorado em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos (2002). Atualmente professor associado da Universidade Estadual da Paraíba

onde coordeno o Laboratório de Ecologia Aquática (LEAq) e credenciado nos PPGs em Ciência e Tecnologia Ambiental e Ecologia e Conservação (UEPB). Tenho atuado como referee na Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Acta Limnologica Brasiliensia, Ecological Indicator, Biota Neotropica e Anais da Academia Brasileira de Ciência.

**José Luiz Borja Fernandez** Engenheiro Civil, Aluno do mestrado profissional em Planejamento Ambiental da Universidade Católica do Salvador, Bahia. Professor da universidade Católica do Salvador dos cursos de Administração de Empresas, Ciências Contábeis e Engenharia Civil. Desenvolve pesquisa na área de gestão ambiental com ênfase em resíduos sólidos da construção e demolição. Membro do Grupo de Pesquisa em Gestão Ambiental e Desenvolvimento de Empreendimentos Sociais – GAMDES. Engenheiro Civil com larga experiência em Engenharia de Avaliação e Construção Civil.

**Joseline Molozzi** Professora do Departamento de Ciências Biológicas- UEPB e está vinculada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação e ao Programa de Pós- Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, ambos na Universidade Estadual da Paraíba- UEPB.

**Kelly Marcelle Cunha Silva Canuto** Possui graduação em Ciências Biológicas-UEPB.

**Lavine Silva Matos** Tem formação em Administração de Empresas e Engenharia Agrônoma, é Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas pela Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB. Atua na área de Ciência do Solo, com trabalhos sobre Nutrição Mineral de Plantas e Qualidade da Luz apresentados em congressos nacionais, regionais e locais, além de artigos publicados.

**Lidinalva Rufino dos Santos** Licenciatura plena em Geografia/Unespar. Especialista em Turismo e Meio Ambiente/Unespar. Especialista em Metodologia do Ensino da Geografia/Faculdade Espírita Bezerra de Menezes. Especialista em Análise Ambiental e Geografia/Unioeste. Especialista em Agroecologia/IFPR. Coordenadora do curso técnico em meio ambiente/CEEP-Cascavel. Membro da ONG Amigos dos Rios.

**Leandro Gomes Viana** Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual da Paraíba - UEPB, Campus I (Campina Grande-PB). Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental (UEPB). Atualmente desenvolve pesquisas sobre indicadores biológicos, ictiofauna de reservatórios do semiárido paraibano e suas relações com florações de cianobactérias.

**Ludimila de Oliveira de Amorim** Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas pela Universidade Federal do Recôncavo Baiano – UFRB (2015). Bolsista da Fundação de Amparo à Pesquisa- FAPESB (2013/2015). Graduada em Geografia pela Universidade do Estado da Bahia (2012). Atuou como bolsista em projeto de extensão universitária PROEX – UNEB (2009/2010). Atualmente é professora e está cursando especialização em Metodologia Científica no Instituto Federal Baiano – IFBaiano (2016).

**Ludmila Carvalho Neves** Possui graduação em engenharia ambiental pela Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO) e mestrado em Ciências Florestais pela UNICENTRO. Atualmente é discente do curso de doutorado do Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais da UNICENTRO. Tem experiência na área de Engenharia Sanitária, com ênfase em tratamento de Efluentes de indústrias de base florestal.

**Monalisa dos Santos Olímpio** Possui graduação em Ciências Biológicas - UEPB, atualmente é mestranda no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação- UEPB.

**Nafez Souza Bitencourt** Possui graduação em Farmácia Bioquímica pela Universidade Federal da Bahia (1998). Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas pela Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, UFRB. Atualmente é analista da Embrapa Mandioca e Fruticultura e é responsável técnico pelo Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas. Tem experiência na área de Bioquímica, com ênfase em Química Analítica e Controle de qualidade.

**Patrícia Silva Cruz** Bióloga. Doutoranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba – UEPB. Desenvolve atividades no Laboratório de Ecologia Aquática – LEAq, com linha de Pesquisa em Ecologia do Semiárido (Qualidade de Sistemas Aquáticos) e participa atualmente dos projetos de pesquisa intitulados: Rede de Hidrologia do Semiárido – REHISA e Vias de Bioacumulação de Cianotoxinas (Microcistinas e Saxitoxinas) em Organismos Aquáticos e suas Implicações para Qualidade da Água e Saúde Humana. Têm experiência em Ciências Ambientais, Microbiologia, Ecologia e Saneamento Ambiental.

**Pedro Antônio Roehe Reginato** Possui bacharelado em Geologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1993), mestrado em Geociências pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1996) e doutorado em Engenharia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2003).



Atualmente é professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da UFRGS, atuando na área de hidrogeologia. Desenvolve atividades de pesquisa na área de aquíferos fraturados voltadas para a caracterização hidrogeológica, hidrodinâmica e hidroquímica, avaliação da vulnerabilidade e recarga.

**Rogério Maurício Oliveira** Técnico em Química, Engenheiro Agrônomo formado pela Universidade Federal da Bahia, Mestre em Solos e Qualidade de Ecossistemas pela Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. Atua na área de Solos com ênfase em nutrição de florestas de eucalipto.

**Samile Raiza Carvalho Matos** Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Recôncavo – UFRB (2016). Possui graduação em Ciências Exatas e Tecnológicas pela Universidade Federal do Recôncavo Baiano (2013). Atuou como bolsista em projeto de extensão universitária – UFRB (2013/2014). Realizou estágio em Engenharia Civil na Construtora FCK Construções e Incorporações (2014/2015). Atualmente é mestranda em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Estado da Bahia (PPEC – UFBA) e bolsista CAPES.

**Tatiany Liberal Dias Chaves** Bacharela no curso de Ciências Biológicas pela Universidade Federal da Paraíba - UFPB. Licenciatura em andamento no curso de Ciências Biológicas. Estagiária do Laboratório de Ecologia Aquática-LEAq- UEPB e do Laboratório de Limnologia e estudos de algas em ecossistemas de Lagos Rasos no Brejo de Altitude do semiárido Brasileiro NULIBA/UFPB.

**Thomas Vincent Gloaguen** Graduado em Engenharia geológica pela Ecole Nationale de Géologie de Nancy (França, 2016). Possui mestrado em Geociências Ambientais pelo INPL (França, 2001) e doutorado em Geoquímica e Geotectônica pelo Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (2006). Desde 2008, é professor de Geologia e de Geoquímica Ambiental na Universidade Federal do Recôncavo Baiano e docente permanente do Programa de Pós-graduação em Solos e Qualidade de Ecossistemas, onde atua nas áreas de geologia ambiental, incluindo poluição de solos, água e sedimentos.

**Tuane de Oliveira Dutra** Engenheira Hídrica formada, pela Universidade Federal de Pelotas (2013). Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (2016), pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Atuou como bolsista do projeto " Estudo do Comportamento Hidrodinâmico do canal São Gonçalo na área do pró-mar de dentro" (2010), do programa de bolsas Luso - Brasileiras Santander Universidades em Portugal (2010-2011) e do

Programa de Educação Tutorial da Engenharia Hídrica (PET) (2011 - 2013). Atualmente é aluna do Doutorado acadêmico em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e integrante do grupo de pesquisas em Águas Subterrâneas na UFRGS.

**Vinícius Menezes Borges** Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (2009 – 2014) com mestrado em andamento em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (2015 – 2016) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, com ênfase em hidrogeologia. Atua na avaliação da vulnerabilidade natural à contaminação e estimativa de recarga em aquíferos. Integrante do Grupo de Pesquisas Águas Subterrâneas (IPH - UFRGS).

**Wilma Izabelly Ananias Gomes** Possui graduação em Ciências Biológicas (UEPB), atualmente é aluna do Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental- UEPB.