

Organizadoras

**Juliana Heloisa Pinê Américo-Pinheiro**

**Maria Helena Pereira Mirante**

**Sandra Medina Benini**

# **GESTÃO E QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS**

*Conceitos e Experiências em Bacias Hidrográficas*

1ª Edição

TUPÃ/ SP  
ANAP  
2016





Organizadoras

**Juliana Heloisa Pinê Américo-Pinheiro**

**Maria Helena Pereira Mirante**

**Sandra Medina Benini**

# **GESTÃO E QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS**

*Conceitos e Experiências em Bacias Hidrográficas*

**1ª Edição**

**TUPÃ/ SP  
ANAP  
2016**

**ANAP - Associação Amigos da Natureza da Alta Paulista**

Pessoa de Direito Privado Sem Fins Lucrativos

Fundada em 14 de setembro de 2003

Rua Bolívia, nº 88, Jardim América,

Cidade de Tupã, Estado de São Paulo.

CEP 17.605-31

**Diretoria da ANAP**

Presidente: Sandra Medina Benini

Vice-Presidente: Allan Leon Casemiro da Silva

1ª Tesoureira: Maria Aparecida Alves Harada

2ª Tesoureira: Jefferson Moreira da Silva

1ª Secretária: Rosângela Parilha Casemiro

2ª Secretária: Elisângela Medina Benini

**Diretoria Executiva da Editora**

Sandra Medina Benini

Allan Leon Casemiro da Silva

Leonice Seolin Dias

**Suporte Jurídico**

Adv. Elisângela Medina Benini

Adv. Allaine Casemiro

**Revisão Ortográfica**

Profª Joselilian Miralha

Contato: (14) 3441-4945

[www.editoraanap.org.br](http://www.editoraanap.org.br)

[www.amigosdanatureza.org.br](http://www.amigosdanatureza.org.br)

[editora@amigosdanatureza.org.br](mailto:editora@amigosdanatureza.org.br)

## Conselho Editorial Interdisciplinar

---

*Profª Drª Alba Regina Azevedo Arana - UNOESTE*  
*Profª Drª Angélica Góis Morales - UNESP - Câmpus de Tupã*  
*Profº Dr. Antônio Cezar Leal - FCT/UNESP - Câmpus de Presidente Prudente*  
*Profº Dr. Antonio Fábio Sabbá Guimarães Vieira – UFAM*  
*Profº Dr. Antonio Fluminhan Jr. – UNOESTE*  
*Profº Dr. Arnaldo Yoso Sakamoto – UFMS*  
*Profª Drª Daniela de Souza Onça – UDESC*  
*Profº Dr. Edson Luís Piroli - UNESP - Câmpus de Ourinhos*  
*Profº Dr. Eraldo Medeiros Costa Neto – UEFS*  
*Profº Dr. Erich Kellner – UFSCAR*  
*Profª Drª Flávia Akemi Ikuta - FFMS - FAENG*  
*Profª Drª Isabel Cristina Moroz-Caccia Gouveia - FCT/UNESP - Câmpus de Presidente Prudente*  
*Profº Dr. João Cândido André da Silva Neto - UEA / CEST*  
*Profº Dr. João Osvaldo Nunes - FCT/UNESP - Câmpus de Presidente Prudente*  
*Profº Dr. Jorge Amancio Pickenhayn - Universidade de San Juan – Argentina*  
*Profº Dr. José Carlos Ugeda Júnior - UFMS*  
*Profº Dr. José Manuel Mateo Rodriguez – Universidade de Havana - Cuba*  
*Profº Dr. José Mariano Caccia Gouveia - FCT/UNESP - Câmpus de Presidente Prudente*  
*Profº Dr. Junior Ruiz Garcia - UFPR*  
*Profª Drª Jureth Couto Lemos - UFU*  
*Profª Drª Kênia Rezende - UFU*  
*Profª Drª Maira Celeiro Caple – Universidade de Havana - Cuba*  
*Profª Drª Marcia Eliane Silva Carvalho - UFS*  
*Profº Dr. Marcos Reigota - Universidade de Sorocaba*  
*Profª Drª Maria Betânia Moreira Amador - UPE - Câmpus de Garanhuns*  
*Profª Drª Maria Helena Pereira Mirante - UNOESTE*  
*Profª Drª Martha Priscila Bezerra Pereira - UFCEG*  
*Profª Drª Natacha Cíntia Regina Aleixo - UEA*  
*Profº Dr. Paulo Cesar Rocha - FCT/UNESP - Câmpus de Presidente Prudente*  
*Profº Dr. Pedro Fernando Cataneo - UNESP - Câmpus de Tupã*  
*Profº Dr. Rafael Montanhini Soares de Oliveira – UTFPR*  
*Profª Drª Regina Célia de Castro Pereira - UEMA*  
*Profº Drª. Renata Ribeiro de Araújo - FCT/UNESP - Câmpus de Presidente Prudente*  
*Profº Dr. Ricardo Augusto Felício - USP*  
*Profº Dr. Ricardo de Sampaio Dagnino – UNICAMP*  
*Profº Dr. Roberto Rodrigues de Souza - UFS*  
*Profº Dr. Rodrigo José Pisani - Unifal*  
*Profº Dr. Rodrigo Simão Camacho - UFGD*  
*Profº Dr. Ronaldo Rodrigues Araújo – UFMA*  
*Profª Drª Rosa Maria Barilli Nogueira – UNOESTE*  
*Profª Drª Simone Valaski - Universidade Federal do Paraná*  
*Profª Drª Silvia Cantoia – UFMT - Câmpus Cuiabá*  
*Profª Drª Sônia Maria Marchiorato Carneiro – UFPR*

AM512g      Gestão e qualidade dos recursos hídricos: conceitos e experiências em bacias hidrográficas / Juliana Heloisa Pinê Américo-Pinheiro, Maria Helena Pereira Mirante e Sandra Medina Benini (Orgs.) – Tupã: ANAP, 2016.  
95 p; il. Color. 29,7 cm

ISBN 978-85-68242-23-0

1. Bacias Hidrográfica 2. Recursos Hídricos 3. Gestão Ambiental  
I. Título.

CDD: 900  
CDU: 911/47

|   |           |
|---|-----------|
| <b>Apresentação</b> .....   | <b>08</b> |
| <br>  |           |
| <b>Capítulo 1</b> .....   | <b>09</b> |
| <b>ANÁLISE DE INSTRUMENTOS DE PARTICIPAÇÃO SOCIAL NA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS</b>                       |           |
| <i>Flávia Darre Barbosa</i>   |           |
| <i>Maria Conceição Lopes</i>  |           |
| <i>Salvador Carpi Junior</i>  |           |
| <br>  |           |
| <b>Capítulo 2</b> .....   | <b>20</b> |
| <b>A INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DA ÁGUA</b>  |           |
| <i>José Augusto de Lollo</i>  |           |
| <br>  |           |
| <b>Capítulo 3</b> .....   | <b>40</b> |
| <b>ÁGUAS RESIDUÁRIAS: FONTES, CONSTITUIÇÃO E TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO</b>                                  |           |
| <i>Iván Andrés Sánchez Ortiz</i>  |           |
| <i>Juliana Heloisa Pinê Américo-Pinheiro</i>  |           |
| <br>  |           |
| <b>Capítulo 4</b> .....   | <b>58</b> |
| <b>MONITORAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUA: SUPORTE PARA GESTÃO AMBIENTAL NA MICROBACIA DO CÓRREGO DA OLARIA</b> |           |
| <i>Antonio Lucio Mello Martins</i>  |           |
| <i>Maria Conceição Lopes</i>  |           |
| <i>Mariana Bárbara Lopes Simedo</i>   |           |
| <br>  |           |
| <b>Capítulo 5</b> .....   | <b>71</b> |
| <b>MONITORAMENTO DE VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA DO CÓRREGO DA ONÇA, TRÊS LAGOAS – MS</b>              |           |
| <i>Juliana Heloisa Pinê Américo-Pinheiro</i>  |           |
| <i>Letícia de Oliveira Manoel</i>   |           |
| <i>Nádia Hortense Torres</i>  |           |

|  |           |
|--|-----------|
| <b>Capítulo 6</b> .....  | <b>76</b> |
| <b>O USO DE PIRÂMIDES DE VEGETAÇÃO PARA A REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA MATA CILIAR DO CÓRREGO ÁGUA PEQUENA, REALEZA, PR</b>        |           |
| <i>Karine Bueno Vargas</i>   |           |
| <i>Thalita Dal Santo</i>   |           |
| <i>Deise Tatiane Bueno Miola</i>   |           |
| <br>   |           |
| <b>Capítulo 7</b> .....  | <b>87</b> |
| <b>PROPOSTA DE CRIAÇÃO DA APRM – ÁREA DE PROTEÇÃO E RECUPERAÇÃO DE MANANCIAL DO ALTO CURSO DA BACIA DO RIO SANTO ANASTÁCIO</b> |           |
| <i>Erica Aparecida Fernandes da Mota</i>   |           |
| <i>Maria Helena Pereira Mirante</i>  |           |



## Apresentação

---

A gestão dos recursos hídricos contempla um conjunto de ações e medidas destinadas a regularizar o uso, o manejo e a proteção dos corpos d'água. Para se obter uma gestão eficiente dos recursos hídricos é necessário a integração de projetos e atividades que visem avaliar e promover a recuperação e preservação da qualidade e quantidade dos recursos hídricos.

O livro “Gestão e Qualidade dos Recursos Hídricos: Conceitos e Experiências em Bacias Hidrográficas” apresenta estudos, projetos e propostas de avaliação e recuperação de recursos hídricos em bacias hidrográficas brasileiras, além de abordar temas relacionados a fontes de poluição, uso e ocupação do solo, vegetação ciliar, tratamento de águas residuárias e qualidade de água.

Os capítulos compilados neste livro foram desenvolvidos por pós-graduando e docentes das áreas de ciências ambientais, geografia, geociências, geologia, biologia, agronomia, ciência do solo, ecologia, engenharia civil e ambiental de Universidades brasileiras como UFSCAR, UNICAMP, UNESP, UNIT, UEM E UNOESTE; além da participação especial de um docente da Universidade de Nariño (UDENAR), Pasto - Colômbia.

Portanto, espera-se que o conteúdo abordado no livro incentive outros estudos em bacias hidrográficas buscando a preservação dos ecossistemas naturais e a recuperação de ambientes impactados; assim como auxilie alunos, pesquisadores e profissionais de áreas correlatas à gestão dos recursos hídricos.

Juliana Heloisa Pinê Américo-Pinheiro

Tupã/2016

## Capítulo 1

---

### ANÁLISE DE INSTRUMENTOS DE PARTICIPAÇÃO SOCIAL NA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

*Flávia Darre Barbosa<sup>1</sup>*

*Maria Conceição Lopes<sup>2</sup>*

*Salvador Carpi Junior<sup>3</sup>*

#### 1 INTRODUÇÃO

Quando se instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos- PNRH- no Brasil, através da Lei 9.433 em 1997 (Lei Federal, Presidência da República, 1997), conhecida como a “Lei das Águas”, além da contribuição para a Gestão dos Recursos Hídricos no país, foi dado também mais um passo fundamental em direção à democracia e desenvolvimento da cidadania, uma vez que esta lei incorporou a participação social na gestão destes recursos, como aponta o artigo 1º, dos Fundamentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), onde se lê no inciso: VI - a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

Para tanto, foi estabelecido que, o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, que implementa a PNRH, deve ser composto, entre outros órgãos e agências, pelos Conselhos, Nacional e Estadual de Recursos Hídricos e por Comitês de Bacias Hidrográficas. Tais organismos colegiados possuem diversas funções, dentre elas se destaca a função de instância política-administrativa que irá intermediar as relações entre Federação, Estado e Município. Abarcam em sua composição, representantes do poder público, usuários de água e sociedade civil. Tais atores possuem a missão de articular o diálogo entre e dentro dos organismos, e estender o mesmo à comunidade, promovendo a participação social.

Os resultados obtidos nestes diálogos são a base, no contexto da gestão dos recursos hídricos, para a formulação dos Planos Nacionais de Recursos Hídricos e Planos de Bacias, onde serão dadas as diretrizes para o planejamento das bacias hidrográficas e gestão da água.

Contudo, perante tal quadro de gestão, faz-se necessário (re) pensar os instrumentos que tais colegiados possam utilizar para promover a mobilização e participação social de maneira

---

<sup>1</sup> Doutoranda no programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais na UFSCar. Professora no Projeto Água: Conhecimento para Gestão - Fundação Parque Tecnológico Itaipu. FPTI/Agência Nacional de Águas – ANA/Itaipu. E-mail: flavia\_darre@yahoo.com.br

<sup>2</sup> Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, UNESP, Câmpus de Jaboticabal. E-mail: conceição@apta.sp.gov.br

<sup>3</sup> Doutor em Geociências e Meio Ambiente. Pesquisador, Instituto de Geociências da Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. E-mail: salvador@ige.unicamp.br

mais efetiva a contribuir com os Planos, bem como (re) pensar também o significado e os objetivos da própria participação social.

Sobre o conceito de participação social, cabe ressaltar que, conforme aponta Evans (2012):

É a maneira pela qual as aspirações e as necessidades dos diferentes segmentos da população podem ser expressas no espaço público de forma democrática, e não limitada apenas pelo voto. Além disso, está associada ao modo como esses “grupos” se percebem como cidadãos e cidadãs. Além disso, a participação é um processo educativo. Expressar desejos e necessidades, construir argumentos, formular propostas, ouvir outros pontos de vista, reagir, debater e chegar ao consenso são atitudes que transformam todos/as aqueles/as que integram processos participativos. (EVANS, in MPOG 2012. p.10)

Então *a priori*, a participação social já é dotada de valor em si mesma e deve ser compreendida como um processo de construção política-cultural-social, que passa pela esfera educacional. Sendo assim, não existe apenas uma única forma de participação, já que ela não é o fim, e sim o meio de transformação social. É comum encontrar diversos autores que falam de níveis de participação social que são heterogêneos e variam de acordo com a política e objetivos pretendidos quando são aplicados métodos de participação específicos.

Souza (2004) propõe uma escala para a participação social, dividida em oito categorias, que variam de simples manifestações públicas, até a participação autêntica representada pela categoria Autogestão. As categorias são: Coerção, Manipulação, Informação, Consulta, Cooptação, Parceria, Delegações de poder e Autogestão.

As três primeiras categorias representam um baixo nível de participação, uma vez que a população não possui nenhum poder de decisão. As categorias de Consulta e Cooptação, já abarcam um nível médio de participação, onde a população participa de parte do processo público quando é consultada e representada por instâncias participativas. As três últimas categorias podem ser consideradas como o nível alto de participação, pois a população já possui alto poder de decisão nas questões públicas através das parcerias, chegando ao nível máximo da autogestão - onde o Estado está praticamente ausente das decisões tomadas.

Outros autores, como BORDENAVE e FEDOZZI (Conferência, 2011) falam em escalas de participação, que seriam da informação, cogestão e autogestão, e que podem ser espontâneas, impostas, voluntárias, provocadas e concedidas.

Bordenave discorre sobre três dimensões que precisam ser consideradas: fazer parte; tomar parte; e ter parte. “De fato, a palavra participação vem da palavra parte. Participação é fazer parte, tomar parte ou ter parte” (BORDENAVE, 1994, p. 22). Conforme o IPEA, os níveis de participação podem ser expressos em interfaces entre governo e sociedade civil, sendo,

**Interfaces cognitivas:** que reclamam um caráter mais comunicacional em relação ao Estado, que se dividem em: **interface de contribuição:** na qual a sociedade informa ao Estado acerca de sugestões ou demandas; **interface de transparência:** na qual o Estado informa à sociedade suas perspectivas e ações; **interface comunicativa:** na qual ambos os atores se informam mutuamente.

**Interfaces políticas:** ligada a perspectiva de gestão e *enforcement* de políticas, sendo a sua expressão mais explícita a interface de cogestão, na qual os processos decisórios são compartilhados entre ambos os atores. (IPEA. Sem data)

Com certeza existem muitas outras considerações e estudos sobre formas de participação, porém, tal discussão ficaria muito extensa para o presente ponto. Assim, é com base nas reflexões que foram colocadas que se pretende estabelecer o diálogo deste estudo.

Considerando os instrumentos de participação social que estão sendo utilizados no âmbito da PNRH e planos de bacias, que serão apresentadas neste capítulo através de dois projetos é possível estabelecer de antemão que os mesmos atuam na interface cognitiva, principalmente na contribuição, e na categoria “consulta”, uma vez que se utilizam de canais de Audiências Públicas e Consultas Públicas para captar informações acerca da situação dos recursos hídricos contribuindo tanto para o diagnóstico da bacia hidrográfica, quanto para a própria educação ambiental.

Carpi Jr *et al* (2014) apontam que existem ferramentas de participação social que trazem muitos benefícios e ótimos resultados, entre elas a prevenção de situações de riscos nas bacias hidrográficas, e por isso são adequadas para serem utilizadas por comitês de bacias, como é o caso do Mapeamento Ambiental Participativo (MAP), que será aqui tratado.

Com relação aos Conselhos de Bacias e Comitês de Bacias, são eles próprios representantes de iniciativas de atuação com interface política, na categoria de cooptação.

Portanto, com o exposto, está apresentada a importância de discutir o espaço que ocupa a participação social na gestão dos Recursos Hídricos no Brasil, e que vem ocorrendo junto ao processo de democratização política. Nesse contexto, o objetivo deste é relatar experiências realizadas em dois projetos que trabalham alguns instrumentos de participação social, a fim de estabelecer a relação destes com os níveis e categorias de participação como forma de contribuir para a gestão dos recursos hídricos no Brasil.

## 2 METODOLOGIA

Para alcançar o objetivo proposto, são apresentados dois projetos que promovem, e ao mesmo tempo discutem e trabalham com alguns instrumentos de participação social desenvolvendo atividades de capacitação a um público alvo de educadores e gestores que trabalham nas esferas estaduais e municipais, profissionais que atuam na área, sociedade civil organizada e os membros dos Conselhos e Comitês de Bacia Hidrográfica, principalmente para os que se encontram no início de suas atividades.

O primeiro é a capacitação técnica “Mapeamento Ambiental Participativo: Experiência de Educação Ambiental na Bacia Hidrográfica Turvo e Grande- BH-TG” e o segundo é o projeto “Água: Conhecimento para Gestão”, com destaque para o curso Gestão de Recursos Hídricos: Metodologias de Participação Social”.

## 2.1 O mapeamento ambiental participativo- Projeto Turvo-Grande

Este projeto é uma iniciativa das diretrizes da capacitação de educadores do projeto de educação ambiental “Bacia Hidrográfica: Um Instrumento na Educação” - FEHIDRO TG 350/2009, que foi realizado via Comitê da Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande (CBH-TG), com base de trabalho na Apta Polo Regional Centro Norte, no ano de 2011.

Segundo Martins e Lopes (2011) o Polo Regional Centro Norte, órgão da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios (APTA) é vinculada à Secretaria de Agricultura e Abastecimento da Agricultura (SAA) e está localizado no Município de Pindorama, um dos municípios integrantes do comitê de bacias hidrográfica dos Rios Turvo e Grande (CBH-TG).

O Polo pode ser considerado referência de prática conservacionista do solo e centro de capacitação de educadores, atuando em parceria CBH-TG e instituições de ensino e outras entidades. Além disso, mobiliza as Diretorias de Ensino Regionais do Interior – DER e Secretaria Municipais de Educação.

Lopes *et al* (2014) discorre que o projeto de Mapeamento Ambiental Participativo foi realizado em Julho de 2011, como forma de capacitação técnico/pedagógica denominada “Identificação de riscos e alterações ambientais em Bacias Hidrográficas”.

Participaram da capacitação 55 educadores e técnicos ambientais integrantes de 11 municípios da bacia dos rios Turvo e Grande, a saber: Ariranha, Fernandópolis, Mirassol, Guapiaçu, Catanduva, Olímpia, Orindiúva, Santa Adélia, Tanabi, Pindorama. Primeiro foi realizada uma palestra técnica referente aos conceitos de bacia hidrográfica, riscos ambientais e sobre o método do Mapeamento Ambiental Participativo (MAP).

O Mapeamento Ambiental Participativo é uma ferramenta que está sendo cada vez mais utilizada nos estudos relativos a bacias hidrográficas e sua essência é a participação social, pois, através de reuniões públicas a comunidade aponta em base cartográfica previamente elaborada, as diversas situações encontradas na bacia e no local onde vivem. Portanto, além da educação ambiental intrínseca ao método, a comunidade constrói um diagnóstico da bacia hidrográfica, que posteriormente pode ser verificado por técnicos ligados aos comitês e conselhos de bacias sendo útil a elaboração do plano de bacia.

No projeto mencionado, a metodologia, segundo discorre Carpi Jr *et al.* (2014), deu-se da seguinte forma: foram distribuídos os mapas base de cada município envolvido aos participantes, e também um mapa geral de toda a bacia Turvo e Grande, representada pela UGRHI 15<sup>4</sup>. Os mapas base foram elaborados a partir do material cartográfico cedido pelo CBH-TG (IPT, 1999).

A partir da distribuição, foram formados grupos conforme o município de origem. Cada grupo recebeu seu mapa base e junto um roteiro básico de identificação de riscos, para facilitar e

---

<sup>4</sup>Segundo o IPT (1999), a Bacia Hidrográfica do Turvo/Grande foi definida como a Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos 15 (UGRHI-15) pela Lei nº 9.034/94, de 27/12/1994, que dispôs sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos para o biênio 1994/95.

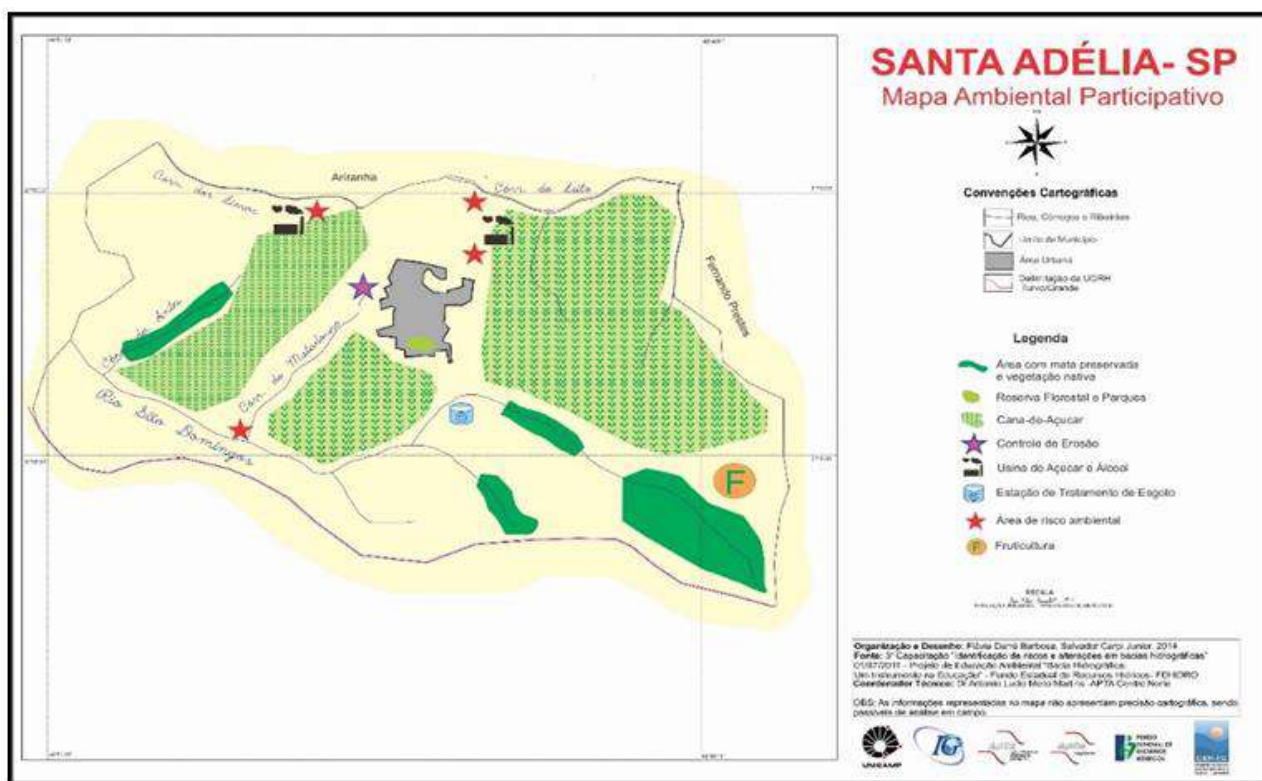
fomentar a participação. Partindo do seu conhecimento e percepção sobre o meio, os participantes, indicaram no mapa, com auxílio de canetas hidrográficas coloridas, em quais áreas ocorriam situações de riscos ambientais e em quais apareciam os aspectos ambientais positivos ou suas potencialidades.

A finalização da capacitação foi feita através da apresentação dos mapas, onde cada grupo comentou sobre suas percepções e as características de cada município e sobre o que foi mapeado.

Posteriormente, os mapas com os apontamentos foram recolhidos pela equipe organizadora, para compilação dos dados, organização e digitalização do material cartográfico e textual. Para tanto utilizou-se o programa *CorelDRAW*, atentando a questão de precisão cartográfica, pois, uma vez que as informações foram apontadas pela comunidade, procurou-se manter o mais fiel possível estes apontamentos ao reproduzi-los para as bases cartográficas finais, ressaltando que seria interessante realizar trabalhos posteriores para confirmação de dados, como confirmação *in loco* e outros levantamentos para manter atualizada a pesquisa.

E para apresentar parte do resultado deste projeto, foi selecionado pelos autores deste capítulo dentre os 12 mapas elaborados que estão disponíveis em Carpi Jr *et al* (2014), o Mapeamento Ambiental Participativo do município de Santa Adélia. (Figura 01), por apresentar uma situação de risco potencial em 2011, que se transformou em desastre ambiental.

Figura 01: Mapeamento Ambiental Participativo - Município de Santa Adélia



Fonte: CARPI Jr *et al*. 2014.

Tal situação, que está representada pelo símbolo de “*Estrela Vermelha*” no mapa, foi apontada em 2011 pela comunidade que participou do projeto como área de risco ambiental, por ali estarem localizados galpões da Usina de Açúcar e Álcool do município.

Em 25 de Outubro de 2013, um incêndio no Galpão de Açúcar no terminal da Usina Santa Adélia, causou um grande desastre Ecológico no Rio São Domingos, que nasce em Santa Adélia e deságua no rio Turvo, atingido diversos municípios, conforme informações disponíveis em: [www1.folha.uol.com.br/](http://www1.folha.uol.com.br/).

Com este exemplo retirado do trabalho na bacia do Turvo/Grande, ressalta-se a importância do instrumento de Mapeamento Ambiental Participativo para, entre outras coisas, diagnosticar áreas de risco, conforme dito anteriormente e assim realizar o apontamento destas situações para que sejam consideradas pelos Conselhos, Comitês e Órgãos Gestores dos Recursos Hídricos na construção do plano de gestão.

Além disso, os participantes da capacitação passaram por uma etapa do processo de educação ambiental quando observaram a bacia hidrográfica em que estão inseridos, e perceberam a situação ambiental, política e econômica que compõem o território.

## **2.2 Experiências no projeto “Água: conhecimento para gestão”- curso: metodologias de participação social**

O projeto “Água: Conhecimento para Gestão”<sup>5</sup> nasceu de uma parceria entre a Agência Nacional das Águas e a Fundação Parque Tecnológico Itaipu, com o apoio da Itaipu Binacional no ano de 2011, e conforme o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2006) *in* Revista Água e Gestão (2014), “a iniciativa atende ao Plano Nacional de Recursos Hídricos no que tange o desenvolvimento tecnológico, capacitação, comunicação e difusão de informações em Gestão integrada de Recursos Hídricos” (MMA, 2006 *in* Revista Água e Gestão, 2014.p.3).

São 34 cursos ofertados, e o público alvo do projeto, que já alcançou todos os países da América Latina, são pessoas envolvidas diretamente com o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos<sup>6</sup>, como os membros de comitês de bacias, órgãos gestores, agências de água, ONGs, conselhos de recursos hídricos entre tantos outros atores.

Um dos cursos do projeto é o de “Gestão de Recursos Hídricos: Metodologias de Participação Social”. De forma geral este curso, que é semipresencial,

[...] trabalha conhecimentos, habilidades e atitudes que visam estimular a mobilização, construção coletivo, mediação de conflitos e o planejamento participativo dos atores atuantes na gestão dos Recursos Hídricos. (Revista Água e Gestão, 2014.p. 10)

---

<sup>5</sup> Mais informações sobre o projeto Água: Conhecimento para Gestão, e sobre o curso de Metodologias de Participação Social acessar: [www.aguaegestao.com.br](http://www.aguaegestao.com.br)

<sup>6</sup> O Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), criado pela Lei nº 9.433/97, estabeleceu um arranjo institucional claro e baseado em novos princípios de organização para a gestão compartilhada do uso da água. Mais informações: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm)

O curso, que é dividido em momento à distância (EaD) e momento presencial, foi escolhido para ser apresentado neste artigo por conta dos instrumentos de participação social que estão sendo utilizados em aulas e seus desdobramentos, como forma de contribuir com a gestão dos recursos hídricos, conforme a PNRH.

Foi realizado em vários Estados do Brasil, desde 2013 até maio de 2015, a saber: São Paulo, Minas Gerais, Distrito Federal (Brasília), Rio Grande do Sul, Rondônia, Acre, Santa Catarina, Paraná, Rio Grande do Norte, Ceará e Mato Grosso do Sul; sendo previsto para outros Estados.

Em cada Estado onde foi ministrado o curso até a redação deste capítulo, a realidade na gestão dos recursos hídricos em relação à Política (Nacional e Estadual) de Recursos Hídricos se apresenta de maneira distinta, por conta do contexto cultural-socioeconômico e político de cada região. No Acre, por exemplo, ainda não existem os Comitês de Bacia Hidrográfica, previstos na Política Nacional de Recursos Hídricos. A Gestão está integrada à Secretaria de Meio Ambiente e a fase atual corresponde à implementação do Plano Estadual de Recursos Hídricos, que data de 2012, através principalmente do Conselho Estadual de Recursos Hídricos.

No norte do Estado do Paraná a gestão e o planejamento estão avançados com relação aos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, uma vez que juntamente com o pontal do Paranapanema no Estado de São Paulo estão construindo o Plano Integrado de Recursos Hídricos do Paranapanema. Seis comitês de bacia estão sendo articulados, sendo 3 (três) do Estado de São Paulo e 3 (três) do Paraná, todos pertencentes ao eixo do Paranapanema.

Embora existam diferenças regionais e de gestão, as ferramentas de participação social foram aplicadas com o mesmo procedimento metodológico em todas as turmas, e apesar de o curso ter como objetivo pedagógico a capacitação, tais ferramentas também serviram de base para a discussão e diagnóstico das respectivas bacias hidrográficas em cada Estado, ressaltando que, em todas as turmas a metodologia é trabalhada conforme o contexto de cada região, facilitando e fomentando as discussões durante as reuniões.

Para tanto, no momento presencial os alunos são divididos em grupos para trabalhar com as ferramentas, que são aplicadas de forma transversal utilizando a participação social como base de discussão. São elas: Semáforo de Riscos, Diagrama de Venn, Mapeamento Ambiental Participativo (adaptado), Perfil Hidroambiental realizado em trabalho de campo, Quadro de Situação/Diretrizes e Oficina do Futuro.

Como exemplo foi selecionado para o presente artigo o curso ministrado em Rondônia, e, a figura 02 mostra o resultado do procedimento metodológico utilizado no momento presencial e apresentado por 1 (um) dos 6 (seis) grupos formados durante as aulas. Na figura é possível notar as etapas de trabalho com as ferramentas de participação social que serão descritas a seguir.



**Figura 02: Apresentação de resultado de um dos grupos da Turma de Porto Velho- Rondônia**



Foto: Rubiana Dias de Oliveira, equipe do Projeto Água e Gestão, 2014.

Vale ressaltar que, no momento do curso o Estado de Rondônia não possuía Comitês de Bacia Hidrográfica, e a metas de gestão estavam como responsabilidade do Conselho Estadual de Recursos Hídricos e por este motivo as bases cartográficas procuraram atender ao Estado de forma integrada. O curso contou com a participação de membros do órgão gestor do Estado, membros do Conselho, representantes da sociedade civil como instituições, ONGs entre outros, totalizando 47 participantes.

Em todos os cursos, como etapas do trabalho, primeiro os participantes recebem a base cartográfica, onde apontam diversas situações encontradas na bacia, desde situações de riscos até o perfil econômico do território e do uso e ocupação. Apontam as situações no mapa, utilizando de cartográfica temática. Os apontamentos são passados para uma legenda explicativa. As bases cartográficas são previamente preparadas, levando-se em consideração os contextos dos recursos hídricos locais e regionais, de forma que a discussão seja trazida para o âmbito real.

Em sequência os grupos estabelecem o semáforo de riscos distribuindo o que identificaram no mapa em três situações: Vermelho, Amarelo e Verde, onde o Vermelho indica situação de alto risco ou impacto já ocorrido; Amarelo, atenção para a situação que pode vir a ser um impacto; Verde- situação com baixo risco e/ou nenhum impacto.

Então fazem o diagrama de VENN, quando (re) pensam a atuação dos órgãos e instituições presentes no Estado que possuem alguma relação com a gestão da água na bacia hidrográfica. Conforme o grau de atuação, o órgão ou instituição é colocado mais próximo do centro do diagrama.

A etapa do trabalho de campo pode servir para conferir *in loco* o que foi diagnosticado no mapeamento ambiental. Porém, no curso, como não existe a possibilidade de realizar os trabalhos em todas as bacias analisadas, escolhe-se uma área local para a realização do Perfil Hidroambiental.

No caso de Rondônia o roteiro do Perfil Hidroambiental, foi realizado acompanhando o Rio Madeira, desde a Usina Hidrelétrica de Santo Antônio até a área urbana de Porto Velho. Vale ressaltar que no momento da realização do curso em 2014, a região estava afetada pela enchente histórica do Rio Madeira<sup>7</sup>. Os pontos de alagamento por conta de enchente foram apontados no perfil, além de outras percepções relevantes.

Na próxima etapa metodológica, os participantes recebem uma matriz onde, como membros do SINGREH e a partir do material que elaboraram com os instrumentos propostos, fazem colocações a respeito do que foi levantado em relação à gestão da água no Estado, pensando nas diretrizes e planos de bacia. Utilizam este momento para realizar discussões importantes a partir das realidades observadas.

O último instrumento de participação é a Oficina do futuro, com três etapas: Muro das Lamentações, Árvore dos Sonhos e Caminho Adiante. Os participantes neste momento refletem sobre as preocupações e possíveis ações práticas sobre a Gestão dos Recursos Hídricos.

Desta forma, o resultado da capacitação vai além da Educação Ambiental, pois serve como base para futuros planejamentos a respeito dos Recursos Hídricos de cada região, sendo reaproveitados por membros dos Conselhos, Comitês entre outras instâncias de gestão.

### 3 DEBATE SOBRE OS RESULTADOS

Com o intuito de estabelecer as relações dos projetos apresentados com níveis e categorias de participação social apresentados na introdução do presente artigo e pensando na contribuição para a gestão dos Recursos Hídricos, é possível estabelecer que o PROJETO TURVO-GRANDE, demonstra que o Mapeamento Ambiental Participativo é um instrumento de participação social que promove, além da educação ambiental, um diagnóstico fundamental de uma bacia hidrográfica, levando em consideração o conhecimento e percepção de quem reside no interior da bacia.

Sobre o CURSO DE METODOLOGIAS DE PARTICIPAÇÃO SOCIAL- PROJETO ÁGUA E GESTÃO pode-se assinalar que, além de capacitados para multiplicar as ferramentas de participação apresentadas durante o curso, ao final de cada turma, os participantes também têm um diagnóstico, elaborado de forma participativa, a ser utilizado na gestão dos recursos hídricos e nos planos de bacias de sua região.

Ambos os projetos assumem a participação social como foco principal na gestão das bacias hidrográficas, estando de acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos. Além disso, podem ser considerados com médio nível de participação, uma vez que são categorias de consulta e cooptação, e trabalham na interface cognitiva: contribuição e comunicação.

---

<sup>7</sup> Sobre a enchente do Rio Madeira, acessar: <http://g1.globo.com/ro/rondonia/noticia/2014>

Contribuição, pois, os participantes dos projetos puderam colaborar na gestão dos recursos hídricos à medida que forneceram dados das situações de suas respectivas bacias.

A interface comunicativa de participação aparece à medida que, nos dois projetos havia participantes do poder público, sociedade civil e usuários que dialogaram com o intuito de construir junto um plano de ação.

A consulta está na mesma forma de participação do que a interface cognitiva de contribuição, onde os participantes através das reuniões e curso puderam fornecer um diagnóstico de situação da sua respectiva bacia hidrográfica, utilizando seu conhecimento e percepção, além de ser relevante para a Educação Ambiental.

A interface política de participação e a categoria de cooptação aparecem com o desenvolvimento dos projetos descritos, porém não estão ligadas diretamente aos métodos de participação. Na realidade, estão relacionadas com a própria estrutura dos colegiados. A interface política e a cooptação acontecem entre os participantes nos projetos, na medida em que estes fazem parte de um Comitê de Bacia, Conselho (entre outros) que estão diretamente ligados ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Os projetos tratam de cogestão, à medida que os participantes são, fazem e tomam parte na Gestão de Recursos Hídricos de seus territórios quando realizam o diagnóstico utilizando os instrumentos de participação social citadas.

#### 4 CONCLUSÃO

Após a breve análise dos projetos apresentados e sua relação com as categorias e interfaces da participação social, considerando os contextos regionais e a atual conjuntura da Política Nacional dos Recursos Hídricos no Brasil, é possível concluir que as ferramentas (métodos) aplicadas estão de acordo com as principais diretrizes “legais”, sendo úteis principalmente para fornecer os diagnósticos e situações das bacias hidrográficas, que servirão de base para a gestão dos recursos hídricos e planos de ação.

Os projetos também cumprem com as metas do Plano Nacional de Recursos Hídricos, quando promovem a Educação Ambiental e Capacitação aos atores envolvidos na gestão destes recursos.

#### REFERÊNCIAS

BORDENAVE, J, E, Díaz. **O que é participação**. São Paulo: Ed. Brasiliense, 1994.

BRASIL PLANALTO. CASA CIVIL. Subchefias para Assuntos políticos. **Lei 9.433**. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm) Acesso: 20 de Abril de 2015.

BRASIL. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão (MPOG)- Diálogos Setoriais União Europeia – Brasil. **PROJETO APOIO AOS DIÁLOGOS SETORIAIS UNIÃO EUROPEIA – BRASIL. RELATÓRIO PARTICIPAÇÃO SOCIAL NA ADMINISTRAÇÃO PÚBLICA FEDERAL: DESAFIOS E PERSPECTIVAS PARA A CRIAÇÃO DE UMA POLÍTICA NACIONAL DE PARTICIPAÇÃO**. 2012

CARPI JUNIOR, S; LOPES, M.C.; BARBOSA, F. D.; MARTINS, A.L. MAPEAMENTO AMBIENTAL PARTICIPATIVO:

EXPERIÊNCIA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA UGRHI TURVO E GRANDE. In: DIAS, L.S.; BENINI, S.M. (Org.). **Estudos ambientais aplicados em bacias hidrográficas**. 1 ed.Tupã-SP: ANAP, 2014, v. 1, p. 29-57. Disponível em: [www.amigosdanatureza.org.br/livros/livro/cod/86](http://www.amigosdanatureza.org.br/livros/livro/cod/86). Acesso em 19 de maio de 2015.

EVANS, M; FERRAREZI, E; OLIVEIRA, C.G; GRAU, N.C. Participação social: textos para Discussão. *In* **Inovação para a Gestão Pública. Cooperação Brasil- Espanha**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Caderno 6. Ed.IABS: Brasília. 2013.

FEDOZZI, L. Inclusão dos cidadãos na implementação de Políticas Públicas no Brasil. *In* **Seminário Internacional**. Conferência em Brasília, 2011.

LOPES, M.C; CARPI JUNIOR, S; BARBOSA, F,D; MARTINS, A.L.M. Mapeamento Ambiental Participativo: Experiência de Educação Ambiental na UGRHI Turvo e Grande. DIÁLOGO INTERBACIAS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM RECURSOS HÍDRICOS, XII, 2014, São Pedro (SP). **Caderno de resumos**. XII Diálogo Interbacias de Educação Ambiental em Recursos Hídricos, 2014. São Pedro (SP), p.44.

MARTINS, A.L.M; LOPES, M.C; ABDO, M.T.V; Nogueira; VALARETTO, R.S. Educação Ambiental no Polo Regional Centro Norte Promove Ações de Sustentabilidade Regional. **Pesquisa & Tecnologia**, 01 out. 2011. Disponível em: [http://www2.aptaregional.sp.gov.br/images\\_editor/55.AntonioMartins\\_EducacaoAmbiental.pdf](http://www2.aptaregional.sp.gov.br/images_editor/55.AntonioMartins_EducacaoAmbiental.pdf) Acesso em 27 de abril de 2015

PTI, Parque Tecnológico Itaipu; ITAIPU Binacional, ANA, Agência Nacional das Águas. Revista Água e Gestão. **Projeto Água: Conhecimento para Gestão**. 1ª Edição. 2015.

SOUSA, M,L. **Mudar a Cidade- Uma introdução crítica ao planejamento e á Gestão Urbanos**. Ed Bertrand Brasil. 2001.

## A INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DA ÁGUA

*José Augusto de Lollo*<sup>8</sup>

### 1 INTRODUÇÃO

Desde algumas décadas a área técnico-científica se deu conta dos efeitos que as intervenções humanas podem ter na qualidade dos recursos naturais. Os efeitos das ações humanas se fizeram notáveis inicialmente na qualidade do ar e da água e foram as razões do desenvolvimento de grande parte dos primeiros estudos na área ambiental.

Hoje se pode afirmar que existe um consenso de que as alterações que ocorrem na qualidade da água são fruto, de forma direta ou indireta, das atividades humanas que de alguma forma têm contato com a água, sendo usando-a para suas atividades agropecuárias, industriais ou urbanas, seja incorporando a esse recurso substâncias estranhas à sua composição original.

Cook et al. (1997) sintetizam a influência do solo na qualidade da água em quatro processos: erosão e sedimentação, escoamento e lixiviação, disposição de resíduos urbanos, e lançamento de resíduos no solo. Os autores destacam os efeitos advindos de diferentes práticas de manejo e conservação do solo; classificando-as em positivas, neutras e negativas para a proteção dos mananciais de superfície e subsuperfície (Tabela 1).

**Tabela 1: Benefícios para a qualidade da água advindos de práticas de manejo e conservação do solo**

| Prática                   | Água Superficial | Água Subsuperficial |
|---------------------------|------------------|---------------------|
| Plantio direto            | +                | N                   |
| Curvas de nível           | +                | N                   |
| Cobertura morta           | +                | N                   |
| Drenagem de subsuperfície | +/-              | +/N                 |
| Terraceamento             | +                | N                   |

Fonte: Adaptado de COOK et al. (1997).

Dentre os processos citados por Cook et al. (1997), sem dúvida a erosão é que maior influência tem na qualidade da água. Tal situação ocorre porque a erosão (natural ou acelerada)

<sup>8</sup> Professor Titular na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Câmpus de Ilha Solteira – SP. E-mail: ja\_lollo@yahoo.com

se manifesta em praticamente todos os ambientes do planeta, ocorrendo de forma distribuída o que resulta no conjunto, em grandes transformações em escala global.

Nas áreas rurais e periurbanas os processos erosivos são antigos no Brasil e decorrem de práticas inadequadas de manejo. Castro e Queiroz Neto (2010) mostram que tais processos existem desde o século IXX, e relatam perdas totais de solo por erosão no Estado de São Paulo de 215.666 ton./ano ou 8,7 ton./ha, especialmente em áreas agrícolas e de pastagem.

Silva, Alves e Watanabe (2011) classificaram o território brasileiro com base no NPE (Natural Potential for Erosion) considerando dados de solo, uso da terra, relevo e clima; mostrando que os maiores potenciais erosivos se concentram na região centro-oeste do estado do Mato Grosso do Sul (maior que 1.600 ton./ha/ano).

Considerando as áreas de pastagem cultivadas, Spavorek, Correchel e Pereira Barretto (2007) destacam que os principais impactos decorrentes destes processos erosivos são o assoreamento de reservatórios, a degradação dos recursos hídricos, a redução da vida útil de reservatórios de barragens, induzindo a redução da biodiversidade.

Chaves (2008) define que 28% do território brasileiro estão em áreas de cultivo e pastoreio, nas quais sistemas convencionais de produção produzem erosões que excedem 20 ton./ha/ano, resultando mais de dois bilhões de ton. de sedimentos carregados para rios e lagos, com custos de US\$ 1 bilhão/ano.

Os danos provocados pela erosão podem ser estimados em termos de efeitos on-site (solo e seu uso) e off-site (consequências sociais e econômicas). De acordo com Telles e Guimarães (2009) os custos unitários de perdas de nutrientes no solo podem variar de US\$ 0,06 a US\$ 0,37, resultando perdas totais de US\$ 1,4 bilhões no Vale do São Francisco, e US\$ 1,7 bilhões no Estado de São Paulo.

Pimentel et al. (1995) sintetizam as principais perdas decorrentes dos processo erosivos em áreas de cultivo e pastagem com as seguintes informações: cada ano 75 bilhões de toneladas de solos são removidas pela erosão provocada pelo vento e pela água, degradando solos agricultáveis; em todo o mundo 12.106 hectares de terras aráveis são destruídas e abandonadas por ano; cerca de 80% das terras destinadas à agricultura sofrem erosão moderada a severa, e cerca de 10% apresentam erosão leve a moderada; as áreas de cultivo são as mais suscetíveis a tais processos, porém as taxas erosivas excedem 100 ton./ha/ano em áreas de pastagem com uso intensivo.

Segundo Farage (2009), ao promover o carregamento de fertilizantes para os corpos hídricos e cargas de efluentes domésticos a erosão aumenta a disponibilidade de nutrientes nesses ambientes, podendo gerar eutrofização. Em lagos e reservatórios, além de prejuízos à vida aquática, tal processo favorece proliferação de algas com sérios efeitos danosos à qualidade da água.

Para NRCS (2011), a deposição dos sedimentos provenientes dos processos erosivos representa o principal problema de qualidade de mananciais de superfície. Destaca ainda que tais danos são ainda mais intensos quando a carga de sedimentos contém substâncias oriundas de

processos de cultivo da terra quando o carreamento dos sedimentos se dá por escoamento superficial devido às precipitações concentradas (como tempestades).

Comparando parâmetros de qualidade da água de dois córregos de subbacias da bacia do rio Pirapó, Schneider et al. (2011) verificaram que apesar do córrego Romeira estar sujeito à intensa degradação decorrente de atividades agrícolas, o córrego Mandacarú, situado na área urbana e sujeito ao lançamento de resíduos e efluentes apresentava maior comprometimento da qualidade da água.

Ao analisar a qualidade da água de treze subbacias do rio Itapemirim durante o período de seca, Freire e Castro (2014) concluíram por análise canônica que os maiores índices de degradação da água estavam associados a maior atividade humana, em particular a pecuária bovina sem manejo adequado do solo.

Pinheiro et al. (2014), trabalhando em bacia cujo uso é 87% constituído por fragmentos de Floresta Ombrófila Densa, analisaram seis seções fluviométricas ao longo do ribeirão, e verificaram que há redução na concentração dos analitos nos com áreas preservadas por vegetação natural.

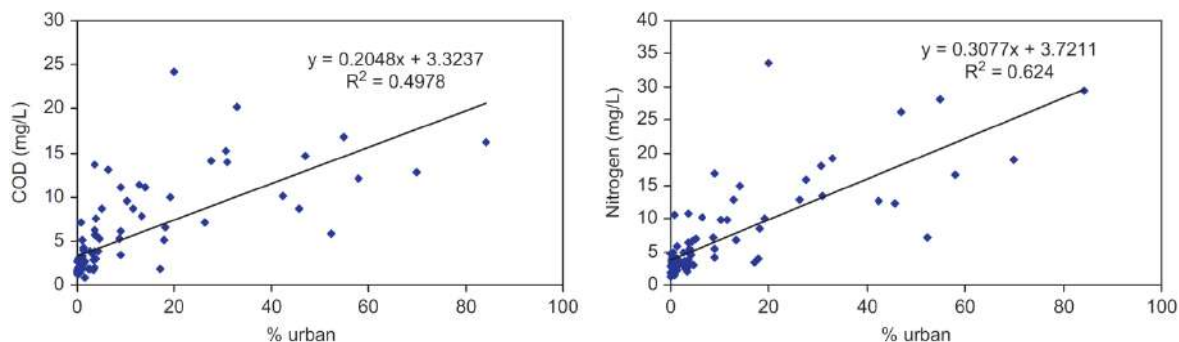
Com relação às águas subterrâneas, Eckhardt (2014) lista as relações entre uso do solo e contaminantes e destaca que os fatores principais que regem a circulação dos mesmos das áreas fontes até os poços são: a natureza química do contaminante, as propriedades físicas do solo de recobrimento e da unidade aquífera, o volume e a velocidade da recarga do aquífero, e a direção e velocidade do fluxo subterrâneo.

Mercado-Feliciano (2014) destaca que com relação aos riscos à saúde humana decorrentes da contaminação de mananciais de subsuperfície, o processo envolve avaliações complexas que devem considerar não só a probabilidade da exposição do ser humano à substância, mas também os efeitos na população em geral e em subpopulações mais sensíveis (como crianças), a tecnologia disponível para a detecção do contaminante, e os impactos de sua regulação na infraestrutura e na economia.

Em resumo, ao utilizar a água com recurso para suas atividades, as sociedades humanas foram incorporando cada vez mais processos e matérias a ela resultando quase sempre na incorporação de substâncias que prejudicam a qualidade desse recurso para boa parte das necessidades do ser humano e de outras espécies do planeta.

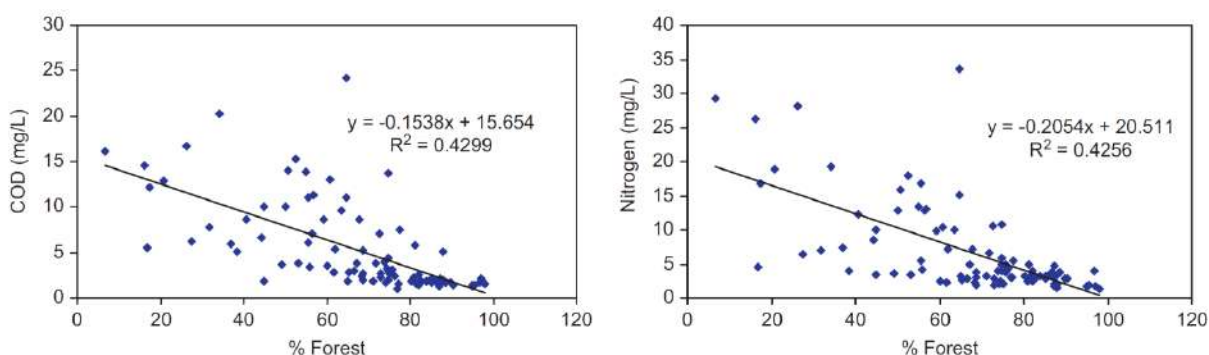
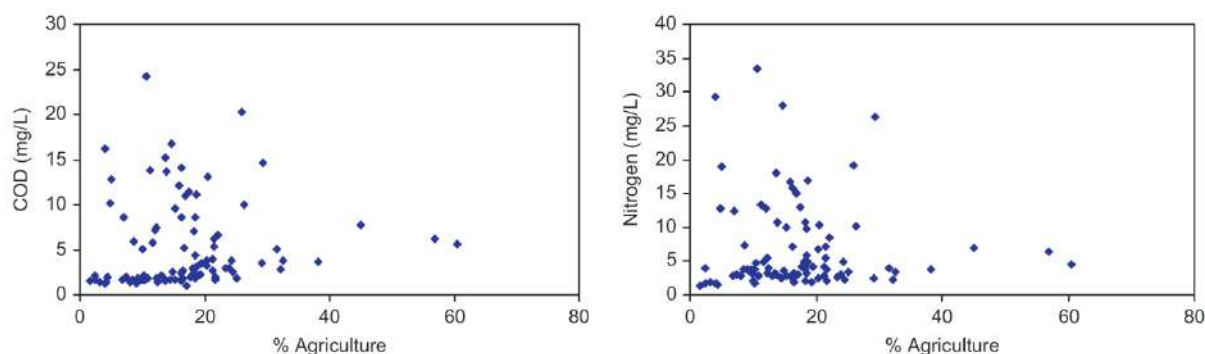
No entanto, as diferentes naturezas das intervenções humanas fazem com que os processos associados e os insumos utilizados em cada uma delas resultem alterações de qualidade da água diversas.

Analisando dados de 118 pontos da bacia do rio Han na Coreia do Sul, Chang (2008) pode identificar tendências claras entre expansão urbana e perda de qualidade da água expressa em termos de OD e de nitrogênio total, como se observa na Figura 1.

**Figura 1: Relação entre cobertura do solo, OD e nitrogênio total; com a expansão urbana**

Fonte: CHANG, 2008.

De forma análoga, o autor verificou que maiores porcentagens de cobertura por vegetação propiciava melhora nos parâmetros analisados (Figura 2). Com relação à ocupação agrícola, não houve uma tendência clara, como se pode observar na Figura 3.

**Figura 2: Relação entre cobertura do solo, OD e nitrogênio total; com o aumento da porcentagem da área coberta por floresta****Figura 3: Relação entre cobertura do solo, OD e nitrogênio total; para atividades agrícolas**

Fonte: CHANG, 2008.

Estudando as relações entre a evolução da ocupação urbana na cidade de Shangai num intervalo de cinquenta anos, Ren et al. (2003) identificaram tendências de piora da qualidade da água com o aumento das porcentagens ocupadas por usos urbano, residencial e industrial e melhoria dessa qualidade nas áreas de uso agrícola. O indicador de qualidade adotado pelos

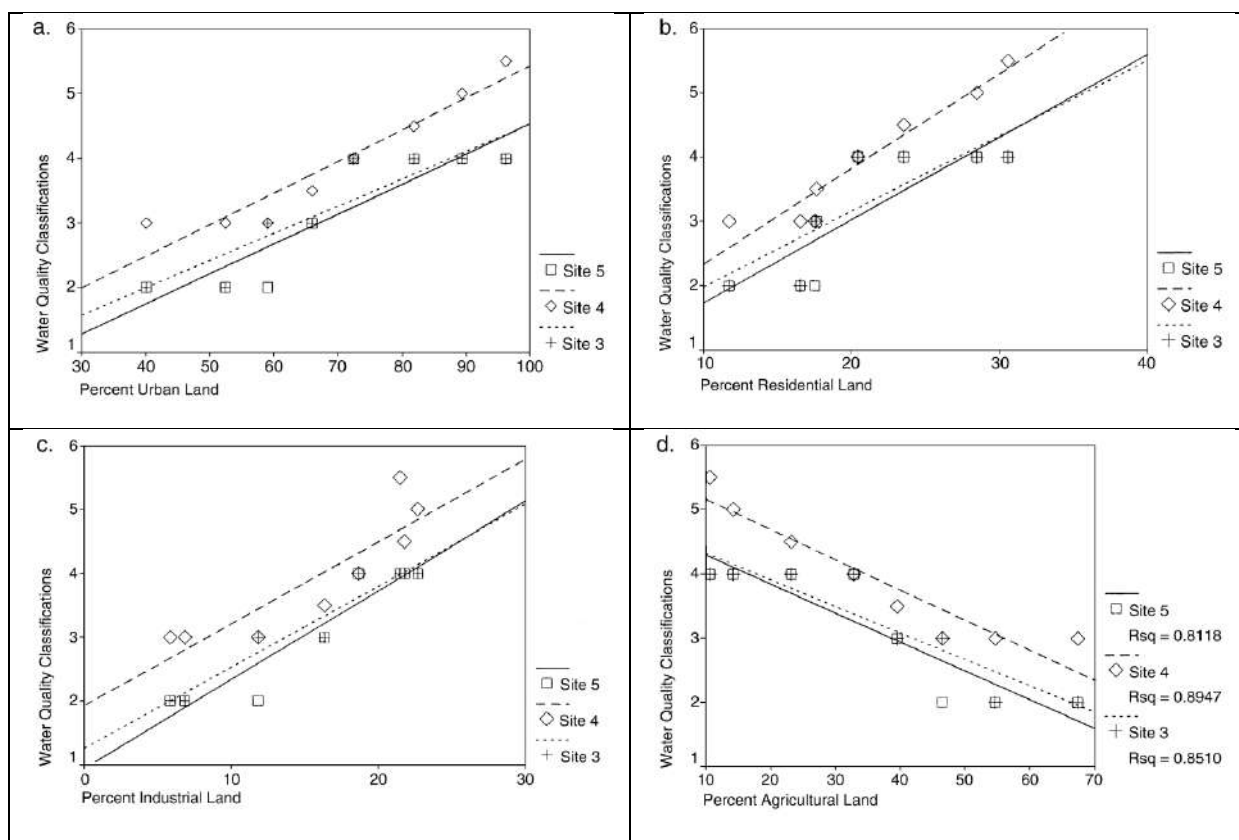


autores se distribui numa escala de 1 a 6, onde: 1 significa melhor padrão de qualidade e 6 pior qualidade da água (Figura 4).

Sendo assim, se faz conveniente tratar cada uso ou conjunto de usos, dependendo do caso, de forma separada. Assim é que, quando se classifica padrões de uso do solo de forma mais geral é comum que sejam utilizadas as categorias: agrícola, pecuária, vegetação natural, urbano, industrial, mineração, obras de infraestrutura, e corpos d'água.

Subclasses das classes acima descritas e outras classes são muitas vezes usadas para descrever o uso do solo. Porém, para os fins que interessam a esse capítulo as classes anteriormente descritas parecem ser suficientes e coerentes com o que se observa na maioria dos trabalhos que relacionam qualidade da água e uso do solo.

**Figura 4: Relação entre porcentagem do tipo de uso do solo e índice de qualidade de água**



Fonte: REN et al. 2003.

Nas áreas rurais, a maior parte dos impactos na qualidade da água se faz sentir nos mananciais superficiais como decorrência das atividades agropecuárias, incluindo alterações decorrentes de processos de degradação física e química do solo e aporte de insumos ou dejetos ao corpo d'água.

Considerando o aporte de matéria mineral, a erosão do solo é o processo que contribui de forma mais significativa. O transporte de sedimentos para os corpos d'água pode acarretar efeitos diversos, sendo o assoreamento o mais notável, mas incluindo incorporação de sólidos em suspensão que vão provocar alterações na turbidez da água, deposição de sedimentos no

fundo dos corpos d'água alterando o ambiente aquático e podendo introduzir substâncias estranhas ao meio.

O carreamento de insumos agrícolas pela circulação da água de chuva ou de processos de irrigação no solo pode resultar no transporte dessas substâncias para os mananciais superficiais provocando alterações importantes na qualidade da água.

De forma análoga, as atividades pecuárias extensivas também podem ocasionar o aparecimento de processos erosivos se práticas adequadas de manejo do solo não forem utilizadas.

No caso das atividades pecuárias, também pode ocorrer que dejetos de animais sejam carreados ou lançados nos corpos hídricos, alterando a qualidade da água, em particular em áreas de pecuária intensiva.

Em geral, a presença de vegetação natural, especialmente espécies arbóreas, gera impactos positivos na qualidade da água, visto manter ou recuperar as condições originais da mata ciliar. No entanto, certas associações vegetais podem propiciar condições ao ecossistema local que favoreçam o desenvolvimento de espécies que podem alterar as condições de qualidade da água.

O uso urbano do solo na proximidade de corpos hídricos é potencial gerador de impactos negativos na qualidade da água. Tais efeitos podem ser fruto do aporte de fluxos de escoamento superficial na bacia que podem gerar processos erosivos que carreiam sedimentos, os quais podem ainda estar associados às substâncias decorrentes das atividades humanas que estejam sobre a superfície da área urbana.

Existem também fontes potenciais de impactos na qualidade dos recursos hídricos em áreas urbanas decorrentes do lançamento de águas servidas ou mesmo de fluxos da rede de drenagem urbana que podem conter substâncias variadas capazes de gerar contaminação e poluição das águas.

A natureza de tais substâncias e seus efeitos na qualidade da água vai depender do tipo de atividade econômica existente nas áreas fontes de tais fluxos.

Mesmo não tendo a mesma expressão espacial que os efeitos dos usos agropastoris e urbano na qualidade da água, outros usos podem resultar efeitos nocivos à água, em particular quando a natureza do contaminante pode representar riscos mais sérios à saúde humana e animal.

Também no caso do uso industrial, que pode ocorrer em áreas urbanas ou rurais, existe grande diversidade de atividades e fontes de substâncias nocivas à qualidade da água, que podem ser incorporadas aos corpos d'água tanto fruto de seu uso como matéria prima nos processos industriais como em efluentes industriais não tratados ou que não receberam o tratamento adequado.

O uso do solo para atividades de mineração pode impactar a qualidade dos mananciais, tanto quanto a disponibilidade de recursos hídricos para abastecimento e uso, uma vez que a exploração de recursos minerais quase sempre está relacionada às escavações que podem

comprometer as vazões de mananciais de superfície ou a capacidade de campo de mananciais subterrâneos.

Do ponto de vista da qualidade dos recursos hídricos, as atividades mineiras frequentemente usam a água como veículo para diversos processos de tratamento de minérios após os quais usualmente os efluentes gerados contêm substâncias nocivas à qualidade dos recursos hídricos.

Diversos tipos de obras de engenharia, em particular as obras de infraestrutura, envolvem atividades que podem impactar negativamente a qualidade da água, seja durante sua construção ou sua operação.

Os impactos que ocorrem durante a construção podem eventualmente serem revertidos ou terem caráter temporário, porém os impactos surgidos durante a operação são muitas vezes considerados permanentes e apresentam um caráter persistente uma vez que as ações relacionadas a tais obras são geralmente repetitivas.

A natureza dos danos potenciais à qualidade dos recursos hídricos pode ser bastante variada também neste caso, indo desde o simples aporte de sedimentos que podem influir na espessura da lâmina d'água e em processos biológicos e físico-químicos da água, até o lançamento (proposital ou acidental) de produtos químicos variados.

Um caso particular de grande interesse dentre as obras de infraestrutura que podem impactar a qualidade dos recursos hídricos é a construção de barragens, as quais podem ser responsáveis por mudanças importantes na dinâmica dos fluxos que implicam em prejuízos à qualidade da água, como podem ainda estar associadas às atividades acessórias ou derivadas que permitem o lançamento de substâncias.

Também merecem destaque as obras de infraestrutura de transporte, em particular durante sua operação, que podem gerar fontes pontuais ou difusas de contaminação e poluição.

Em geral, se pode dizer que os efeitos decorrentes do uso do solo feito pelo homem impactam a qualidade da água não importa sua localização no planeta.

Porém, dadas às particularidades na circulação da água na superfície da Terra e na litosfera, é comum que para fins de avaliação e gerenciamento os mananciais sejam divididos em superficiais e subterrâneos.

Por essa razão, esse capítulo tratará separadamente os efeitos do uso do solo na qualidade da água dos mananciais de superfície e subsuperfície.

## **2 USO DO SOLO E QUALIDADE DOS MANANCIAIS SUPERFICIAIS**

### **2.1 Uso agrícola e pastoril**

A avaliação dos efeitos na qualidade de mananciais superficiais do uso do solo para atividades agrícolas é de grande importância, dadas às dimensões que tal uso representa em grandes parcelas rurais do território brasileiro.

Mesmo que os efeitos de tal uso por vezes tenham mais impacto sobre quantidade e disponibilidade que propriamente sobre a qualidade dos recursos hídricos, sua larga distribuição territorial faz com que sua importância não possa ser desprezada.

Alberta Government (2014) relaciona as ações comuns no meio rural que apresentam alto potencial de dano à qualidade dos recursos hídricos superficiais. Com relação às atividades agrícolas, os autores destacam a importância do aporte de substâncias estranhas como fertilizantes, estrume, e efluentes; e incluem ainda pesticidas e sedimentos como fontes secundárias de prejuízo à qualidade da água.

Para EPA (2012) dentre as duas fontes mais comuns de impactos na qualidade da água (fontes pontuais, como indústrias; e fontes não pontuais) as fontes pontuais tradicionalmente tem recebido maior atenção. Porém, as fontes não pontuais incluem materiais e substâncias de grande importância cuja avaliação requer cuidados, como nutrientes provenientes de práticas agrícolas; substâncias tóxicas, como pesticidas; sedimentos provenientes de processos erosivos, e detritos variados.

Verificando os efeitos hidrológicos do uso do solo em escala local e regional, Tong e Chen (2002) verificaram que indicadores de qualidade como nitrogênio, fósforo e coliformes fecais mostraram as respostas mais eficientes na modelagem da relação entre fontes de contaminação e concentração de materiais, em particular em bacias afetadas por uso urbano e agrícola.

Numa tentativa de correlacionar concentrações de nitrogênio e sólidos totais em suspensão em vinte e oito sub-bacias, Ahearn et al. (2005) verificaram uma relação linear entre o aumento da densidade da atividade agrícola e o crescimento das taxas de N, enquanto as taxas de sólidos totais não exibiam uma relação clara com as atividades agrícolas, pois suas taxas apresentavam contribuição das áreas de pastagem.

Os mesmos autores verificaram ainda que durante os períodos de seca a redução dos sólidos totais em suspensão era linear, porém as relações com as taxas de ocupação não exibiam redução significativa.

California Water Boards (2012) identificou a persistência de resíduos de DDT em sedimentos de canais fluviais em bacias em áreas agrícolas com aplicações há quarenta anos, assim como o crescimento significativo de resíduos de inseticidas piretróides.

Kang et al. (2010) tentaram modelar as relações entre uso do solo e parâmetros geomorfológicos com dados de concentrações de *Escherichia coli*, *Enterococci bactéria*, e seis espécies de metais pesados, em coletas mensais entre 2007 e 2008 em cinquenta pontos de monitoramento, usando dois diferentes modelos lineares (regressão linear múltipla e mínimos quadrados restritos).

Para o uso agrícola os autores verificaram que o modelo de regressão foi mais adequado para descrever as variações na água, enquanto o modelo de mínimos quadrados ajustou melhor os dados de uso do solo para as variáveis. A ocupação agrícola foi responsável por variações mais significativas nas concentrações de metais pesados na água.

Na Eslováquia, Pekárová e Pekár (1996) mostraram estreita relação entre métodos de cultivo e concentração de nitrato na água de rios que recebiam aporte de escoamento superficial de áreas agrícolas. No período compreendido entre 1988/1989 e 1992/1993 a redução do uso de fertilizantes inorgânicos na agricultura resultou numa redução de 59% nas concentrações de nitratos nos cursos d'água.

Avaliando uma bacia com conflito entre uso agrícola (próximas às áreas de cabeceira das drenagens) e de abastecimento urbano para a cidade a jusante, Fisher et al. (2000) levantaram concentrações de fósforo, nitrogênio, e coliformes fecais em diversos pontos da bacia e concluíram que as condições atuais na bacia tem favorecido a mitigação dos conflitos em função da distribuição dos usos na mesma e do potencial de autodepuração dos corpos hídricos.

De forma análoga ao uso agrícola, nas áreas de pastoreio as fontes difusas que provocam alteração da qualidade da água se relacionam a fluxos com aporte de substâncias ao corpo hídrico, sendo mais comuns os aportes de nitrogênio, fósforo e patógenos (GILDERSLEEVE e COMPTON, 2011).

Tais danos podem ser reduzidos em áreas irrigadas se houver monitoramento e controle do volume irrigado. Sem irrigação em excesso, se reduz a possibilidade de escoamento superficial o qual pode carrear das áreas de pastagens substância nocivas à qualidade da água (ORLOFF, HANSON e PUTNAN, 2014).

Freire e Castro (2014) destacam que nas sub-bacias por eles estudados, as áreas com maiores concentrações de nitrogênio e baixa concentração de oxigênio dissolvido foram aquelas de uso pastoril sem manejo adequado do solo.

Áreas de pastoreio manejadas de forma inadequada podem ser responsáveis por alta disponibilidade de contaminantes para a água. Segundo dados de Ranells et al. (2014), em pastagens que recebem 180 a 230 libras de fertilizante nitrogenado por acre, o retorno de nitrogênio por urina ou estrume de gado se situa na faixa de 138 libras para gado de corte e 268 para gado leiteiro.

Segundo os autores, considerando que um monte de estrume ocupara uma área de um pé quadrado e uma poça de urina algo como 4 a 7 pés quadrados, se tem um aporte diário de 500 a 1000 libras de nitrogênio por acre.

Avaliando os efeitos na qualidade da água em áreas de pastagem e confinamento, Sutton (2014) destaca que nas áreas de pastagem, além do nitrogênio comumente derivado dos dejetos dos animais pode haver um acréscimo de bactérias e compostos carbonatados que podem contaminar a água.

Com relação às áreas de confinamento, o autor destaca que caso não haja um sistema eficiente de tratamento do estrume, altas taxas de nitrogênio na forma de nitrato podem ser carregadas pelo escoamento superficial, vindo a contaminar mananciais.

Tate et al. (2005) mostram que a aplicação de procedimentos que reduzam o aporte aos mananciais de substâncias derivadas de áreas de pastagens pode ser monitorado com dados de condutividade elétrica e nutrientes dissolvidos na água. Os autores identificaram a redução em teores de nitrato, amônia, fosfato, sulfato e potássio.

## 2.2 Uso urbano

Da mesma forma que o uso agrícola, a intensidade e a persistência das transformações ambientais decorrentes do uso urbano do solo fazem com que essa categoria de uso tenha grande influência na qualidade dos recursos hídricos superficiais.

Dada à diversidade de atividades que ocorrem nas áreas urbanas, as fontes de substâncias que podem interferir com a qualidade da água são também bastante variadas.

As mais expressivas dessas fontes são sem dúvida os resíduos sólidos e líquidos e as partículas e substâncias carregadas para os corpos d'água pelo sistema de drenagem urbana.

No entanto, dados sistemáticos de monitoramento de rios e córregos urbanos mostram concentrações de metais pesados como cádmio, cobre, cromo, chumbo e zinco; oriundos de pastilhas de freios, encanamentos, atividades industriais e comerciais (CALIFORNIA WATER BOARDS, 2012).

Apesar de normalmente as atividades comerciais, residenciais e industriais terem seus efluentes conduzidos para sistemas de tratamento, ocasionalmente atividades humanas podem ser responsáveis pelo aporte de substâncias aos corpos hídricos (EPA, 2012).

Segundo California Water Boards (2012), os dados de qualidade da água em bacias hidrográficas que apresentem parte de sua ocupação com atividades urbanas mostram que as maiores concentrações e toxicidade de muitos dos poluentes identificados são mais expressivas nas áreas com maior densidade de ocupação urbana.

Fruto das fontes de contaminação relacionadas aos fluxos urbanos, às áreas com densa ocupação urbana apresentam altos índices de nitrogênio e fósforo se comparadas a outras formas de usos do solo (TONG e CHEN, 2002).

Chang (2008) identifica indícios de que a ocupação urbana está relacionada com o crescimento da poluição da água que pode ter sua variabilidade espacial relacionada a mapas de distâncias (buffers) de indicadores como DBO, DQO, sedimentos em suspensão e fósforo total.

Ren et al. (2003) avaliaram a relação entre crescimento urbano e qualidade de água em Shangai no período entre 1947 e 1996. Os resultados mostraram clara relação entre taxas de urbanização e declínio da qualidade da água, com um período inicial (1947-1964) com crescimento sustentável em termos de infraestrutura e serviços urbanos, um período de crescimento lento (1964-1979), seguido por um de crescimento acelerado (1979-1996) (Tabela 2).

A classificação da qualidade da água em cinco classes (com a qualidade da água decrescendo à medida que o número da classe aumenta) mostra o decréscimo da qualidade da água com o aumento da expansão urbana, com variações mais notáveis em tempos mais recentes.

**Tabela 2 : Classe de qualidade da água por local de amostragem, 1947-1996**

| Censo | Local 1 | Local 2 | Local 3 | Local 4 | Local 5 |
|-------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 1947  | 1       | 1       | 2       | 3       | 2       |
| 1958  | 1       | 2       | 2       | 3       | 2       |
| 1964  | 2       | 2       | 3       | 3       | 2       |
| 1979  | 2       | 2       | 3       | 3.5     | 3       |
| 1984  | 2       | 3       | 4       | 4       | 4       |
| 1988  | 2       | 3       | 4       | 4.5     | 4       |
| 1993  | 2.5     | 3.5     | 4       | 5       | 4       |
| 1996  | 2.5     | 3.5     | 4       | 5.5     | 4       |

Fonte: Adaptado de REN et al. (2003).

Estudo posterior focado na evolução da relação entre urbanização e qualidade da água em Shangai (YIN, et al., 2005) correlaciona à densidade da ocupação urbana e parâmetros de qualidade, confirmando as suspeitas de trabalhos anteriores na área e estudos similares em outras cidades, que mostram que os maiores danos à qualidade da água são registrados nas áreas de ocupação mais densa.

Obata (2010) mostrou que a expansão urbana, especialmente o aumento da geração de resíduos com disposição inadequada e a falta de um sistema eficiente de drenagem urbana foram os principais fatores da diminuição da qualidade da água em Benin (Nigéria).

Analisando dados de agências ambientais para avaliar a relação da qualidade da água com uso do solo, Wang (2001) verificou que os danos à qualidade da água eram mais expressivos em pontos de coletas próximos às áreas densamente ocupadas que após os pontos de lançamento de efluentes de sistemas de tratamento e esgoto.

### 2.3 Vegetação florestal e arbórea

Diversos estudos ao longo do tempo têm demonstrado a importância da vegetação (em particular a vegetação arbórea) na conservação e melhoria da qualidade da água de mananciais.

Comparando parâmetros de qualidade de áreas de bacias situadas em áreas de vegetação ciliar e áreas de uso agrícola; Donadio, Galbiatti e Paula (2005) verificaram que os parâmetros de qualidade apresentaram melhores valores de turbidez, alcalinidade e nitrogênio total nas áreas com mata ciliar.

Maillard e Santos (2008) mostram que em áreas onde a cobertura vegetal tem sido substituída para dar lugar a atividades agropecuárias, as áreas remanescentes de floresta apresentam valores mais favoráveis de parâmetros de qualidade de água, em particular turbidez, nitrato, nitrito, e coliformes fecais.

Com o objetivo de avaliar os impactos de diferentes usos do solo na qualidade de mananciais superficiais, Coelho, Buffon e Guerra (2011) utilizaram um índice de qualidade composto pelos indicadores oxigênio dissolvido, pH, turbidez, sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos totais. Os autores concluem que a qualidade da água é preponderantemente influenciada pelas características de ocupação do solo da zona ripária em comparação com outras áreas da bacia.

Quinn et al. (1997) analisaram os efeitos na qualidade da água em áreas cuja ocupação original era de floresta nativa e que foi substituída em parte por pastagem e silvicultura. O estudo, realizado quinze anos após as mudanças mostrou variações nos parâmetros: sedimentos inorgânicos em suspensão, sólidos em suspensão e resíduos lenhosos grosseiros; que indicaram redução da qualidade da água.

Visando avaliar os efeitos das relações entre associações de usos do solo e qualidade de água de reservatórios, Lee et al. (2009) avaliaram as combinações entre usos urbano, agrícola e florestal. Os resultados obtidos mostraram que a qualidade da água dos reservatórios era fortemente condicionada pelas proporções dos usos e que a qualidade era superior em situações onde a floresta apresentava-se não fragmentada e ocupava parcela majoritária da área.

## 2.4 Outros usos

Dada sua distribuição menor na superfície, outras formas de uso são menos investigadas, a não ser quando se tratam de substâncias de alto potencial de contaminação e poluição ou que representam riscos à saúde.

Kang et al. (2010) ao avaliarem os efeitos dos usos identificados (floresta, agricultura, urbano, solo exposto, industrial e mineração) na bacia do rio Yeongsan (3.455 km<sup>2</sup>) verificaram a contribuição dos usos na qualidade da água no exutório do rio, identificando quais usos tiveram contribuições mais relevantes para os resultados finais.

Mesmo representando parcelas inferiores a 1% da área cada um deles, os usos industrial e mineração foram os que mostraram registros importantes de substâncias nas águas do rio.

No caso do uso industrial, as evidências notadas foram concentrações de *Escherichia coli*, *Enterococci bacteria*, Fe, Mn, Zn, Cu, e Ni no período seco e de *Escherichia coli*, Al, Fe, Zn, e Cu no período chuvoso (KANG, et al., 2010).

Para o uso da mineração, foram detectadas concentrações significativas de Fe e Zn no período seco, e de Al e Fe no período chuvoso (KANG, et al., op. cit.).

Oguchi, Jarvie e Neal (2000) analisaram a qualidade da água da bacia do rio Humber (24.000 km<sup>2</sup>) a partir de dados de monitoramento de qualidade de água em 4.780 pontos de coleta, analisando concentrações de Ca, cloreto, Mg, Na, K, sulfato, amônia, nitrogênio total, nitrato, nitrito, fosfato, Al, Ba, B, Cd, Co, Cu, Fe, Pb, Mn, Mg, Ni, Sr, Zn, sólidos em suspensão e carbono orgânico dissolvido.

Apesar da grande variabilidade dos dados, os autores verificaram que as altas concentrações de Cd, cloreto, Mg, Cr, Ni, Zn, Cu, Pb em algumas áreas eram originárias de fontes



industriais, especialmente em áreas próximas a núcleos urbanos. As concentrações significativas de Fe, Cd, Pb, Zn em áreas rurais foram relacionadas às antigas atividades de mineração.

### **3 USO DO SOLO E QUALIDADE DOS MANANCIAIS SUBTERRÂNEOS**

Assim como no caso de mananciais superficiais, as fontes de contaminação e poluição de mananciais subterrâneos podem ser muito variadas.

De acordo com EPA (2012) a contaminação da água de subsuperfície pode ser proveniente de atividades agropecuárias por meio da percolação de água contendo substâncias derivadas de fertilizantes, pesticidas, estrume e urina animal; os quais são responsáveis pelo aporte de nitrogênio e fósforo na água subterrânea.

No caso de atividades urbanas, a fonte mais comum de substâncias estranhas à água de subsuperfície são os resíduos líquidos e sólidos, além de efluentes de sistemas de tratamento de resíduos, os quais também podem mobilizar nitrogênio e fósforo para os mananciais subsuperficiais (EPA, 2012).

Hamilton, Miller e Nelson (2014) descrevem que levantamentos visando detectar a presença de nitrogênio, fósforo e pesticidas; realizados pelo serviço geológico dos Estados Unidos, revelam que as concentrações de N e P no campo usualmente excedem os teores necessários ao crescimento das plantas, e que quase sempre as amostras contêm misturas complexas de nutrientes e pesticidas.

Os autores informam ainda que as concentrações de nitratos são mais comuns nos aquíferos menos profundos (menos de 30,5m) e que em torno de 15% das amostras analisadas apresentam concentrações acima do recomendado para água indicada ao consumo humano.

Com relação às ocupações residenciais e comerciais, EPA (2012) destaca que as fontes mais importantes de contaminantes para a água subterrânea são os efluentes das estações de tratamento de águas residuárias, o que associado à proliferação de poços privados para abastecimento, tem favorecido a contaminação da água.

Apesar da falta de dados sistemáticos robustos, é muito provável que algo similar aconteça no Brasil, uma vez que a perfuração de poços privados sem controle técnico ou operacional confiável foi prática comum por muitos anos.

EPA (2012) destaca ainda que a remoção de poluentes da água subterrânea é muito mais difícil que nos mananciais superficiais, especialmente em unidades aquíferas mais profundas, fato que compromete ainda mais esse recurso como fonte de abastecimento quando contaminado.

Com relação aos produtos comuns na vida cotidiana que podem comprometer a qualidade de mananciais subsuperficiais, Seiler (2014) destaca produtos de limpeza de ambientes e de cuidado pessoal que são lançados na rede de esgoto ou de drenagem urbana e que chegam até os mananciais subterrâneos. Segundo o autor, mesmo que parte desses produtos seja metabolizada por bactérias no esgoto e nos sistemas de tratamento, parte deles chega aos mananciais.

Seiler (2014) lista ainda produtos de manutenção e limpeza de automóveis, tais como lubrificantes, fluidos, combustíveis, sabões e detergentes que podem ser lançados na rede de esgoto ou carreados para a rede de drenagem na ocorrência de chuvas.

No caso de produtos químicos de uso pessoal e farmacêuticos de saúde, Daughton (2014) lembra que tais produtos são encontrados em todas as residências humanas e que no passado os estudos se dirigiam apenas a produtos inseticidas de alta toxicidade (como o DDT), mas que ultimamente grande atenção tem sido dada a produtos variados, drogas prescritas e compradas sem prescrição, agentes diagnósticos, fragrâncias, cosméticos, e muitos outros com “profunda atividade bioquímica”.

Viessman Jr. (2014) lembra que no passado era comum que as cidades combinassem os sistemas de esgoto e de drenagem urbano num único sistema, o qual incluía ainda lançamentos de resíduos industriais. De fato, no Brasil muitas cidades ainda apresentam tal peculiaridade.

O autor lembra ainda que mesmo com os sistemas atuais de tratamento, a disposição do lodo proveniente de tais sistemas ainda é um problema. Com relação à rede de drenagem urbana, o autor destaca que mesmo que haja tratamento da água dela proveniente, o volume de água no sistema torna tais processos pouco eficientes ou mesmo não aplicáveis.

Andrews (2014) lembra que no caso de sistemas de tratamento não ligados em rede, como fossas sépticas, é fundamental que haja controle da percolação de fluidos para o solo, os quais podem contaminar os mananciais subterrâneos.

A autora relata ainda que a substância mais comum nesse caso é o nitrato e que no caso de tratamentos inadequados a infiltração dos efluentes pode ter o mesmo efeito na qualidade da água que o esgoto.

Considerando os efeitos dos resíduos sólidos urbanos na contaminação da água subterrânea, Richmond e Clendenon (2014) lembram que além dos riscos de contaminação nos locais de disposição dos resíduos, o lixo pode ser carreado para o sistema de drenagem urbana, contaminando a água, além dos lançamentos clandestinos em corpos d'água superficiais que podem também comprometer a qualidade dos mananciais de subsuperfície.

Os autores destacam ainda que em países em desenvolvimento é comum que resíduos industriais e de serviços de saúde também podem ser dispostos em conjunto com o resíduo sólido urbano agravando os riscos de contaminação por produtos tóxicos e patogênicos.

Eldridge (2014) lembra que além dos aterros sanitários, é preciso cuidado especial com aterros industriais e de serviços de saúde, por conterem resíduos perigosos. A autora lembra que além de conter matéria orgânica, substâncias derivadas de sua decomposição, o lixiviado de aterros sanitários pode conter Ca, Mg, Na, Fe, K, Cr, Mn, Cu, Pb, e Ni.

#### **4 PROPOSTAS DE GERENCIAMENTO PARA REDUÇÃO DOS IMPACTOS**

Em geral as opções de gerenciamento mais eficazes na redução de riscos de contaminação e poluição de recursos hídricos se caracterizam pela tentativa de evitar que o processo capaz de gerar o contaminante ocorra.

No caso dos processos relacionados à erosão isso significa atuar no sentido de impedir a instalação da erosão ou interromper sua ação alterando condições ou condicionantes que façam com que a erosão se desencadeie.

NAHARP (2014) destaca que mesmo com as novas tecnologias agrícolas para conservação do solo, a intensificação do uso agrícola para produção de alimentos no Canadá tem mostrado indicadores de melhora na qualidade do solo que não se refletem em melhoria na qualidade da água.

Um programa de melhora de índices de produtividade agrícola associada à conservação dos recursos naturais proposto por Food Alliance (2014) lista uma relação de estratégias para atingir tais objetivos: (1) controlar e reduzir a erosão; (2) identificar indicadores de qualidade para verificar produtividade e saúde do solo; (3) uso de plantio direto, rotação de culturas e aproveitamento de resíduos; (4) adotar estratégias de conservação da água; (5) proteger as fontes de água da contaminação; e (6) promover rotação entre pastagem e culturas de grãos.

Cook et al. (2014) lembram que reduzir a erosão é a chave para controlar o aporte de sedimentos nos corpos aquáticos. Os autores propõem o uso de técnicas de controle do escoamento superficial no campo para atingir tal objetivo.

Ao relacionar as melhores práticas de conservação do solo e proteção dos recursos hídricos, Al-Kaisi et al. (2009) listam: rotação de culturas, manejo de resíduos, práticas de cultivo, hidrovias gramadas, Terraceamento e curvas de nível.

Para Maryland Department of Agriculture (2012) um programa adequado de conservação de solo e água deve ser capaz de cumprir diversas metas, dentre as quais podem ser destacadas: manter e melhorar o solo e seu gerenciamento, implantar melhores técnicas de gerenciamento, proteger e melhorar a qualidade da água, manter e proteger a vida selvagem.

Com relação às áreas de pastagem, Orloff, Hanson, e Putnam (2014) dão orientações acerca do monitoramento da umidade do solo como prática para evitar a irrigação excessiva, protegendo o solo da erosão e os recursos hídricos superficiais do efeito do carreamento de partículas e substâncias nocivas.

Gilersleeve e Compton (2011) propõem uma série de alternativas de manejo de pastagens em zonas ripárias para proteção dos cursos d'água, considerando a estação do ano em que as práticas são adotadas. Para cada uma das alternativas os autores apresentam vantagens e desvantagens da adoção respondendo questões relacionadas à sua eficiência.

Rannels et al. (2014) listam uma série de perguntas a respeito das técnicas de cultivo e conservação adotadas para servir de orientação aos agricultores. Dentre as questões vale a pena destacar temas como: rotação de espécies, variações na densidade da pastagem, associação de espécies, controle de compactação do solo e mudanças nas fontes de água para o cultivo.

Para Sutton (2014) manejar adequadamente áreas de pastagem para preservar os mananciais de superfície pressupõe: (1) manter uma densidade de pastagem adequada à espécie e ao tamanho do animal; (2) implantar pastagens em solos bem drenados para favorecer a infiltração; (3) localizar as áreas de pastagem a pelo menos 30m de distância de mananciais; (4) usar técnicas de cultivo que favoreçam a infiltração, como curvas de nível e terraços.

Buscando estratégias para reduzir a contaminação dos recursos hídricos de superfície por *E. coli* em áreas de pastagem, Huang et al. (2014) sugerem adotar menores densidades de pastagens, reduzir taxas de escoamento superficial no campo, e pastejo rotacionado com remoção do gado antes dos eventos de irrigação.

Para áreas urbanas, Randhir (2014) lembra que a presença de vegetação natural, como cobertura florestal, favorece infiltração e reduz escoamento superficial. O autor sugere que um processo típico de planejamento de uso do solo deve envolver os seguintes passos: estabelecimento de metas; inventário dos recursos naturais; análise dos conflitos; estabelecimento de prioridades e alternativas, verificação da sustentabilidade dos processos; seleção da melhores alternativas; desenvolvimento de um plano sua implantação e monitoramento; e revisões do plano.

Com relação aos programas de monitoramento de qualidade de água subterrânea, passo essencial antes da proposição de medidas de intervenção, Hamilton, Miller e Nelson (2014) destacam que o sucesso de qualquer programa dessa natureza depende do estabelecimento de padrões aceitáveis de existência de tais substâncias na água, da consideração dos possíveis efeitos da combinação dessas substâncias, com relação ao potencial de contaminação dos mananciais de subsuperfície por produtos químicos, Seiler (2014) entende que algumas questões básicas ainda precisam ser respondidas: (1) dentre os milhares de produtos existentes, quais são mais sensíveis ao tratamento das águas servidas; (2) quais seriam as concentrações aceitáveis dessas substâncias na água; (3) consideradas tais concentrações, que efeitos se pode esperar nos seres humanos e em outras espécies; (4) o que pode ser feito para impedir o transporte dessas substância até os mananciais.

Para Daughton (2014), enquanto produtos de higiene pessoal são consumidos em maior escala que produtos farmacêuticos, as drogas tendem a ser mais ativas biologicamente e cada produto terapêutico tem seu alvo bioquímico específico, tornando difíceis alternativas de tratamento em larga escala.

Para Viessman Jr. (2014) a eficiência dos tratamentos de águas residuárias é uma consequência da correta consideração dos seguintes critérios de projeto: (1) a natureza dos resíduos a serem tratados; (2) a intensidade de tratamento requerida para preservar ou melhorar a qualidade dos efluentes e proteger os recursos hídricos.

Com relação aos resíduos sólidos, Richmond e Clendenon (2014) destacam que mesmo havendo legislação específica para o gerenciamento de tais resíduos, sua aplicação costuma ser mais eficiente em relação a resíduos domésticos, uma vez que para os resíduos industriais sua diversificada natureza impõe muitas vezes a necessidade de adoção de técnicas específicas para cada caso.

Eldridge (2014) destaca que no gerenciamento de aterros de resíduos a lixiviação de produtos perigosos deve merecer atenção especial dado seu potencial de contaminação de mananciais subterrâneos, e que a implantação de poços de monitoramento ainda é a técnica mais eficiente de acompanhamento de tais processos.

A autora lembra ainda que, mesmo que as condições no ambiente natural sejam favoráveis à redução do potencial de contaminação da água subterrânea, como degradação microbiana e absorção por minerais, há uma tendência na sociedade atual de produção de materiais com maiores toxicidade que os mais antigos para desempenhar a mesma função.

## REFERÊNCIAS

- AHEARN, D.S.; SHEIBLEY, R.W.; DAHLGREN, R.A.; ANDERSON, M.; JOHNSON, J.; TATE, K.W. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. **Journal of Hydrology**, v.313, p. 235-247, 2005.
- AL-KAISI, M.M.; HANNA, M.; LICHT, M.; PETERSEN, T.; KOCH, J. **SOIL EROSION & Water Quality**. 2009. 6f. Iowa State University.
- ALBERTA GOVERNMENT. Impact of Land Use on Water. 3p. Disponível em <<http://esrd.alberta.ca/water/education-guidelines/impact-of-land-use-on-water.aspx>>. Acesso em: 13 Jun. 2014.
- ANDREWS, G.G. Septic System Impacts. 6p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Re-St/Septic-System-Impacts.html>>. Acesso em: 18 Jul. 2014.
- CALIFORNIA WATER BOARDS. Land use, pollutants, and water quality in California streams. 6p. Disponível em <[http://www.waterboards.ca.gov/water\\_issues/programs/swamp/](http://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/)>. 2012. Acesso em: 15 Jun. 2014.
- CASTRO, S.S.; QUEIROZ NETO, J.P. Soil erosion in Brazil from coffee to the present-day soy bean production. **Developments in Earth Surface Processes**, v.13, p. 137-145, 2010.
- CHANG, H. Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. **Water Research**, v.42, p. 3285-3304, 2008.
- CHAVES, H.M.L. Soil erosion modeling & control in Brazil: past, present and future. In: INTERNATIONAL WORKSHOP EROSION, TRANSPORT AND DEPOSITION OF SEDIMENTS, 1, 2008. **International Sediment Initiative**, Rio de Janeiro: 2008.
- COELHO, R.C.T.; BUFFON, I.; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Revista Ambiente & Água**, v.6, p. 104-117, 2011.
- COOK, M.G.; ZUBLENA, J.P.; HODGES, S.C.; NADERMAN, G.C. How soils influence water quality. 4p. Disponível em <<http://www.soil.ncsu.edu/publications/Soilfacts/AG-439-01/>>. Acesso em: 13 Jun. 2014.
- DAUGHTON, C.G. Chemicals from Pharmaceuticals and Personal Care Products. 8p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Ce-Cr/Chemicals-from-Pharmaceuticals-and-Personal-Care-Products.html>>. Acesso em: 18 Jul. 2014.
- DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J.A.; PAULA, R.C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Eng. Agríc.**, v.25, p. 115-125, 2005.
- ECKHARDT, D.A.V. Land Use and Water Quality. 13p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/La-Mi/Land-Use-and-Water-Quality.html>>. Acesso em: 11 Jul. 2014.
- ELDRIDGE, A. Landfills: Impact on Groundwater. 7p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/La-Mi/Landfills-Impact-on-Groundwater.html>>. Acesso em: 11 Jul. 2014.
- EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Land Use Impacts on Water. 2p. Disponível em <<http://www.epa.gov/greenkit/toolwq.htm>>. 2012. Acesso em: 15 Jun. 2014.

FARAGE, J.A.P. **Influência do uso e da ocupação do solo na qualidade da água a capacidade autodepurativa do rio Pomba**. 2009. 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa.

FISHER, D.S.; STEINER, J.L.; ENDALE, D.M.; STUEDEMANN, J.A.; SCHOMBERG, H.H.; FRANZLUEBBERS, A.J.; WILKINSON, S.R. The relationship of land use practices to surface water quality in the Upper Oconee Watershed of Georgia. **Forest Ecology and Management**, v.128, p. 39-48, 2000.

FOOD ALLIANCE. Soil and water conservation. 3p. <<http://foodalliance.org/>>. 2012. Acesso em: 13 jun 2014.

FREIRE, A.P.; CASTRO, E.C. Análise da Correlação do uso e Ocupação do Solo e da Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, p. 41-49, 2014.

GILERSLEEVE, R; COMPTON, P. **Strategies for Seasonal Livestock Use**. UW Extension - University of Wisconsin, 12p. 2011.

HAMILTON, P.A.; MILLER, T.L.; NELSON, D.O. Chemicals from Agriculture. 8p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Ce-Cr/Chemicals-from-Agriculture.html>>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

HUANG, B.; SADO, Y.; LILE, D.; LANCASTER, D. Irrigated Pasture Management – *improving water and pasture quality*. 11p. Disponível em <[http://rangelandwatersheds.ucdavis.edu/main/projects/irrigated\\_pasture\\_mgmt.htm](http://rangelandwatersheds.ucdavis.edu/main/projects/irrigated_pasture_mgmt.htm)>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

KANG, J.; LEE, S.W.; CHO, K.H.; KI, S.J.; CHA, S.M.; KIM, J.H. Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. **Water Research**, v.44, p. 4143-4157, 2010.

LEE, S.W.; HWANG, S.J.; LEE, S.B., HWANG, H.S.; SUNG, H.C. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. **Landscape and Urban Planning**, v.92, p. 80-89, 2009.

MAILLARD, P.; SANTOS, N.A.P. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed - Brazil. **Journal of Environmental Management**, v.86, p. 158-170, 2008.

MARYLAND DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Soil Conservation Water Quality Plan Implementation. 5p. Disponível em <[http://mda.maryland.gov/resource\\_conservation/pages/scwqpi.aspx](http://mda.maryland.gov/resource_conservation/pages/scwqpi.aspx)>. 2012. Acesso em: 11 Jul. 2014.

MERCADO-FELICIANO, M. Chemicals: Combined Effect on Public Health. 4p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Ce-Cr/Chemicals-Combined-Effect-on-Public-Health.html>>. Acesso em: 11 Jul. 2014.

NAHARP. **Environmental Sustainability of Canadian Agriculture: Agri-Environmental Indicator Report Series 3**. 8p. <<http://www.agr.gc.ca/eng/?id=1295901472640>>. Acesso em: 13 jun 2014.

NRCS - East National Technology Support Center. Soil quality for environmental health: water quality. 2p. Disponível em <[http://soilquality.org/basics/value\\_water\\_quality.html](http://soilquality.org/basics/value_water_quality.html)>. 2011. Acesso em: 13 Jun. 2014.

OBATA, O.O. **Effects of land use on water quantity and quality: A case study of Benin City, Nigeria Natural potential for erosion in Brazilian territory**. University of Abertay, 16p. 2010.

OGUCHI, T.; JARVIE, H.P.; NEAL, C. River water quality in the Humber catchment: an introduction using GIS-based mapping and analysis. **The Science of the Total Environment**, v.251-252, p.9-26, 2000.

ORLOFF, S.; HANSON, B.; PUTNAM, D. Soil-Moisture Monitoring: a simple method to improve alfalfa and pasture irrigation management. 8p. Disponível em <<http://rangelandwatersheds.ucdavis.edu/publication%20list%20and%20files/orloff.pdf>>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

PEKÁROVÁ, P.; PEKÁR, J. The impact of land use on stream water quality in Slovakia. **Journal of Hydrology**, v.180, p.333-350, 1996.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURTZ, D.; McNAIR, M., CRIST, S., SHPRITZ, L., FITTON, L. SAFFOURI, R. BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, v.267, p.1117-1123, 1995.

PINHEIRO, A.; PIAZZA, G.A.; ALVES, T.C.; AGUIDA, L.M.; KAUFMANN, V; GOTARDO, R. Qualidade das Águas de uma Bacia Protegida por Floresta Ombrófila Densa. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, p. 101-117, 2014.

QUINN, J.M.; COOPER, A.N.; DAVEIS-COLLEY, R.J.; RUTHERFORD, J.C.; WILLIAMSON, R.B. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v.31, p. 579-597, 1997.

RANDHIR, T. Land use planning. 6p. Disponível em < <http://www.waterencyclopedia.com/La-Mi/Land-Use-Planning.html>>. Acesso em: 11 Jul. 2014.

RANELLS, N.N.; GREEN, J.T.; POORE, M.H.; HANSARD, R.; YOUNG, J. Grazing Livestock and Water Quality. 8p. Disponível em <<http://content.ces.ncsu.edu/20116.pdf>>. Acesso em: 15 Jun. 2014.

REN, W.; ZHONG, Y.; MELIGRANA, J.; ANDERSON, B.; WATT, W.E.; CHEN, J.; LEUNG, H. Urbanization, land use, and water quality in Shanghai 1947-1996. **Environment International**, v.29, p. 649-659, 2003.

RICHMOND, E.; CLANDENON, C. Pollution of Streams by Garbage and Trash. 7p. Disponível em < <http://www.waterencyclopedia.com/Oc-Po/Pollution-of-Streams-by-Garbage-and-Trash.html> >. Acesso em: 18 Jul. 2014.

SCHNEIDER, R.M.; FREIRE, R.; COSSICH, E.S.; SOARES, P.F.; FREITAS, F.H.; TAVARES, R.R. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. **Acta Scientiarum Technology**, v.33, p. 295-303, 2011.

SEILER, R.L. Chemicals from Consumers. 6p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Ce-Cr/Chemicals-from-Consumers.html>>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

SILVA, A.M.; ALVARES, C.A.; WATANABE, C.H. **Natural potential for erosion in Brazilian territory**. Soil Erosion, Vol. 1, Intech. 2011.

SPAVOREK, G., CORRECHEL, V., PEREIRA BARRETTO, A.G.O. The risk of erosion in Brazilian cultivated pastures. **Sci. Agric.**, 64: 77-82. 2007.

SUTTON, A.L. Animal Agriculture's Effect on Water Quality Pastures and Feedlots. 5p. Disponível em <<https://www.extension.purdue.edu/extmedia/wq/wq-7.html>>. Acesso em: 15 Jun. 2014.

TATE, K.W.; LANCASTER, D.L.; MORRISON, J.A.; LILE, D.F.; SADO, Y.; HUANG, B. Monitoring helps reduce water-quality impacts in flood-irrigated pasture. **California Agriculture**, 51: 168-175. 2005.

TELLES, T.S.; GUIMARÃES, M.F. Soil erosion costs. In: SOBER 47TH CONGRESS. 47, 2009.

TONG, S.T.Y.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. **Journal of Environmental Management**, v.66: 377-393. 2002.

VISSMAN JR., W. Wastewater Treatment and Management. 7p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Tw-Z/Wastewater-Treatment-and-Management.html>>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

WANG, X. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. **Journal of Environmental Management**, v.61: 25-36. 2001.

YIN, Z.; WALCOTT, S.; KAPLAN, B.; CAO, J.; LIN, W.; CHEN, M.; LIU, D.; NING, Y. An analysis of the relationship between spatial patterns of water quality and urban development in Shanghai, China. **Computers, Environment and Urban Systems**, v.29: 197-221. 2005.



### ÁGUAS RESIDUÁRIAS: FONTES, CONSTITUIÇÃO E TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO

*Iván Andrés Sánchez Ortiz*<sup>9</sup>

*Juliana Heloisa Pinê Américo-Pinheiro*<sup>10</sup>

#### 1 INTRODUÇÃO

Segundo Hugh (1992), é de esperar que o ser humano cause poluição ambiental em quase todas suas atividades; um exemplo desse fato é a geração de excretas, cuja contribuição per capita típica em termos de sólidos e matéria orgânica é de 180 g/hab.d de sólidos totais, 80 g/hab.d para sólidos fixos e 100 g/hab.d para sólidos voláteis, 50 g/hab.d de DBO e 100 g/hab.d de DQO (VON SPERLING, 2012).

De acordo com Jordão e Pessoa (2011), a disponibilidade qualitativa e quantitativa da água é o fator fundamental na fixação do Homem e na formação de novas comunidades próximas às fontes dos recursos hídricos. Segundo Sawyer, McCarty e Parkin (2003), a disposição dos resíduos humanos tem sido tradicionalmente um grande problema, pois com o desenvolvimento das áreas urbanas, por considerações estéticas e de saúde pública, se fez necessário, implantar sistemas de drenagem, coleta e transporte dos resíduos fora das áreas urbanizadas, tendo como depositário normal o corpo de água mais próximo.

Entende-se por poluição da água a alteração de suas características por quaisquer ações ou interferências, sejam elas naturais ou antrópicas. Essas alterações podem produzir impactos estéticos, fisiológicos ou ecológicos (BRAGA et al., 2005). O termo contaminação é usado em situações em que uma ou mais substâncias encontram-se no ambiente, mas não produzem nenhum dano perceptível, enquanto que o termo poluição é utilizado para casos em que os efeitos prejudiciais são evidentes (ALLOWAY e AYRES, 1993).

As águas residuárias são uma combinação de efluentes domésticos, despejos industriais, efluentes de estabelecimentos comerciais e institucionais, águas pluviais e de drenagem urbana, assim como efluentes agropecuários (CORCORAN et al., 2010).

Quando as águas residuárias permanecem paradas e sem tratamento, a decomposição da matéria orgânica nela contida pode produzir gases com odores fétidos e conduzir à redução no conteúdo do oxigênio dissolvido que afetará a vida aquática; adicionalmente, as águas residuárias podem conter microrganismos patogênicos que causam riscos à saúde humana e dos animais (SNAPE et al., 1995).

---

<sup>9</sup> Professor Associado, Departamento de Recursos Hidrobiológicos, Universidade de Nariño (UDENAR), Pasto – Colômbia. E-mail: ivansaor@hotmail.com

<sup>10</sup> Doutora em Aquicultura com ênfase em Biologia Aquática pelo Centro de Aquicultura da UNESP, Jaboticabal - SP. E-mail: americo.ju@gmail.com

Além dos efeitos da matéria orgânica e dos patógenos, e devido às preocupações ambientais são cada vez mais comuns os estudos para analisar compostos orgânicos específicos nos corpos de água. Entre esses compostos estão inclusos os agrotóxicos, potencialmente prejudiciais para a flora e fauna naturais; trihalometanos e outros compostos clorados, que podem prejudicar a saúde humana; e compostos químicos de origem industrial, que podem danificar a ecologia natural (MALCOLM, 1993).

O objetivo do presente capítulo foi realizar uma revisão bibliográfica a respeito da diversidade de fontes de águas residuárias, sua constituição e principais tecnologias de tratamento utilizadas atualmente.

## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Constituição das águas residuárias e tipos de efluentes**

A qualidade das águas residuárias varia de acordo com os tipos de efluentes envolvidos, como esgoto sanitário, deposição atmosférica húmida e seca, escoamento superficial urbano incluindo poluição advinda do tráfego veicular, escoamento agrícola; sendo que a diversidade de contaminantes pode ser ainda maior quando incluídos os efluentes industriais (RATOLA et al., 2012).

Os principais poluentes aquáticos são: poluentes orgânicos biodegradáveis; poluentes orgânicos recalcitrantes ou refratários, tais como os defensivos agrícolas, detergentes sintéticos e petróleo; metais; nutrientes; organismos patogênicos; sólidos em suspensão; calor e radioatividade (BRAGA et al., 2005).

De acordo com Shi (2014), existem muitos tipos de efluentes industriais com base nos diversos tipos de indústrias e contaminantes, no qual cada setor produz a sua própria combinação de poluentes. Dentre os setores industriais que o autor destaca estão o de ferro e aço, têxtil e couro, papel e celulose, petroquímica e refinarias, química, metais não ferrosos, microeletrônica e o de mineração.

As águas residuárias industriais incluem um amplo espectro de compostos orgânicos, dependendo do tipo específico de produção. Com exceção de poucas categorias industriais, os métodos de tratamento físicos e químicos somente poderão fornecer uma remoção parcial dos constituintes orgânicos do efluente. A maior parte dos efluentes industriais necessita de tratamento biológico para atingir uma eficiente remoção da matéria orgânica (ORHON, BABUNA e KARAHAN, 2009).

O esgoto sanitário ou doméstico é o tipo de água residuária mais amplamente estudado e com maior número de aplicações tecnológicas. Segundo Mara (2004), este tipo de água residuária pode ser classificada com base na sua concentração da matéria orgânica em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) de acordo com os valores apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1: Classificação do esgoto doméstico em termos da DBO e DQO**

| Concentração | DBO (mg/L) | DQO (mg/L) |
|--------------|------------|------------|
| Baixa        | <200       | <400       |
| Média        | 350        | 700        |
| Alta         | 500        | 1000       |
| Muito alta   | >750       | >1500      |

Fonte: Adaptado de MARA (2004)

As águas residuárias domésticas apresentam concentrações típicas na ordem de 300 mg/L de DBO, 600 mg/L para DQO, 45 mg/L de nitrogênio total, 7 mg/L de fósforo total e 1100 mg/L de sólidos totais (VON SPERLING, 2012). No caso específico da matéria orgânica, quando o esgoto doméstico é combinado com águas residuárias municipais, espera-se uma concentração da DBO 1,4 vezes maior (FAIR, GEYER e OKUN, 1968).

Segundo Environment Canada (1994), o primeiro passo nos programas de gerenciamento para reduzir a entrada de poluentes em bacias hidrográficas consiste na identificação das cargas contaminantes existentes por meio do processo de caracterização das águas residuárias, as quais podem variar ao longo do tempo.

Além da caracterização das águas residuárias é necessário estabelecer claramente a destinação final do esgoto, seja para reuso urbano, industrial, para irrigação, recarga de aquíferos, ou para seu lançamento em um corpo de água receptor. Neste último caso, é fundamental realizar um modelamento da qualidade da água no corpo receptor. Dentre os objetivos do modelamento estão à previsão de condições futuras e o planejamento de níveis e eficiências do tratamento dos esgotos (VON SPERLING, 2007).

## 2.2 Tratamento das águas residuárias

As estações de tratamento de esgoto (ETE) são projetadas com diferentes propósitos como proteger a saúde pública e vida aquática, assim como preservar o melhor uso da água (SPELLMAN, 2009).

O tipo de poluente varia de acordo com as fontes das águas residuárias. No caso do esgoto sanitário ou doméstico, a água foi utilizada por uma comunidade e pode conter todos os materiais adicionados ao líquido durante seu uso, como por exemplo, excretas humanas (fezes e urina), produtos de higiene pessoal e limpeza (MARA, 2004). O escasso tratamento das águas residuárias, é um problema no mundo todo, pois as tecnologias disponíveis para tal fim são muito custosas em muitos dos casos (OPS-CEPIS, 2005).

Dependendo do(s) tipo(s) de poluente(s) que se pretende remover das águas residuárias será necessário aplicar um ou vários dos níveis de tratamento disponíveis: preliminar, primário, secundário e terciário ou avançado (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998). A Tabela 2 apresenta uma breve descrição dos tipos de constituintes básicos removidos pelos diversos níveis de tratamento das águas residuárias. A destinação final da água residuária tratada e/ou a legislação

para reuso o lançamento de efluentes serão fatores decisivos na escolha do nível de tratamento a ser adotado. No caso de efluentes de origem industrial as tecnologias de tratamento selecionadas serão as mínimas requeridas para alcançar os requisitos de qualidade estabelecidos pela regulamentação vigente (HENDRICKS, 2006).

**Tabela 2: Níveis de tratamento das águas residuárias**

| <b>Nível de tratamento</b> | <b>Descrição</b>   |
|----------------------------|--|
| Preliminar                 | Remoção dos sólidos em suspensão grosseiros: materiais de maiores dimensões como panos e materiais flutuantes, areia, graxas que podem causar problemas de operação ou manutenção nas operações e processos de tratamento e sistemas auxiliares  |
| Primário                   | Remoção de uma fração dos sólidos e da matéria orgânica em suspensão   |
| Primário avançado          | Remoção melhorada dos sólidos em suspensão e da matéria orgânica, tipicamente realizado com adição de químicos ou filtração  |
| Secundário                 | Remoção da matéria orgânica biodegradável (em solução ou em suspensão) e sólidos em suspensão. A desinfecção é tipicamente incluída na definição de sistemas de tratamento secundário convencionais  |
| Terciário                  | Remoção de sólidos suspensos remanescentes (após tratamento secundário), usualmente por filtração em meios granulares, filtração superficial e membranas. A desinfecção é normalmente parte do tratamento terciário. A remoção de nutrientes é frequentemente incluída neste nível de tratamento |
| Avançado                   | Remoção dos sólidos dissolvidos totais e constituintes traços conforme seja necessário para aplicações específicas de reuso da água  |

Fonte: Adaptado de ASANO et al. (2007).

A seguir, na Tabela 3 encontram-se os tipos de operações unitárias ou processo unitários utilizados na remoção dos principais constituintes presentes nas águas residuárias.

**Tabela 3: Operações unitárias e processos para remoção de constituintes das águas residuárias**

| Constituinte                   | Operação unitária ou processo   |
|--------------------------------|---|
| Sólidos em suspensão           | - Gradeamento   |
|                                | - Remoção de areia  |
|                                | - Sedimentação  |
|                                | - Clarificação de alta taxa   |
|                                | - Flotação  |
|                                | - Precipitação química  |
|                                | - Filtração profunda  |
| Matéria orgânica biodegradável | - Filtração superficial   |
|                                | - Adsorção  |
|                                | - Processos aeróbios de crescimento disperso (em suspensão)           |
|                                | - Processos aeróbios de crescimento aderido                           |
|                                | - Processos anaeróbios de crescimento disperso (em suspensão)         |
|                                | - Processos anaeróbios de crescimento aderido                         |
|                                | - Lagoas de estabilização   |
|                                | - Sistemas de tratamento físico-químico                               |
|                                | - Oxidação química  |
|                                | - Oxidação avançada   |
| - Separação por membranas      |   |
| Fósforo (P)                    | - Tratamento químico - precipitação                                   |
|                                | - Remoção biológica de fósforo  |
| Nutrientes                     | - Oxidação química (cloração ao <i>break point</i> )                  |
|                                | - Variantes da nitrificação e desnitrificação de crescimento disperso |
|                                | - Variantes da nitrificação e desnitrificação de crescimento fixo     |
|                                | - Remoção de amônia por arraste com ar                                |
|                                | - Troca iônica  |
| Nitrogênio (N)                 | - Amonificação  |
|                                | - Assimilação bacteriana  |
| N e P                          | - Variantes da remoção biológica de nutrientes                        |
| Patógenos                      | - Sedimentação  |
|                                | - Filtração   |
|                                | - Compostos clorados  |
|                                | - Dióxido de cloro  |
|                                | - Ozônio  |
|                                | - Radiação ultravioleta   |
| Sólidos dissolvidos e coloides | - Membranas   |
|                                | - Tratamento químico  |
|                                | - Adsorção em carvão ativado  |
| Compostos orgânicos voláteis   | - Troca iônica  |
|                                | - Adsorção em carvão ativado  |
|                                | - Arraste com ar  |
|                                | - Oxidação avançada   |

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY (2004) e VON SPERLING (2012)

O tratamento das águas residuárias deveria ser realizado, quando possível no próprio local de sua geração. Segundo Kirk et al. (2005), historicamente, muitas alterações na infraestrutura de água potável e águas residuárias têm deslocado os problemas associados ao líquido no tempo ou no espaço, ou tem mudado suas características ao invés de tê-los resolvido. Exemplos de tais condições estão relacionados à infraestrutura para coleta, transporte, diluição, tratamento e lançamento de efluentes urbanos ou industriais longe dos locais de sua geração, o que altera as configurações do local, momento e tipo de solução do problema. As considerações acima comentadas destacam a importância dos sistemas de tratamento de esgotos locais, os quais evoluíram desde a antiga fossa séptica aos sistemas capazes de produzir um efluente desinfetado para proteção da saúde humana e dos recursos ambientais (EPA, 2002).

No caso dos sistemas centralizados, é necessária uma infraestrutura maior para realizar a coleta e transporte do esgoto às instalações projetadas para o seu tratamento, o que justifica um maior nível de complexidade e onde serão aplicadas algumas das operações unitárias e processos acima comentados na Tabela 3 que garantam o nível de tratamento desejado.

De acordo com as Nações Unidas, nos países em desenvolvimento aproximadamente 90% das águas residuárias produzidas são lançadas nos corpos de água receptores superficiais sem nenhum tipo de tratamento (UN, 2008). De face aos problemas ambientais produzidos pelo lançamento de esgotos nas fontes de água, se faz necessária à implementação de sistemas de tratamento dos efluentes domésticos, institucionais, agrícolas, pecuários e industriais.

Para tal finalidade, é necessário projetar estações de tratamento que garantam a remoção dos principais poluentes de preocupação para preservação da vida aquática e da saúde humana. Devido aos efeitos observáveis de maneira quase que imediata nos corpos de água receptores, em muitos dos casos são priorizadas as alternativas tecnológicas para remoção principalmente da matéria orgânica na forma de DBO e DQO, dos sólidos suspensos e dos macronutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P).

Um resumo das eficiências típicas de remoção destes poluentes pelos sistemas de tratamento mais comumente utilizados encontra-se apresentado na Tabela 4, com ênfase no tratamento de esgotos domésticos.

**Tabela 4. Eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos**

| Sistema de tratamento                                    | Eficiência média de remoção (%) |       |       |        |         |         |
|--|---------------------------------|-------|-------|--------|---------|---------|
|  | DBO <sub>5</sub>                | DQO   | SS    | Amônia | N Total | P Total |
| Tratamento primário (tanques sépticos)                   | 30-35                           | 25-35 | 55-65 | < 30   | < 30    | < 35    |
| Tratamento primário convencional                         | 30-35                           | 25-35 | 55-65 | < 30   | < 30    | < 35    |
| Tratamento primário avançado (a)                         | 45-80                           | 55-75 | 60-90 | < 30   | < 30    | 75-90   |
| Lagoa facultativa  | 75-85                           | 65-80 | 70-80 | < 50   | < 60    | < 35    |
| Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa                      | 75-85                           | 65-80 | 70-80 | < 50   | < 60    | < 35    |
| Lagoa aerada facultativa                                 | 75-85                           | 65-80 | 70-80 | < 30   | < 30    | < 35    |
| Lagoa aerada mistura completa - lagoa sedimentação       | 75-85                           | 65-80 | 80-87 | < 30   | < 30    | < 35    |
| Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação | 80-85                           | 70-83 | 73-83 | 50-65  | 50-65   | > 50    |
| Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de alta taxa | 80-85                           | 70-83 | 73-83 | 65-85  | 75-90   | 50-60   |
| Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas   | 85-90                           | 75-83 | > 90  | < 50   | < 60    | < 35    |
| Infiltração lenta  | 90-99                           | 85-95 | > 93  | > 80   | > 75    | > 85    |
| Infiltração rápida                                       | 85-98                           | 80-93 | > 93  | > 65   | > 65    | > 50    |
| Escoamento superficial                                   | 80-90                           | 75-85 | 80-93 | 35-65  | < 65    | < 35    |
| Terras úmidas construídas ( <i>wetlands</i> )            | 80-90                           | 75-85 | 87-93 | < 50   | < 60    | < 35    |
| Tanque séptico + filtro anaeróbio                        | 80-85                           | 70-80 | 80-90 | < 45   | < 60    | < 35    |
| Tanque séptico + infiltração                             | 90-98                           | 85-95 | > 93  | > 65   | > 65    | > 50    |
| Reator UASB  | 60-75                           | 55-70 | 65-80 | < 50   | < 60    | < 35    |
| UASB + lodos ativados                                    | 83-93                           | 75-88 | 87-93 | 50-85  | < 60    | < 35    |
| UASB + biofiltro aerado submerso                         | 83-93                           | 75-88 | 87-93 | 50-85  | < 60    | < 35    |
| UASB + filtro anaeróbio                                  | 75-87                           | 70-80 | 80-90 | < 50   | < 60    | < 35    |
| UASB + filtro biológico percolador de alta carga         | 80-93                           | 73-88 | 87-93 | < 50   | < 60    | < 35    |
| UASB + flotação por ar dissolvido                        | 83-93                           | 83-90 | 90-97 | < 30   | < 30    | 75-88   |
| UASB + lagoas de polimento                               | 77-87                           | 70-83 | 73-83 | 50-65  | 50-65   | > 50    |
| UASB + lagoa aerada facultativa                          | 75-85                           | 65-80 | 70-80 | < 30   | < 30    | < 35    |
| UASB + lagoa aerada mistura completa + lagoa decantação  | 75-85                           | 65-80 | 80-87 | < 30   | < 30    | < 35    |
| UASB + escoamento superficial                            | 77-90                           | 70-85 | 80-93 | 35-65  | < 65    | < 35    |
| Lodos ativados convencional                              | 85-93                           | 80-90 | 87-93 | > 80   | < 60    | < 35    |
| Lodos ativados – aeração prolongada                      | 90-97                           | 83-93 | 87-93 | > 80   | < 60    | < 35    |
| Lodos ativados – batelada (aeração prolongada)           | 90-97                           | 83-93 | 87-93 | > 80   | < 60    | < 35    |
| Lodos ativados convencional com remoção biológica de N   | 85-93                           | 80-90 | 87-93 | > 80   | > 75    | < 35    |
| Lodos ativados convencional com remoção biológica de N/P | 85-93                           | 80-90 | 87-93 | > 80   | > 75    | 75-88   |
| Lodos ativados convencional + filtração terciária        | 93-98                           | 90-95 | 93-97 | > 80   | < 60    | 50-60   |
| Filtro biológico percolador de baixa carga               | 85-93                           | 80-90 | 87-93 | 65-85  | < 60    | < 35    |
| Filtro biológico percolador de alta carga                | 80-90                           | 70-87 | 87-93 | < 50   | < 60    | < 35    |
| Biofiltro aerado submerso com nitrificação               | 88-95                           | 83-90 | 87-93 | > 80   | < 60    | < 35    |
| Biofiltro aerado submerso com remoção biológica de N     | 88-95                           | 83-90 | 87-93 | > 80   | > 75    | < 35    |
| Biodisco   | 88-95                           | 83-90 | 87-93 | 65-85  | < 60    | < 35    |

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2012).

Além das preocupações associadas aos impactos ambientais por consumo do oxigênio na estabilização da matéria orgânica, assoreamento e efeitos estéticos negativos pelos sólidos; eutrofização e demais riscos associados aos nutrientes, é fundamental a previsão dos eventuais riscos à saúde pública, produzidos pela presença de microrganismos patogênicos nos efluentes tratados ou não tratados lançados nos corpos receptores.

Associada às considerações relativas à disposição final dos efluentes, encontra-se a possibilidade ou a necessidade do reuso do líquido. De acordo com Asano et al. (2007), em comunidades com limitadas fontes de água disponíveis, a recuperação e o reuso são opções atraentes para conservar e ampliar as fontes do líquido por meio de: substituição de água recuperada para aplicações que não requerem de água potável; estabelecimento de fontes alternativas de abastecimento de água; proteção dos ecossistemas aquáticos ao reduzir o desvio de líquido dos cursos de água e sua contaminação com nutrientes e contaminantes tóxicos; e redução da necessidade de estruturas de controle, tais como barragens e reservatórios.

Dependendo da realidade específica das comunidades, a reutilização da água pode ser adotada para aplicações muito diferentes; segundo UNEP e GEC (2004), em cidades e regiões de países desenvolvidos, onde a coleta e tratamento das águas residuárias tem sido prática comum, o reuso é praticado atendendo de maneira adequada as condições do saneamento, saúde pública e proteção ambiental. Nesses tipos de países, as alternativas de reutilização dos esgotos tratados incluem diversas aplicações com fins urbanos e industriais, dentre as quais, segundo Lowe (2009), encontram-se: paisagismo, recreação, descarga de bacias sanitárias, extinção de incêndio, resfriamento, condicionamento de ar em edificações, derretimento de neve, processos industriais, dentre outros.

Segundo Asano et al. (2007), nos países em desenvolvimento, particularmente em zonas áridas, as águas residuárias são valiosas para serem descartadas, pois contém um alto teor de nutrientes suscetíveis de serem reaproveitados em atividades agrícolas e pecuárias. De acordo com Junge (2001), a produção de plantas pode gerar até 200 toneladas de produto fresco por hectare por ano, e a de peixes, da ordem de 10 toneladas; para plantas, a máxima capacidade de reciclagem de nutrientes por área é de aproximadamente  $1 \text{ g N/m}^2 \cdot \text{d}$  e  $0,1 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{d}$ ; para animais a capacidade é da ordem de  $0,1 \text{ g N/m}^2 \cdot \text{d}$  e  $0,03 \text{ g P/m}^2 \cdot \text{d}$ .

Segundo Edwards (1992), o reuso de excretas ou de águas residuárias em aquicultura pode ser direto ou indireto, dependendo dos níveis de planejamento da reutilização e do reconhecimento do seu uso prévio. No caso do reuso direto, Tilley et al. (2014), definiram três tipos de produção piscícola: fertilização dos tanques com efluentes; fertilização dos tanques com excretas e/ou com lodos sanitários; e cultivo dos peixes diretamente em lagoas aeróbias.

De acordo com Moscoso, Egocheaga e Flórez (1992), as águas residuárias tratadas, com altos teores de nutrientes e mínimos níveis de risco à saúde humana (ausência de patógenos) podem ser utilizadas em produções agrícolas e pecuárias, além de permitir a incorporação de extensas áreas desérticas à atividade produtiva, geração emprego, disponibilidade de alimento e de água.



As diretrizes para o uso seguro de águas residuárias e excretas foram definidas pela Organização Mundial da Saúde tanto para atividades agrícolas (WHO, 2006a), quanto para atividades aquícolas (WHO, 2006b); em tais diretrizes estão estabelecidos os critérios e as medidas de proteção dentre as quais se encontra a eficiência do tratamento dos esgotos na remoção e/ou inativação de patógenos excretados-para garantir a proteção da saúde dos consumidores, dos trabalhadores e suas famílias, e das comunidades locais onde são realizados os cultivos.

Segundo Andersen (2005), na seleção do nível e tipo de tratamento é importante priorizar a qualidade bacteriológica do efluente, particularmente se existirá captações de água para abastecimento a jusante do ponto de lançamento.

Os diversos processos de tratamento das águas residuárias apresentam eficiências de remoção ou inativação de patógenos variáveis em função do tipo de patógeno, do mecanismo principal de remoção ou inativação, e das características operacionais predominantes. A Tabela 5 apresenta as eficiências de remoção ou inativação de patógenos, expressas em unidades logarítmicas para diversos processos de tratamento de águas residuárias.

**Tabela 5: Unidades log de remoção ou inativação de patógenos excretados alcançados por processos de tratamento de águas residuárias**

| Processo de tratamento   | Unidades Log de remoção de patógenos |           |                         |                   |
|--|--------------------------------------|-----------|-------------------------|-------------------|
|  | Vírus                                | Bactérias | Protozoários (oo)cistos | Ovos de helmintos |
| <b>Processos biológicos de baixa taxa</b>                            |                                      |           |                         |                   |
| - Lagoas de estabilização  | 1-4                                  | 1-6       | 1-4                     | 1-3               |
| - Reservatórios para armazenamento e tratamento de águas residuárias | 1-4                                  | 1-6       | 1-4                     | 1-3               |
| - Alagados construídos   | 1-2                                  | 0,5-3     | 0,5-2                   | 1-3               |
| <b>Tratamento primário</b>   |                                      |           |                         |                   |
| - Decantação primária  | 0-1                                  | 0-1       | 0-1                     | 0-<1              |
| - Tratamento primário melhorado quimicamente                         | 1-2                                  | 1-2       | 1-2                     | 1-3               |
| - Reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente              | 0-1                                  | 1-2       | 0-1                     | 0,5-1             |
| <b>Tratamento secundário</b>   |                                      |           |                         |                   |
| - Lodos ativados + Decantação secundária                             | 0-2                                  | 1-2       | 0-1                     | 0-<2              |
| - Filtros percoladores + decantação secundária                       | 0-2                                  | 1-2       | 0-1                     | 1-2               |
| - Lagoas aeradas ou valos de oxidação + lagoa de decantação          | 1-2                                  | 1-2       | 0-1                     | 1-3               |

Fonte: Adaptado de WHO (2006)

Tabela 5: Continuação

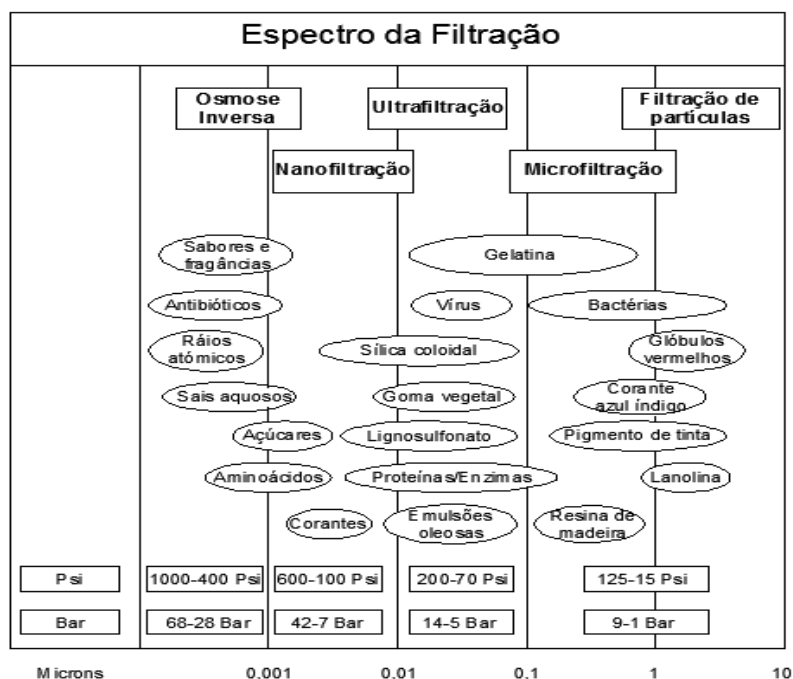
| Processo de tratamento   | Unidades Log de remoção de patógenos |           |                         |                   |
|--------------------------|--------------------------------------|-----------|-------------------------|-------------------|
|                          | Vírus                                | Bactérias | Protozoários (oo)cistos | Ovos de helmintos |
| <b>Desinfecção</b>       |                                      |           |                         |                   |
| - Cloração (cloro livre) | 1-3                                  | 2-6       | 0-1,5                   | 0-<1              |
| - Ozonização             | 3-6                                  | 2-6       | 1-2                     | 0-2               |
| - Radiação ultravioleta  | 1->3                                 | 2->4      | >3                      | 0                 |

Fonte: Adaptado de WHO (2006)

As técnicas de separação por membranas são amplamente utilizadas em diferentes níveis de tratamento das águas residuárias, normalmente requerem de estágios iniciais de purificação para que por meio do uso destas sejam removidas as substâncias, partículas ou microrganismos de interesse.

Segundo Chang (2010), os processos de separação por membranas estão divididos em quatro categorias superpostas de seletividade incremental: microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e hiperfiltração ou osmose inversa (OI). A MF pode ser usada para remover bactérias e sólidos em suspensão com tamanhos de poro de 0,1 micrones ou maiores; a UF remove coloides, vírus e certas proteínas com tamanho de poros entre 0,003 e 0,1 micrones; a NF depende da rejeição física baseada no tamanho molecular e da carga, o tamanho dos poros encontra-se na faixa de 0,001 aos 0,003 micrones; a OI possui tamanhos de poros de aproximadamente 0,0005 micrones e pode ser usada na dessalinização. Um esquema da aplicação das tecnologias de filtração por membranas é apresentado na Figura 1.

Figura 1. Faixas de pressões comuns, diâmetros de poros e tipos de substâncias removidos pelos sistemas de membranas



Fonte: Adaptado de Chang (2010)

### 2.3 Contaminantes emergentes

De acordo com Chou, Liu e Lin (2014), os efluentes do tratamento de águas residuárias são as maiores fontes de poluentes orgânicos nos ambientes aquáticos, tais compostos não regulados têm atraído a atenção do público devido à incompleta remoção nos processos de tratamento convencionais e seus possíveis efeitos tóxicos.

Segundo Loos et al. (2013), durante a última década, a atenção sobre a presença de contaminantes emergentes em águas residuárias e águas superficiais aumentou consideravelmente. Dentre os grupos de compostos incluídos nos contaminantes emergentes estão os produtos de higiene pessoal, desreguladores endócrinos, drogas ilícitas, surfactantes, fármacos, aditivos para gasolina e radionuclídeos (MALTA et al., 2013). Esses micropoluentes têm sido identificados principalmente em amostras de lodos de ETE (COSENZA et al., 2015).

De acordo com Bila e Dezotti (2007), há grande interesse científico nos desreguladores endócrinos, que são um grupo de substâncias químicas presentes no meio ambiente que podem interferir no sistema endócrino de humanos e outros animais e, desta maneira, afetar a saúde, o crescimento e a reprodução.

Os surfactantes são um grupo de compostos orgânicos sintéticos, constituídos por uma cabeça polar e uma cauda de hidrocarboneto apolar, os quais são amplamente usados nas indústrias de detergentes, têxteis, polímeros e papel. Os produtos de higiene pessoal incluem os de embelezamento, os relativos ao cuidado da pele, sabões, xampus e de cuidado dental (STASINAKIS e GATIDOU, 2010).

Dentre as alternativas de remoção dos micropoluentes presentes na água estão os tratamentos físico-químicos que incluem adsorção, troca iônica, coagulação e processos oxidativos avançados.

A adsorção e a troca iônica consistem na purificação, concentração e separação de diferentes substâncias (CHUBAR, 2010). Nesse tratamento são utilizados adsorventes a base de carvão, zeólitas, resinas ou polímeros de troca iônica.

A coagulação e a separação por membranas também têm sido reportada com altas eficiências de remoção. Segundo Lefebvre, Lee e Ng (2010), as propriedades físico-químicas dos micropoluentes e a maneira como mudam no ambiente aquático são fatores importantes que influenciam na sua remoção; os principais parâmetros a serem considerados são a seleção do(s) coagulante(s) e as dosagens ótimas, a alcalinidade e o pH. As variações no pH podem levar a mudanças nas espécies dos coagulantes e/ou neutralização das cargas.

Segundo Ergüder e Demirer (2010), a exposição dos humanos e dos organismos vivos aos micropoluentes presentes nos efluentes de ETE deve ser evitada mediante a aplicação de técnicas de tratamento biológico apropriadas, o que requer a compreensão do destino dos diferentes compostos e dos fatores que afetam sua remoção nas unidades de tratamento.

Os principais fatores que afetam a eficiência de remoção dos poluentes é a composição química dos compostos; a biodisponibilidade de xenobióticos; o oxigênio dissolvido e o pH; o tempo de detenção hidráulica e a idade do lodo; a taxa de aplicação da matéria orgânica e a temperatura.

Os processos oxidativos avançados, aplicados na alteração ou mineralização de micropoluentes de baixa biodegradabilidade e na detoxificação de contaminantes emergentes também tem sido avaliado na remoção de micropoluentes. No caso particular da remoção de compostos farmacêuticos, Kim, Yamashita e Tanaka (2009) estudaram a eficácia de processos baseados em UV e UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> na remoção de 41 tipos de fármacos detectados em efluentes secundários, incluindo 12 antibióticos e 10 analgésicos, tais autores obtiveram melhores desempenhos pela combinação do processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> atingindo eficiências de até 90% em 39 farmacêuticos.

## **2.4 O desafio da diversidade simultânea de poluentes e concentrações elevadas**

As tecnologias de tratamento a serem selecionadas para remoção dos poluentes vão depender do tipo de compostos presentes no efluente e que representem as principais preocupações pelos potenciais impactos do seu lançamento nos corpos receptores e/ou destinação final.

Para certos efluentes, como os de origem industrial, com pouca variabilidade nas cargas, concentrações e vazão, e uniformidade nos poluentes constituintes, a definição dos sistemas de tratamento apresentará menores incertezas em termos do seu desempenho. Um exemplo de águas residuárias deste tipo são as geradas nos processos de manufatura de produtos farmacêuticos, que segundo a USEPA (1998), é resultado das reações químicas, dissolução de

substâncias, lavagem de produtos, condensação de vapor, controle de poluição atmosférica, lavagem de equipamentos e pisos.

Existem também efluentes cujos níveis de complexidade, dada sua variabilidade nos tipos de contaminantes constituintes, diversidade de concentrações e cargas dos compostos, apresentam maiores dificuldades na determinação dos tipos de sistemas de tratamento mais apropriados.

Um exemplo deste tipo de águas residuárias é representado pelos lixiviados de aterros sanitários, cujo tratamento tem sido avaliado por meio de uma grande diversidade de alternativas tecnológicas, como será comentado a seguir.

De acordo com Renou et al. (2008), a disposição em aterros sanitários é o principal mecanismo para gestão da enorme quantidade de resíduos sólidos municipais gerados diariamente no mundo. Segundo Foo e Hameed (2009), o lixiviado é um líquido residual resultado da decomposição bioquímica dos resíduos, pela infiltração da água através destes, extraíndo materiais dissolvidos ou em suspensão.

O lixiviado de aterros sanitários é um líquido potencialmente poluidor, que quando não é devolvido ao ambiente de maneira cuidadosamente controlada pode causar efeitos prejudiciais nas águas subterrâneas e superficiais em locais próximos ao aterro (SALEM et al., 2008). Para reduzir os impactos produzidos pelo lançamento ou disposição final dos lixiviados devido à presença de diversos poluentes é necessário seu tratamento por meio da aplicação de diferentes opções de tratamento biológico, físico, químico e suas combinações.

Devido ao elevado conteúdo de matéria orgânica dos lixiviados, a aplicação dos processos biológicos tem sido uma das estratégias mais amplamente estudadas (KURNIAWAN et al., 2010); a eficiência destes processos é maior para lixiviados “jovens ou recentes” nos quais há uma alta proporção de compostos biodegradáveis.

Dentre as opções de tratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários já avaliados estão: sistema de digestor anaeróbicos-lodos ativados (KHERADMAND, KARIMI-JASHNI e SARTAJ, 2010); biorreator sequencial anaeróbio-anóxico-aeróbio (YU, ZHOU e WANG, 2010); lagoas de estabilização não aeradas com condições anaeróbias-facultativas (FRASCARI et al., 2004); filtro anaeróbio de fluxo ascendente (HENRY, PRASAD e YOUNG, 1987) e alagados construídos (FERREIRA ET AL., 2006).

Os métodos de tratamento físico-químicos também são intensamente aplicados na depuração de lixiviados. Monje-Ramírez e Orta de Velásquez (2004) avaliaram a remoção da DQO e da cor em lixiviados maduros utilizando coagulação com sulfato férrico; Silva, Dezotti e Sant'Anna Jr (2004) utilizaram os processos de coagulação e floculação como parte do tratamento de lixiviado maduro para remoção de matéria orgânica, nitrogênio e metais. A precipitação química para remoção da amônia foi estudada como parte do pós-tratamento de lixiviados jovens e maduros, segundo o reportado por experiências como as de Ozturk et al., (2003) e Chen et al., (2013).

A adsorção com carvão ativado e resinas como mecanismo de pós-tratamento de lixiviados para remoção de DQO remanescente foi avaliada por Rodríguez et al., (2004); o carvão

ativado e zeólitas em pó foram usadas por Kargi e Pamukoglu (2004) para remoção melhorada de DQO e amônia em lixiviados pré-tratados.

A oxidação química é aplicada para aumento da biodegradabilidade e remoção de matéria orgânica por meio de uma combinação de técnicas de tratamento tais como ozonização, peróxido de hidrogênio e tratamento biológico, segundo foi avaliado por autores como Haapea, Korhonen e Tuhkanen (2002) e Wang, El-Din e Smith (2004).

Para complementar os resultados de sistemas de tratamento como os já comentados, podem ser usadas unidades de separação por membranas nas diversas modalidades. Na remoção de DQO refrataria remanescente de um pré-tratamento por meio de redução do pH, pré-filtração e coagulação com cloreto férrico, Trebouet et al., (2001) utilizaram membranas orgânicas para nanofiltração atingindo concentrações inferiores aos limites definidos para lançamento de efluentes. Da mesma maneira, Moravia, Amaral e Lange (2013), estudaram a aplicação do processo oxidativo avançado de produção de radicais hidroxila pelo processo Fenton combinado com microfiltração e nanofiltração para enquadrar o efluente final nos padrões de lançamento do estado de Minas Gerais (Brasil).

### 3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Vários tipos de águas residuárias tais como os lixiviados de aterro sanitário apresentam dificuldades para seu tratamento devido a grande diversidade de contaminantes e de faixas de concentrações. Essas substâncias representam uma ameaça à vida aquática e saúde humana.

Atualmente, não existem tecnologias que isoladamente consigam tratar de maneira eficiente todos os contaminantes, o que indica a necessidade de acoplar de maneira criteriosa sistemas com combinação de tecnologias para alcançar os níveis de tratamento desejados, garantindo as condições de operação, manutenção e sustentabilidade financeira ao longo do tempo de acordo com as particularidades de cada projeto e localidade.

### REFERÊNCIAS

ALLOWAY, B.J.; AYRES, D.C. **Chemical principles of environmental pollution**. Oxford UK: Chapman & Hall. 1993. 291 p.

ANDERSEN, L.S. Urban water supply and sanitation. In: LØNHOLDT, J. **Water and wastewater management in the tropics**. London, UK: IWA Publishing. 2005 p. 202-307.

ASANO, T.; BURTON, F.L.; LEVERENZ, H.L.; TSUCHIHASHI, R.; TCHOBANOGLOUS, G.. **Water reuse: issues, technologies, and applications**. 1 ed. New York: Metcalf & Eddy/AECOM - McGraw-Hill. 2007. 1570p.

BILA, D.M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. **Química Nova**, v.30(3), p.651-666. 2007.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; Spencer, M.; Porto, M.; Nucci N.; Juliano, N.; Eiger, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall. 2005. 318 p.

CHANG, C.Y. Nanofiltration membranes and nanofilters. In: Virkutyte, J.; Varma, R.S.; Jegatheesan, V. (Ed.). **Treatment of micropollutants in water and wastewater**, Integrated Environmental Technology Series. London, UK: IWA Publishing. 2010 p. 129-164.

CHEN, Y.; LIU, C.; NIE, J.; LUO, X.; WANG, D. Chemical precipitation and biosorption treating landfill leachate to remove ammonium-nitrogen. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v.15(2), p.395-399. 2013.

CHOU, P.H.; LIU, T.C.; LIN, Y.L. Monitoring of xenobiotic ligands for human estrogen receptor and aryl hydrocarbon receptor in industrial wastewater effluents. **Journal of Hazardous Materials**, v.277, p.13–19. 2014.

CHUBAR, N. Physico-chemical treatment of micropollutants: adsorption and ion exchange. In: Virkutyte, J.; Varma, R.S.; Jegatheesan, V. (Ed.). **Treatment of micropollutants in water and wastewater**, Integrated Environmental Technology Series. London, UK: IWA Publishing. 2010 p. 165-204.

CORCORAN, E.; NELLEMAN, C.; BAKER, E.; BOS, R. OSBORN, D.; SAVELLI, H. (Eds). **Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development**. Norway: United Nations Environment Programme –UNEP-. 2010. 85 p.

COSENZA, A.; RIZZO, S.; SANSONE S.A.; VIVIANI, G. Radionuclides in wastewater treatment plants: monitoring of Sicilian plants. **Water Science & Technology**, v.71, p.252 – 258. 2015.

CRITES, R.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Small and Decentralized Wastewater Management Systems**. New York: McGraw-Hill. 1998 .1084 p.

EDWARDS, P. **Reuse of human wastes in aquaculture, a technical review**. Washington, U.S.A.: The World Bank, UNDP-World Bank Water and Sanitation Program. 1992. 350 p.

ENVIRONMENT CANADA. **Wastewater characterization of four industrial discharges in the Fraser River Basin Volume #1**. North Vancouver, B.C.: Environment Canada, Pollution Abatement Branch. 1994. 83p.

FAIR, G.M.; GEYER, J.C.; OKUN, D.A. **Water and wastewater engineering, Volume 2**. New York: John Wiley & Sons Inc. 1968.

FERREIRA, C.; FERREIRA, J.A.; CARBONELLI, J.; RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Eng. Sanit. Ambient.**, v11(2), p.108-112. 2006.

FOO, K.Y.; HAMEED, B.H. An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. **Journal of Hazardous Materials**, v.171, p.54–60. 2009.

FRASCARI, D.; BRONZINI, F.; GIORDANO, G.; TEDIOLI, G.; NOCENTINI M. Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. **Chemosphere**, v.54, p.335–343. 2004.

HAAPEA, P.; KORHONEN, S.; TUHKANEN, T. Treatment of industrial landfill leachates by chemical and biological methods: ozonation, ozonation + hydrogen peroxide, hydrogen peroxyde and biological posttreatment for ozonated water. **Ozone Sci. Eng.**, v.24(5), p.369-378. 2002.

HENDRICKS, D. **Water treatment unit processes physical and chemical**. Boca Raton, Florida: CRC Press, Taylor and Francis Group. 2006. 1266p.

HENRY, J.G.; PRASAD, D.; YOUNG, H. Removal of organics from leachates by anaerobic filter. **Water Res**, v.21, p.1395–1399. 1987.

HUGH, F. FRESHWATERS. IN: HARRISON R.M. (Ed.). **Understanding our environment: An introduction to environmental chemistry and pollution**. 2. ed. Cambridge: The Royal Society of Chemistry. 1992. p. 53-91.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: Ed. ABES. 2011. 1050p.

JUNGE, B. R. Possibilities and limits of wastewater-fed aquacultures. In: **Ecosan - closing the loop in wastewater management and sanitation, 2000**, Bonn, Germany. Proceedings... Bonn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 2000. p. 113-122.

KARGI, F.; PAMUKOGLU, Y. Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachates by fed-batch operation. **Bioresource Technology**, v.94 (3), p.285-291. 2004.

KHERADMAND, S.; KARIMI-JASHNI, A.; SARTAJ, M. Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system. **Waste Manage**, v.30, p.1025–1031. 2010.

KIM, I.; YAMASHITA, N.; TANAKA, H. Performance of UV and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes for the removal of pharmaceuticals detected in secondary effluent of a sewage treatment plant in Japan. **J Hazard Mater**, v.166(2-3), p.1134-1140. 2009.

KIRK, B.; ETNIER, C.; KÄRRMAN, E.; JOHNSTONE, S. **Methods for Comparison of Wastewater Treatment Options**. Project No. WU-HT-03-33 National Decentralized Water Resources Capacity Development Project. Burlington, VT: Ocean Arks International. 2005. 206p.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.; SILLANPÄÄ, M.E.T. Biological processes for treatment of landfill leachate. **J. Environ. Monit.** v.12, p.2032–2047. 2010.

LEFEBVRE, O.; LEE, L.Y.; NG, H.Y. Physico-chemical treatment of micropollutants: coagulation and membrane process. In: Virkutyte, J.; Varma, R.S.; Jegatheesan, V. (Ed.). **Treatment of micropollutants in water and wastewater**, Integrated Environmental Technology Series. London, UK: IWA Publishing. 2010 p. 165-204.

LOOS, R.; CARVALHO, R.; ANTONIO, D.C.; COMERO, S.; LOCORO, G.; TAVAZZI, S.; PARACCHINI, B.; GHIANI, M.; LETTIERI, T.; BLAHA, L.; JAROSOVA, B.; VOORSPOELS, S.; SERVAES, K.; HAGLUND, P.; FICK, J.; LINDBERG, R.H.; SCHWESIG, D.; GAWLIK, B.M. 2013 EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. **Water Research**, v.47, p. 6475–6487. 2013.

LOWE, H. What is our problem with water reuse: How other countries do it?. In: **New Zealand Land Treatment Collective: Proceedings For The 2009 Annual Conference**, 2009, Queenstown, New Zealand. Proceedings of the 2009 Annual Conference, Queenstown, New Zealand. p. 53-62.

MALCOLM, R.L. Concentration and composition of dissolved organic carbon in soils, streams, and groundwaters. In: Beck, A.J.; Jones, K.C.; Hayes, M.H.B. Mingelgrim, U. (Ed.). **Organic substances in soil and water: Natural constituents and their influences on contaminant behaviour**. Cambridge UK: The Royal Society of Chemistry. 1993. P. 19-30.

MALTA, M.; OLIVEIRA, J.M.; SILVA, L.; CARVALHO, F.P. Radioactivity from Lisboa urban wastewater discharges in the Tejo River Estuary. **Journal of Coastal Zone Management**, v.13 (4), p.399–408. 2013.

MARA, D. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. London: Earthscan Ed. 2004. 293p.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering, treatment and reuse**. 4 ed. Singapore: McGraw-Hill. 2004. 1820p.

MONJE-RAMIREZ, I.; ORTA DE VELÁSQUEZ, M.T. Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation-ozonation coupling process. **Water Research**, v.38(10), p. 2605-2613. 2004.

MORAVIA, W.G.; AMARAL, M.C.S.; LANGE, L.C. Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system. **Waste Management**, v.33, p. 89–101. 2013.



MOSCOSO, J.; EGOICHEAGA, L.; FLÓREZ, A. **Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan, Sección IV: Factibilidad técnica, económica y social**. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente –CEPIS-. 1992. 78 p.

ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD –OPS-; Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales –CEPIS-. **Especificaciones técnicas para la construcción de tanque séptico, tanque Imhoff y laguna de estabilización**. Lima: OPS-CEPIS. 2005. 47p.

ORHON, D.; BABUNA, F.G.; KARAHAN, O. **Industrial wastewater treatment by activated sludge**. London Uk: IWA Publishing. 2009. 387p.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C. Advanced physicochemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. **Waste Management**, v.23(5), p.441-446. 2003.

RATOLA, N.; CINCINELLI, A.; ALVES, A.; KATSOYIANNIS, A. Occurrence of organic microcontaminants in the wastewater treatment process. A mini review. **Journal of Hazardous Materials**, v.239–240, p.1–18. 2012.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v.150, p.468-493. 2008.

RODRÍGUEZ, J.; CASTRILLÓN, L.; MARAÑÓN, E.; SASTRE, H.; FERNÁNDEZ, E. Removal of nonbiodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption. **Water Research**, v.38(14-15), p.3297-3303. 2004.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R.; ALLIA, K. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. **Desalination**, v.220, p.108-114. 2008.

SAWYER, C.N.; MCCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for environmental engineering and science**. 5. ed. New York: McGraw-Hill. 2003. 752p.

SHI, H. Industrial Wastewater-Types, Amounts and Effects. In: Yi, Q. (Ed.). **Point Sources of Pollution: Local Effects and Their Control - Volume 1**, Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). Paris, France: UNESCO, Eolss Publishers. 2014 p. 191-203

SILVA, A.C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G.L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. **Chemosphere**, v.55(2), p.207-214. 2004.

SNAPE, J.B.; DUNN, I.J.; INGHAM, J.; PŘENOSIL, J.E. **Dynamics of Environmental Bioprocesses. Modelling and simulation**. New York: VCH Publishers. 1995. 492p.

SPELLMAN, F.R. **Water and wastewater treatment plant operations**. 2. ed. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group. 2009. 825p.

STASINAKIS, A.S.; GATIDOU, G. Micropollutants and aquatic environment. In: Virkutyte, J.; Varma, R.S.; Jegatheesan, V. (Ed.). **Treatment of micropollutants in water and wastewater**, Integrated Environmental Technology Series. London, UK: IWA Publishing. 2010 p. 1-51.

TILLEY, E.; ULRICH, L.; LÜTHI, C.; REYMOND, P.; ZURBRÜGG, C. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. 2nd ed. Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). 2014. 176 p.

TREBOUET, D.; SCHLUMPF, J.P.; JAOUEN, P.; QUEMENEUR, F. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. **Water Research**, v.35(12), p.2935–2942, 2001.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME –UNEP-; GLOBAL ENVIRONMENT CENTRE FOUNDATION (GEC). **Water and Wastewater Reuse: An Environmentally Sound Approach for Sustainable Urban Water Management**. Osaka, Japan: UNEP-GEC. 2004. 48 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA Onsite wastewater treatment systems Manual**. 2002. EPA. 2002. p. 367.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Development document for final effluent limitations guidelines and standards for the pharmaceutical manufacturing point source category**. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Engineering and Analysis Division, Office Science and Technology. 1998. 468p.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios - Princípios do tratamento biológico de águas Residuárias, Volume 7**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2007. 588p.

VON SPERLING, M. **Introducción a la calidad del agua y al tratamiento de aguas residuales - Principios del tratamiento biológico de aguas residuales, Volumen 1**. San Juan de Pasto, Colombia: Editorial Universitaria de la Universidad de Nariño. 2012. 468p.

WANG, F.; EL-DIN, M.G.; SMITH, D.W. Oxidation of aged raw landfill leachate with O<sub>3</sub> only and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>: treatment efficiency and molecular size distribution analysis. **Ozone Science & Engineering Journal**, v. 26(3), p.287–298. 2004

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater Volume 2 Wastewater use in agriculture**. Paris, France: World Health Organization. 2006a. 196p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater Volume 2 Wastewater and excreta use in aquaculture**. Paris, France: World Health Organization. 2006b. 140p.

YU, J.; ZHOU, S.; WANG, W. Combined treatment of domestic wastewater with landfill leachate by using A2/O process. **J. Hazard. Mater**, v.178, p.81–88. 2010.

### MONITORAMENTO DE QUALIDADE DE ÁGUA: SUPORTE PARA GESTÃO AMBIENTAL NA MICROBACIA DO CÓRREGO DA OLARIA

*Antonio Lucio Mello Martins<sup>11</sup>*

*Maria Conceição Lopes<sup>12</sup>*

*Mariana Bárbara Lopes Simedo<sup>13</sup>*

#### 1 INTRODUÇÃO

O monitoramento é um dos instrumentos de gestão estabelecidos na Política Nacional de Recursos Hídricos, com vistas ao enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes da água. Para este enquadramento, são estabelecidos padrões de qualidade (BRASIL, 2005). Segundo Magalhães Jr. (2000), o monitoramento deve ser visto como um processo essencial à implementação dos instrumentos de gestão das águas, pois permite a obtenção de informações estratégicas, acompanhamento das medidas efetivadas, atualização dos bancos de dados e o direcionamento das decisões.

De acordo com Belitz et al. (2004), monitorar a qualidade das águas brasileiras oferece a base necessária ao gerenciamento do referido recurso, auxiliando na tomada de decisão e analisando a eficácia das decisões tomadas, com foco na manutenção, remediação, proteção e manutenção dos recursos hídricos.

De acordo com Reis (2009), a cada dia se torna mais evidente a relação entre as alterações nas bacias hidrográficas ocasionadas pelo desenvolvimento de atividades antrópicas em seu entorno. A existência destas alterações leva a necessidade de se criar uma gestão integrada dos recursos hídricos.

A bacia hidrográfica é definida como uma área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório. É composta basicamente de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos d'água que confluem até resultar um leito único no exutório (SILVEIRA, 2001).

Nas subdivisões da bacia hidrográfica aparece na literatura o termo microbacia. Uma variedade de conceitos é aplicada na definição de microbacias, podendo ser adotados critérios como unidades de medida, hidrológicos e ecológicos (LEONARDO, 2003).

---

<sup>11</sup> Pesquisador Científico VI no Polo Regional Centro Norte – Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios – APTA. Pindorama – SP. E-mail: [lmartins@apta.sp.gov.br](mailto:lmartins@apta.sp.gov.br)

<sup>12</sup> Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, UNESP, Câmpus de Jaboticabal. E-mail: [conceicao@apta.sp.gov.br](mailto:conceicao@apta.sp.gov.br)

<sup>13</sup> Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, UNESP, Câmpus de Jaboticabal. E-mail: [mariana\\_blopes@hotmail.com](mailto:mariana_blopes@hotmail.com)

A caracterização da qualidade da água é um elemento essencial para a gestão dos recursos hídricos (ANA, 2005). A qualidade da água pode ser avaliada por meio de parâmetros físicos e químicos como pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica entre outros.

De acordo com Donadio et al. (2005), o uso de indicadores físico-químicos da qualidade da água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam essas de origem antrópica ou natural. Segundo Lopes (2011), a qualidade do recurso hídrico está intensamente ligada ao uso do solo praticado nas vertentes das bacias. A quantificação da qualidade hídrica serve de base para o projeto de planejamento do uso do solo e da aplicação de práticas conservacionistas. A análise da qualidade do recurso hídrico pode detectar ou não a influência dos diferentes usos do solo.

Os corpos de água têm capacidade de assimilar poluentes e autodepurar-se, mas essa capacidade é limitada. O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução 357/2005, estabelece uma classificação para os corpos de água e oferece diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como descreve as condições e padrões de lançamento de efluentes, além de outras providências relacionadas ao assunto (BRASIL, 2005).

Nesse contexto, os objetivos deste capítulo foram avaliar os parâmetros físicos químicos e biológicos de qualidade de água dos corpos hídricos da Microbacia Hidrográfica do Córrego da Olaria, quanto à classificação do Índice da Qualidade da Água - IQA e seu respectivo enquadramento de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005.

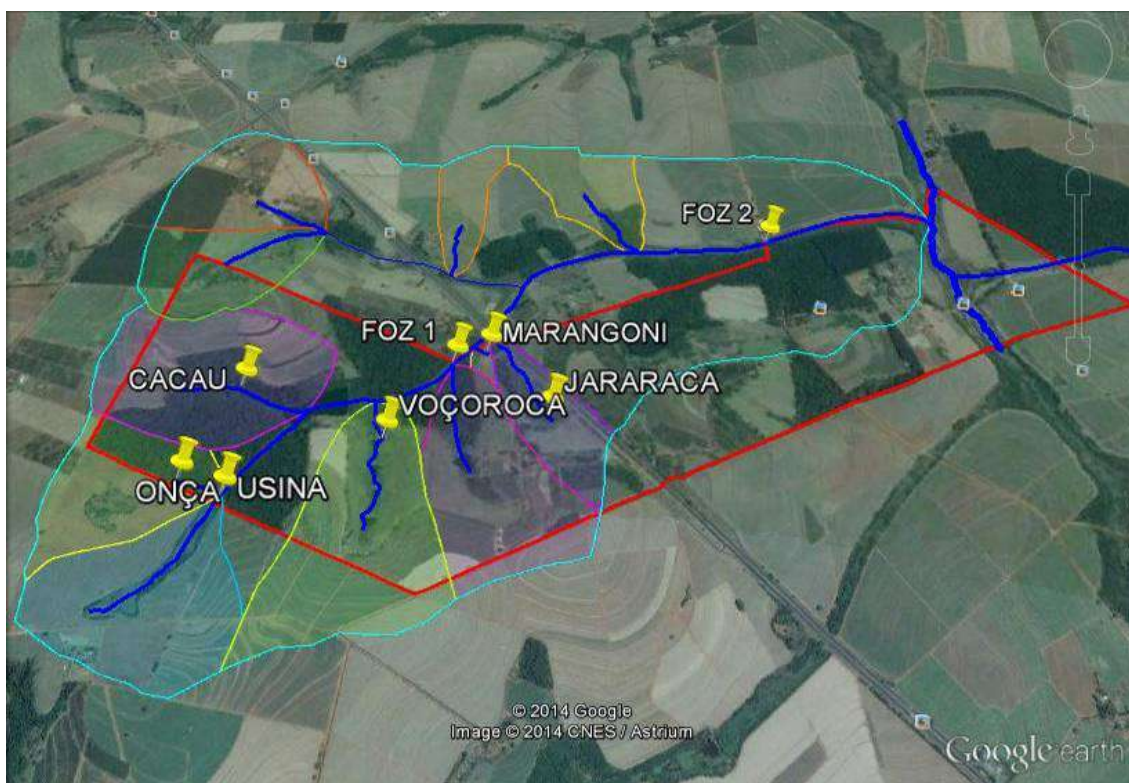
## **2 METODOLOGIA**

### **2.1 Caracterização da área de estudo**

#### **2.1.1 Localização geográfica**

O local para realização do presente trabalho é a Microbacia Hidrográfica do Córrego da Olaria, localizada no município de Pindorama - SP; região noroeste do Estado de São Paulo. Apresenta as coordenadas geográficas: entre as latitudes 21°05'47,80" S e 21°19'35,93" S; e longitudes 49°03'02,88" W e 48°42'52,27" W, com uma área de 9,17 Km<sup>2</sup>, entre as coordenadas UTM, zona 22K, e faz parte da sub-bacia hidrográfica do rio São Domingos, pertencente a Bacia Hidrográfica dos rios Turvo e Grande (Figura 1). A microbacia situa-se no Polo Regional Centro Norte – APTA, Unidade de Pesquisa vinculada à Secretaria de Agricultura do Governo do Estado São Paulo (SAA), com uma área de 532,8 ha e aproximadamente 120 ha de mata nativa, a qual foi transformada em Reserva Biológica em 1986.

Figura 1: Microbacia do Córrego da Olaria.



Fonte: GOOGLE EARTH, 2014.

### 2.1.2 Clima

Segundo a classificação climática de Köppen, o clima enquadra-se em Aw, definido como clima mesotérmico de inverno seco, onde a temperatura média do mês mais frio é abaixo de 18°C e do mês mais quente, acima de 22°C.

### 2.1.3 Aspectos geológicos e pedológicos

Geologicamente, a Microbacia do Córrego da Olaria encontra-se na Bacia do Paraná, unidade geotectônica estabelecida sobre a Plataforma Sul Americana a partir do Devoniano Inferior. Estratigraficamente, a área pertence ao Grupo Bauru e Grupo São Bento. O relevo é ondulado nas partes de altitudes maiores, passando a suave-ondulado nas altitudes menores. A maior parte dos declives está compreendida entre 2% e 10%, havendo pequenas áreas quase planas de 0% a 2% de declive, nos topos das elevações e nas várzeas, e algumas com declives entre 10% e 20% próximas aos cursos d'água.

### 2.1.4. Monitoramento da qualidade do recurso hídrico nas nascentes e foz da microbacia do Córrego da Olaria

A tabela 1 relaciona as características das nascentes com as nomenclaturas que foram adotadas em cada uma delas.

**Tabela 1: Características dos pontos de coleta de água nas microbacias do Córrego da Olaria**

| Nascentes  | Pontos | Uso e Ocupação do Solo  |
|------------|--------|---|
| Nascente 1 | P1     | Nascente em área de pastagem (reflorestamento em APP) - <b>Marangoni</b>  |
| Nascente 2 | P2     | Nascente em área de mata parcialmente em regeneração e reflorestada – <b>Jararaca</b>   |
| Nascente 3 | P3     | Córrego da Olaria, com intensa ocorrência de plantas aquáticas - <b>Foz 1</b>   |
| Nascente 4 | P4     | Nascente localizada em mata nativa com marcante presença de serapilheira <b>Cacau</b>   |
| Nascente 5 | P5     | Nascente em área de antiga voçoroca recuperada por prática de conservação de solo (açudes artificiais), com implantação de mata ciliar e uso de Sistema Agroflorestal (SAF), e apresenta áreas agricultáveis no entorno - <b>Voçoroca</b> |
| Nascente 6 | P6     | Nascente em área de mata nativa – <b>Onça</b>   |
| Nascente 7 | P7     | Nascente em área agrícola (cultivo de cana-de-açúcar) - <b>Usina</b>  |
| Nascente 8 | P8     | Córrego da Olaria, com intensa ocorrência de vegetação na margem - <b>Foz 2</b>   |

Fonte: RELATÓRIO FAPESP, 2013

Para avaliar a qualidade do recurso hídrico, as amostras de água foram coletadas nestas seis nascentes e foz no período de 01 de outubro de 2013 a 30 de setembro de 2014.

Para determinação das propriedades químicas e bacteriológicas: dureza total, amônio, nitrato, nitrogênio, fósforo, coliformes totais e fecais, foram coletadas amostras de água mensalmente, utilizando um recipiente “limpo”, com capacidade volumétrica de até 1/2 litro. Foi utilizada a metodologia da água superficial citada em (MAZZER, 2008) e analisadas no laboratório de múltiplo uso. Foi também avaliado trimestralmente a classificação do Índice da Qualidade da Água - IQA – CETESB, que incorpora nove variáveis, (pH, temperatura, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), turbidez, sólidos totais dissolvidos, nitrogênio total, fósforo e coliformes fecais). Os parâmetros pH e oxigênio dissolvido foram analisados “*in loco*” com sonda de multiparâmetros nos dias da coleta.

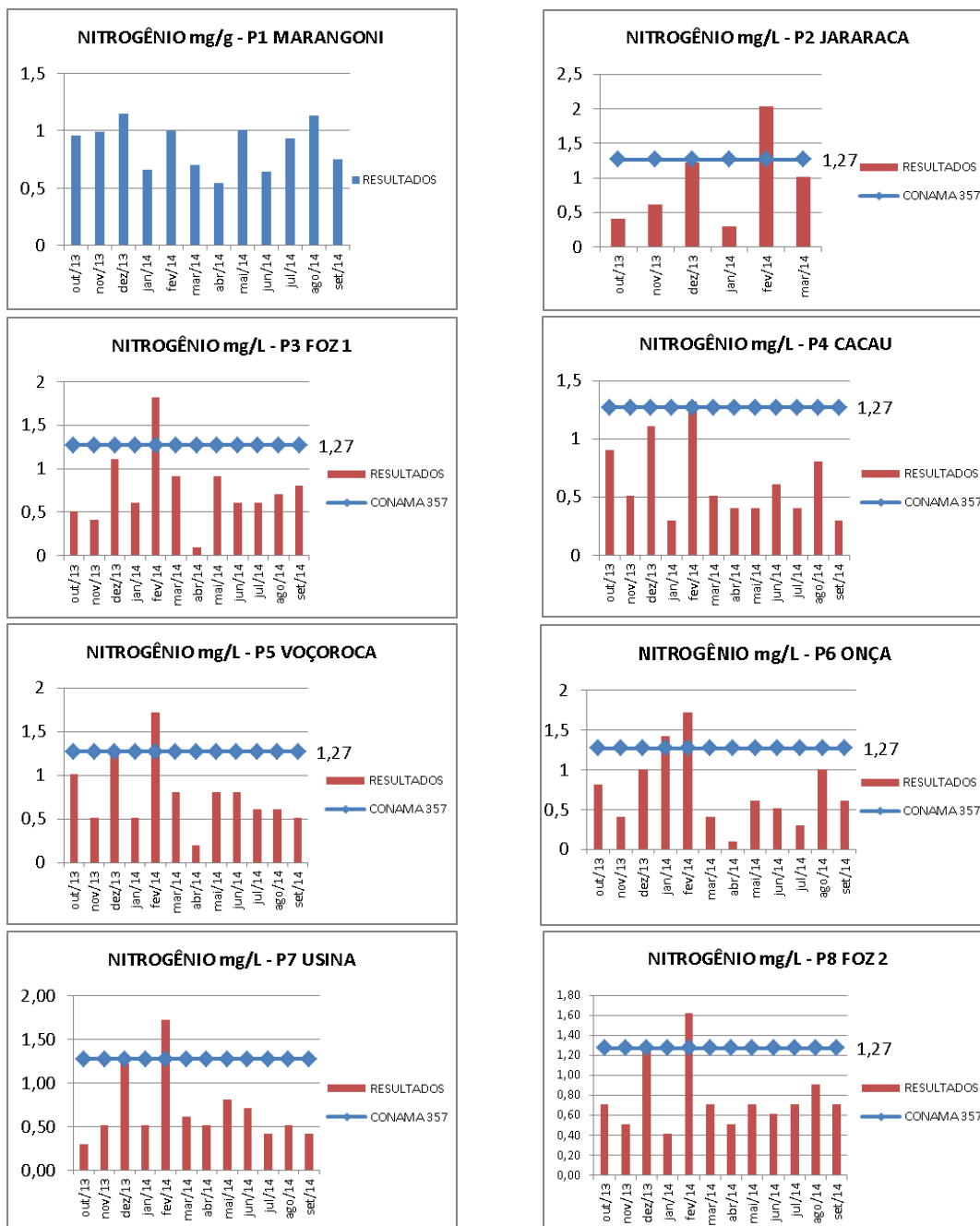
## 3 RESULTADOS

### 3.1 Análises laboratoriais do parâmetro nitrogênio

O nitrogênio pode ser encontrado no meio aquático nas seguintes formas: nitrogênio molecular e nitrogênio orgânico. O nitrogênio total apresentou valores acima do estabelecido pelo CONAMA 357 em todos os pontos de coletas (Figura 2), possivelmente ao acúmulo de nutrientes derivados da mata. Este resultado condiz com Aun (2007), o qual confirma que a quantificação do nitrogênio orgânico, é constituído principalmente por ureia, aminoácidos e outras substâncias orgânicas com o grupo amino. É importante ressaltar que no ponto 1 – Marangoni, houve apenas coletas de sedimentos em todo o período devido a ausência de água

na nascente, e que não há limite de detecção de qualidade no solo para os parâmetros apresentados.

Figura 2: Resultados do parâmetro Nitrogênio em todos os pontos de coleta da Microbacia



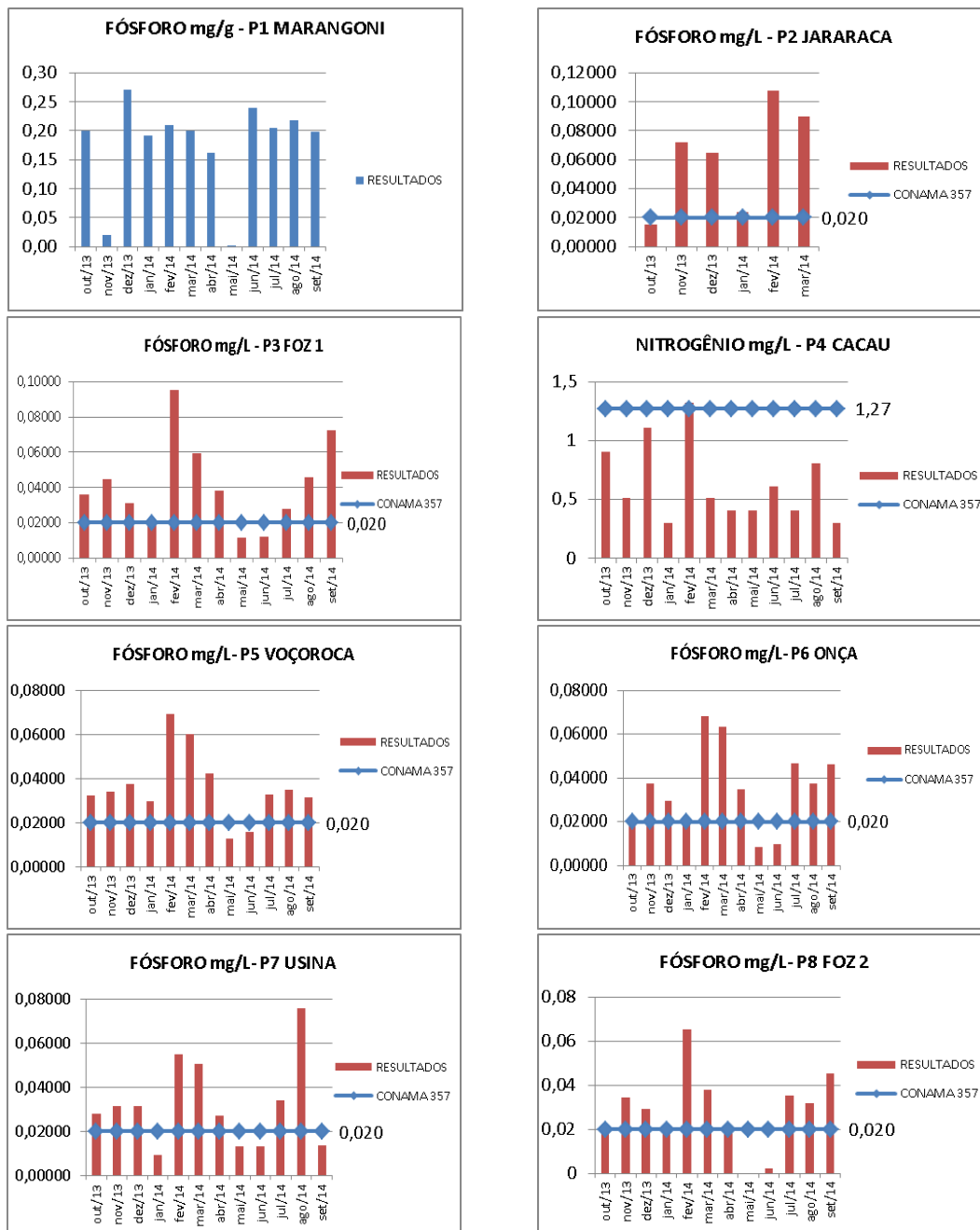
Fonte: RELATÓRIO FAPESP, 2013

### 3.1.2 Análises laboratoriais do parâmetro fósforo

O elemento fósforo na natureza é proveniente da dissolução dos solos e decomposição de matéria orgânica, já a sua ocorrência antrópica pode advir do uso de fertilizantes, despejos domésticos e industriais (SPERLING, 2005). O parâmetro fósforo apresentou valor acima do

permitido pelo CONAMA 357 em todos os pontos de coletas, sendo com maior valor nos pontos 2 - foz e ponto 5 - voçoroca, nos meses de outubro e fevereiro coincidindo com época de chuva, (figura 3). Considerando que a microbacia é de iminência rural e possui muitas áreas agrícolas, este fato confirma que as atividades antrópicas têm aumentado a concentração do fósforo (WITHERS & JARVIE, 2008).

Figura 3: Resultados do parâmetro Fósforo em todos os pontos de coleta da Microbacia



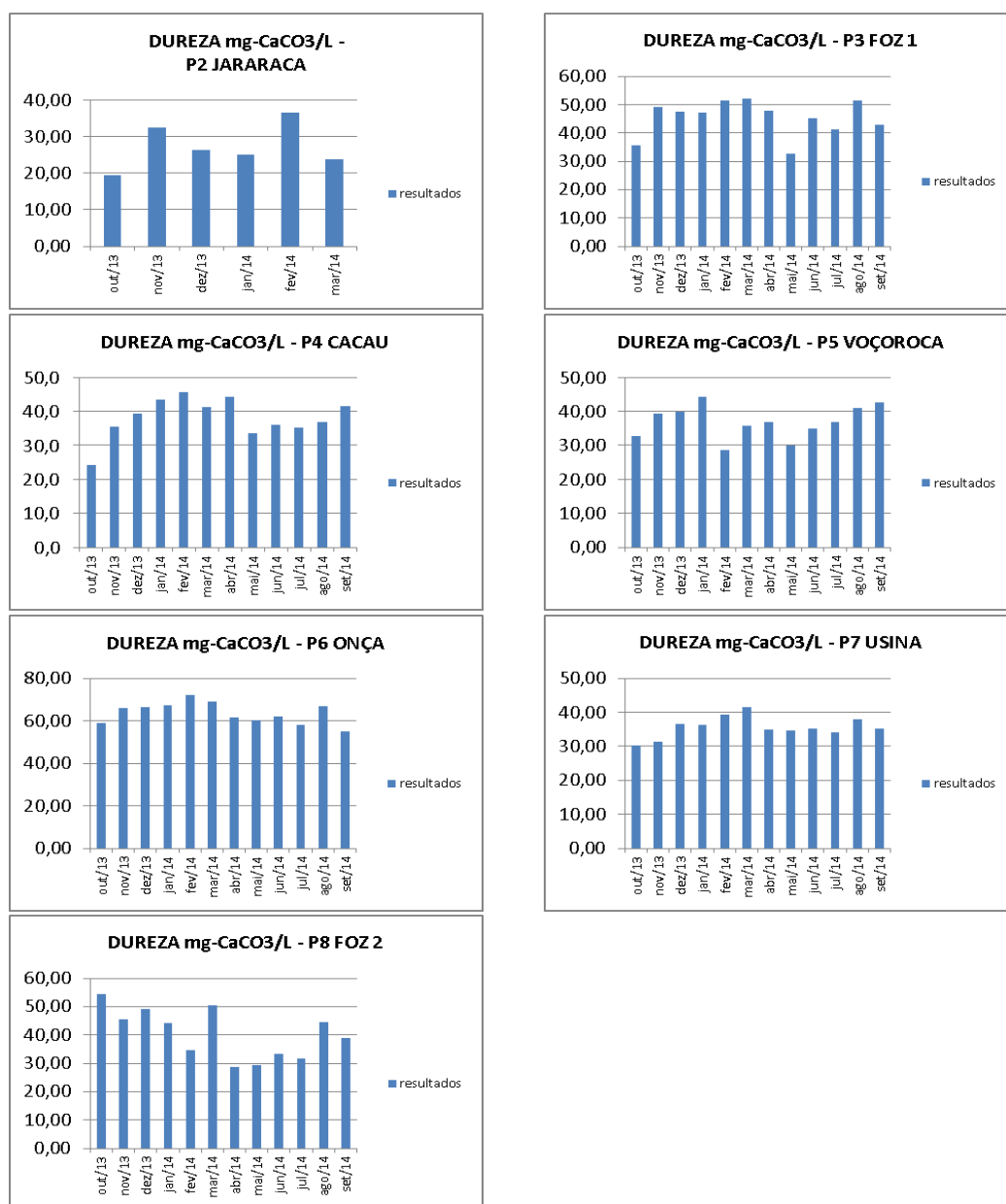
Fonte: RELATÓRIO FAPESP, 2013



### 3.1.3 Análises laboratoriais do parâmetro dureza

O maior valor encontrado foi no ponto 6 - Onça, com 60 mg/L (Figura 4). Isso ocorreu devido à geologia do local, os processos erosivos incidentes e a própria decomposição da serapilheira. De acordo com Moura et al. (2011), as áreas de pastagem e de constante revolvimento do solo e matas contribuem de forma significativa para o aumento da dureza total nos corpos hídricos

Figura 4: Resultados do parâmetro Dureza em todos os pontos de coleta da Microbacia

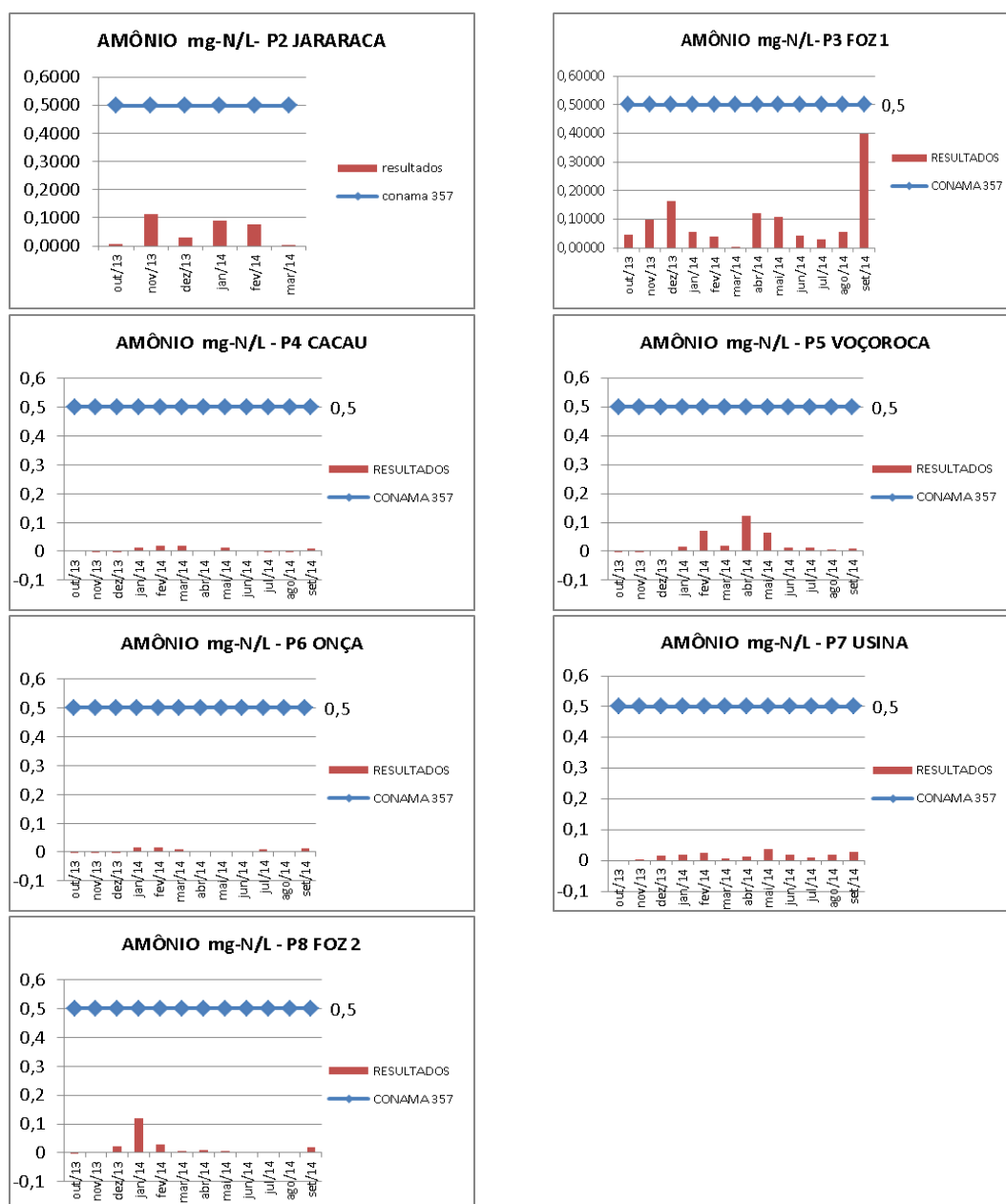


Fonte: RELATÓRIO FAPESP, 2013

### 3.1.4 Análises laboratoriais do parâmetro amônio

O amônio pode estar presente naturalmente em águas superficiais ou subterrâneas. O parâmetro foi encontrado em todos os pontos de coleta, com maiores valores no ponto 3 - foz 1 (Figura 5). A microbacia contém 120 ha de mata nativa e possui uma fauna diversificada. O amônio externo relaciona-se com a urina e fezes dos animais, que se aproximam dos corpos de água, e resultam na identificação deste parâmetro.

Figura 5: Resultados do parâmetro Amônio em todos os pontos de coleta da Microbacia

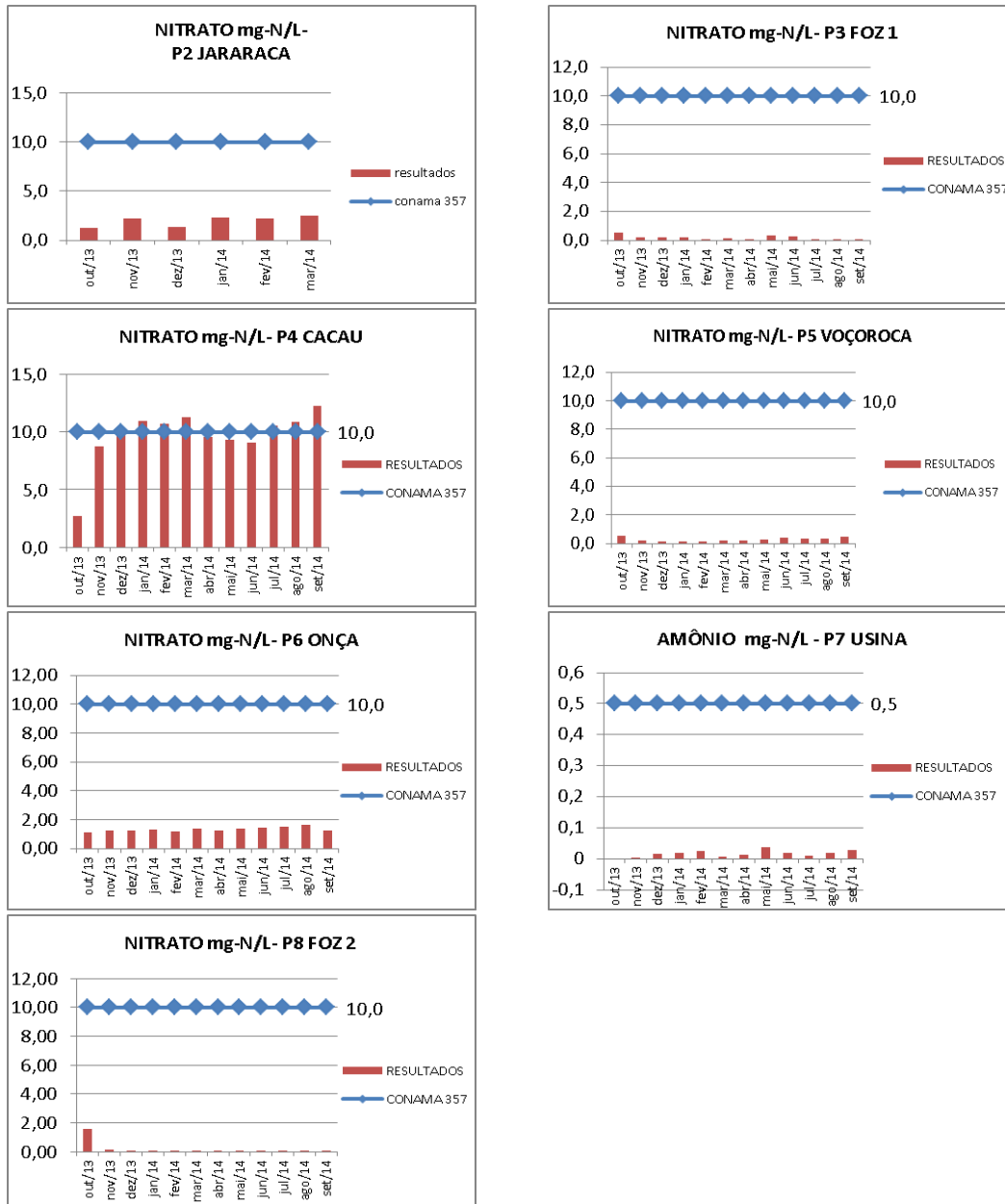


Fonte: RELATÓRIO FAPESP, 2013

### 3.1.5 Análises laboratoriais do parâmetro nitrato

O parâmetro nitrato apresentou valor acima do permitido no ponto 4 - cacau (Figura 6). Em todo o entorno dessa nascente há práticas agrícolas com cana-de-açúcar, amendoim e milho, que podem gerar resíduos que alcancem os corpos d'água. De acordo com Brito et al. (2005), a concentração de nitrato foi elevada em regiões em que o uso intensivo de fertilizantes e defensivos são em áreas agrícolas.

Figura 6: Resultados do parâmetro Nitrato em todos os pontos de coleta da Microbacia

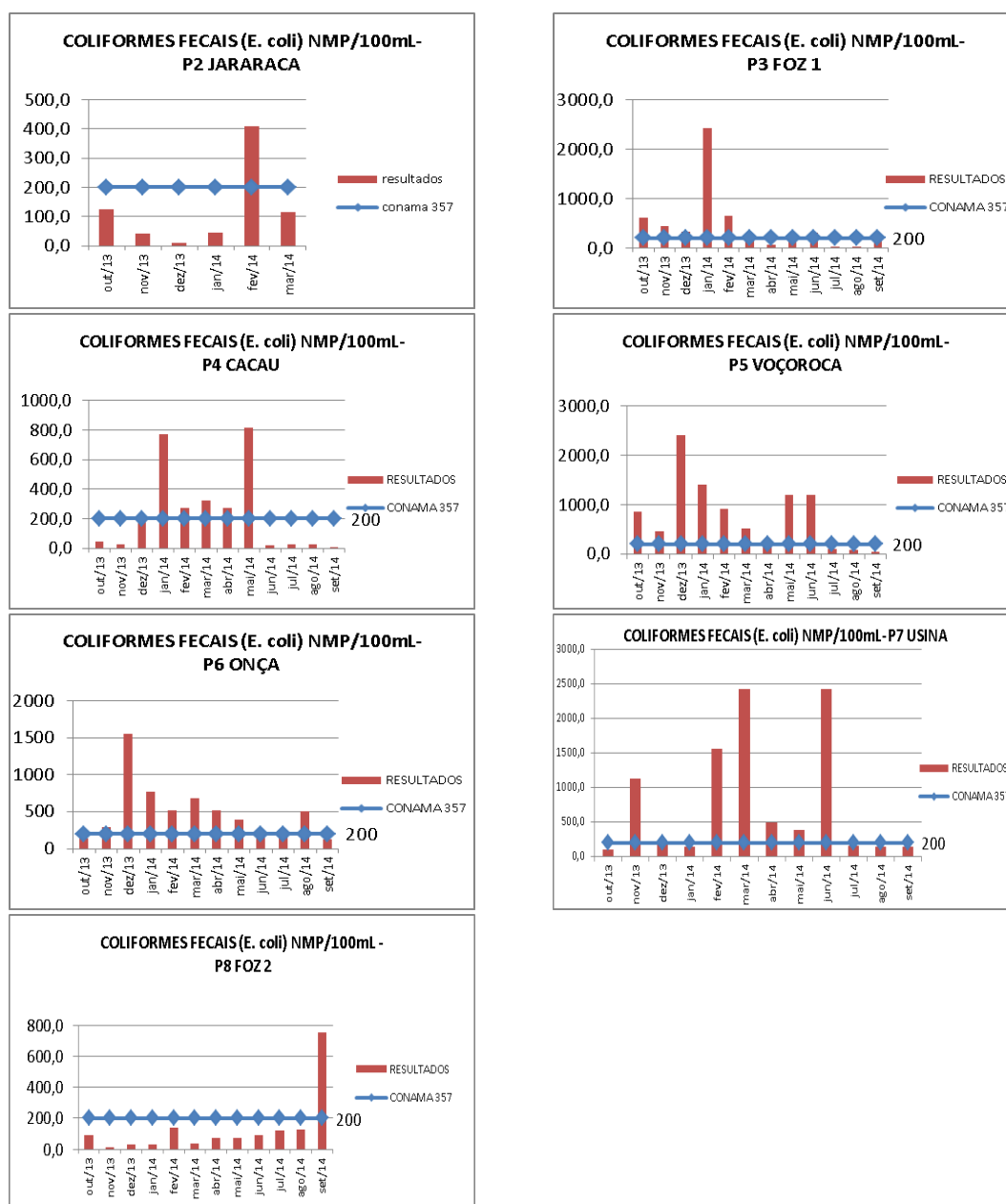


Fonte: RELATÓRIO FAPESP, 2013

### 3.1.6 Análises laboratoriais do parâmetro coliformes fecais

A contaminação fecal do parâmetro coliforme fecal foi identificada em todos os pontos de coleta (Figura 7). Este se origina de fezes de animais de sangue quente da fauna local que entram em contato com a água. Segundo Tortora et al. (2005), a presença da bactéria *Escherichia coli* na água e alimentos é um indicativo de contaminação fecal, ou seja, por dejetos humanos ou animais de sangue quente.

Figura 7: Resultados do parâmetro Coliformes Fecais em todos os pontos de coleta da Microbacia



Fonte: RELATÓRIO FAPESP, 2013

### 3.1.7 Classificação do Índice de Qualidade das Águas - IQA

A partir de um estudo realizado em 1970 pela “National Sanitation Foundation” dos Estados Unidos, a CETESB adaptou e desenvolveu o IQA – Índice de Qualidade das Águas que incorpora nove variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas, as quais são: Coliformes Fecais, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Temperatura, Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos e Oxigênio Dissolvido.

Considerando os resultados dos cálculos do IQA realizado em fevereiro de 2014 e julho de 2014, os pontos de coleta caracterizaram-se por boa qualidade da água. A análise dos resultados permitiu concluir que a qualidade da água da microbacia enquadra-se na classe 2 segundo CONAMA 357/2005, adequada para uso agrícola e biota aquática, conforme Tabela 2.

**Tabela 2: Valores médios dos parâmetros físico-químico-biológicos, quanto à classificação do Índice da Qualidade da Água (IQA) referente aos limites conforme o CONAMA n. 357/2005 para as classes 2, 3 e 4**

| <b>Fevereiro 2014</b> | <b>Ponto 02<br/>Jararaca</b> | <b>Ponto 03<br/>Foz 1</b> | <b>Ponto 04<br/>Cacau</b> | <b>Ponto 05<br/>Voçoroca</b> | <b>Ponto 06<br/>Onça</b> | <b>Ponto 07<br/>Usina</b> | <b>Ponto 08<br/>Foz 2</b> |
|-----------------------|------------------------------|---------------------------|---------------------------|------------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Resultado do IQA      | -                            | 56                        | 75                        | 70                           | 74                       | 71                        | 57                        |
| Qualidade da água     | -                            | Boa                       | Boa                       | Boa                          | Boa                      | Boa                       | Boa                       |
| <b>Julho 2014</b>     | <b>Ponto 02<br/>Jararaca</b> | <b>Ponto 03<br/>Foz 1</b> | <b>Ponto 04<br/>Cacau</b> | <b>Ponto 05<br/>Voçoroca</b> | <b>Ponto 06<br/>Onça</b> | <b>Ponto 07<br/>Usina</b> | <b>Ponto 08<br/>Foz 2</b> |
| Resultado do IQA      | -                            | 80                        | 69                        | 74                           | 75                       | 73                        | 61                        |
| Qualidade da água     | -                            | Ótima                     | Boa                       | Boa                          | Boa                      | Boa                       | Boa                       |

Fonte: RELATÓRIO FAPESP, 2013

## 4 CONCLUSÕES

Os valores obtidos no monitoramento da microbacia diferiram em cada ponto de acordo com os usos do solo. A qualidade das águas da Microbacia Córrego da Olaria caracteriza-se por boa qualidade da água segundo a classificação do Índice da Qualidade da Água – IQA.

A qualidade das águas do Córrego da Olaria alcança a classe 2 segundo a resolução CONAMA 357/2005.

## 5 AGRADECIMENTOS

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro e institucional.

## REFERÊNCIAS

- ANA - **Estudo de Consolidação dos Procedimentos Metodológicos na Elaboração do Relatório de Conjuntura de Recursos Hídricos / Relatório final - RF / Estruturação da Base de Dados. Agência Nacional das Águas.** Estudos realizados pela empresa TC/BR Tecnologia e Consultoria Brasileira S/A - Brasília, ANA, SPR, 2005 118 p.
- ALABURDA, J., NISHIHARA, L. **Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços.** Revista Saúde Pública. 1998, vol.32, n.2, p. 160-165.
- AUN, M. V. **Estudo da remoção de nitrogênio via nitrito e via nitrato em sistemas de lodo ativado alimentados por despejo com alta concentração de fenol.** Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo-USP, São Paulo, 2007. 22 p.
- BELITZ, K; et al. **California Groundwater Quality Monitoring: Framework for a Comprehensive, Statewide Program. Denver Annual Meeting. Geological Society of America.** Abstracts with programns, 2004. v. 36, n. 5.
- BRASIL. **Caderno de recursos hídricos.** Agência Nacional das Águas – ANA. Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos: Brasília, 2005.
- BRITO, L. T. de; SRINIVASSAN, V. S.; Silva, A. de S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. de O.; Hermes, L. C. **Influência das atividades antrópicas na qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Salitre.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 2005. v.9, p.596-602.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005). **Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005.** Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 08 de maio de 2015.
- DONADIO N. M. M., GALBIATTI J. A., PAULA R. C. **Qualidade da Água de nascentes com diferentes usos do solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil.** Engenharia Agrícola, Jaboticabal, 2005. v.25, n.1, p.115-125.
- LEONARDO, H.C.L. **Indicadores de qualidade de solo e água para avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do rio Passo CUE, região oeste do Estado do Paraná.** Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003. 121p.
- LOPES, M. C. **Ações de Educação Ambiental e Monitoramento da Água no Córrego da Olaria, Apta-Pindorama, SP.** Dissertação de Mestrado, Curso de Agronomia, Programa de Pós- Graduação em Ciência do Solo, Universidade Paulista de São Paulo, UNESP – Jaboticabal-SP, 2011. 64 p.
- MAGALHÃES Jr., A. P. **A situação do monitoramento das águas no Brasil – Instituições e Iniciativas monitoramento das águas no Brasil.** RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre/RS: ABRH, 2000. Vol.5, nº 3, p. 113-115.
- MAZZER, F. R. **Caracterização Hídrica em Função das Condições de Uso e Manejo do Solo na Microbacia do Córrego da Fazenda da Glória, Taquaritinga, SP.** Dissertação de Mestrado, Curso de Agronomia, Programa de Pós- Graduação em Ciência do Solo, Universidade Paulista de São Paulo, UNESP – Jaboticabal-SP, 2008. 101p.

70 - Juliana Heloisa Pinê Américo-Pinheiro, Maria Helena Pereira Mirante e Sandra Medina Benini (Orgs.)

Moura, R. da S.; Hernandez, F. B. T.; Leite, M. A.; Franco, R. A. M.; Feitosa, D. G.; Machado, L. F. **Qualidade da água para fins de irrigação na Microbacia do Córrego do Cinturão Verde, município de Ilha Solteira**. Revista Brasileira de Agricultura Irrigada, 2011. v.5, p.68-74.

REIS, J. S. A. **Modelagem Matemática da Qualidade de Água para o Alto Rio das Velhas/MG**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, 2009. 169 p.

RELATÓRIO TÉCNICO CIENTÍFICO DO PROJETO FAPESP 2013/11932-1. **Monitoramento dos Recursos Hídricos para Avaliação das Alterações Associadas ao Uso e Manejo do Solo da Microbacia Hidrográfica do Córrego da Olaria**. APTA - Polo Regional Centro Norte – Pindorama – SP, 2014.

SILVEIRA, A. L. L. **Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica**. In: TUCCI, C. E. M. (Org) Hidrologia: Ciência e aplicação. São Paulo: EDUSP, 2001. p 35.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3° ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452 p.

TORTORA, G. J. et al. **Microbiologia**. 8. ed. Porto Alegre, Brasil: Artmed, 2005. 920p.

WITHERS, P. J A; JARVIE, H. P. **Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review**. *Science Of The Total Environment*. 2008 p.379 - 395.

## Capítulo 5

### MONITORAMENTO DE VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DA ÁGUA DO CÓRREGO DA ONÇA, TRÊS LAGOAS – MS

*Juliana Heloisa Pinê Américo-Pinheiro*<sup>14</sup>

*Letícia de Oliveira Manoel*<sup>15</sup>

*Nádia Hortense Torres*<sup>16</sup>

#### 1 INTRODUÇÃO

Embora dependam da água para sobrevivência e para o desenvolvimento econômico, as sociedades humanas poluem e degradam este recurso. A diversificação dos usos múltiplos, o despejo de resíduos líquidos e sólidos nos ambientes aquáticos relacionados ao crescimento populacional e ao grau de urbanização tem provocado contínua e sistemática degradação e perdas elevadas em quantidade e qualidade da água (TUNDISI, 2003).

A preocupação com a degradação dos recursos hídricos e as perspectivas de escassez faz com que seja necessária uma interpretação eficaz da qualidade das águas. Portanto, torna-se necessária a utilização de poucos e significativos parâmetros que permitam avaliar e monitorar, de forma objetiva e adequada, a qualidade dos recursos hídricos (DONADIO et al., 2005).

Vários processos podem influenciar a qualidade da água de um manancial, ou seja, qualquer alteração na bacia hidrográfica pode ocasionar alterações significativas nas características físicas, químicas e biológicas da água. Essas características são indicadores da saúde do ecossistema aquático, que podem ser utilizadas para o controle e o monitoramento das atividades desenvolvidas em uma bacia hidrográfica (MARGALEF, 1994).

O Córrego da Onça é um exemplo de corpo hídrico que está sujeito à intensa degradação da qualidade de sua água. Este córrego atravessa o município de Três Lagoas – MS e ao longo do seu percurso sofre interferências da urbanização e da pastagem, além de receber o efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do município.

Assim, o objetivo desse capítulo foi monitorar durante doze meses as variáveis físico-químicas de temperatura, pH e concentração de oxigênio dissolvido na água do Córrego da Onça, município de Três Lagoas, Estado do Mato Grosso do Sul, afim de avaliar por meio dessas variáveis a qualidade da água desse corpo hídrico.

---

<sup>14</sup> Doutora em Aquicultura com ênfase em Biologia Aquática pelo Centro de Aquicultura da UNESP, Jaboticabal - SP. E-mail: americo.ju@gmail.com

<sup>15</sup> Mestre em Engenharia Civil – Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS/UNESP). E-mail: leticia.is@gmail.com

<sup>16</sup> Pós-doutoranda, Universidade Tiradentes (Unit), Aracajú – SE. E-mail: nadihortense@gmail.com



## 2 MATERIAL E MÉTODOS

O município de Três Lagoas está localizado na porção leste do Estado do Mato Grosso do Sul, com vegetação característica de cerrado e mata atlântica. Possui uma população de 89.493 habitantes e uma área de unidade territorial de 10.206,37 km<sup>2</sup> (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA- IBGE, 2009).

O Córrego da Onça, localizado nesse município, esta sujeito há anos à intensa degradação da qualidade de sua água em função do despejo inadequado de esgoto sanitário, além do aporte de substâncias provindas do sistema de drenagem urbano somado a degradação física, tanto do solo quanto de sua vegetação original, devido ao aproveitamento da área da bacia para atividades urbanas e pastoris de forma desordenada.

Considerando a problemática desse ambiente, realizou-se um plano de monitoramento nesse corpo hídrico que obteve dados de doze meses consecutivos, no período de outubro de 2008 a setembro de 2009, a fim de se avaliar a sua degradação. Seis pontos devidamente georreferenciados foram amostrados, estes denominados: (P1) Lagoa do Meio; (P2) Lagoa Maior; (P3) Final da Canalização; (P4) Jusante da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE); (P5) Novas Nascentes e (P6) Foz. A Figura 1 apresenta a localização dos pontos de coleta da Bacia Hidrográfica do Córrego da Onça, Três Lagoas – MS com uma área de 125 km<sup>2</sup> (MOREIRA, 2006).

Figura 1: Localização dos pontos de amostragem na Bacia Hidrográfica do Córrego da Onça, Três Lagoas – MS



Fonte: MOREIRA, 2006.

As quantificações da concentração de oxigênio dissolvido e determinação da temperatura dos pontos de amostragem foram realizadas *in situ* com auxílio de Oxímetro HI 9146-04 - Hanna Instruments, enquanto que o pH foi determinado em laboratório com auxílio de pHmetro de bancada Digipéd.

Os resultados obtidos foram comparados aos valores definidos na Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Córrego da Onça – MS não dispõe de uma classificação de suas águas. Assim, de acordo com a resolução CONAMA 357/05, em seu capítulo VI Artg. 42 “enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2”. Utilizou-se esta classificação com a finalidade de analisar as condições em que se encontra o córrego estudado.

As maiores temperaturas da água foram registradas no mês de dezembro e oscilaram entre 32 e 37°C. A menor temperatura deste mês foi encontrada no P6 enquanto que a maior ocorreu no P1 e P2 que se localizam em área urbanizada. Os menores valores de temperatura ocorreram no mês de junho e variaram de 22,3 a 25°C. A temperatura média da água em cada ponto de coleta durante os meses de monitoramento estão apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1: Temperaturas médias do período de Outubro de 2008 a Setembro de 2009, em °C, nos locais de coleta do Córrego da Onça – MS**

|                    | <i>Pontos Amostrais</i> |      |      |      |      |      |
|--------------------|-------------------------|------|------|------|------|------|
|                    | P1                      | P2   | P3   | P4   | P5   | P6   |
| <b>Temperatura</b> |                         |      |      |      |      |      |
| <b>Média</b>       | 29,7                    | 29,4 | 28,2 | 27,4 | 27,5 | 24,7 |

De acordo com a Resolução CONAMA 357/05 as águas doces de classe 2 devem possuir pH ente 6 e 9. O P5 teve 75% de suas amostras com pH menor que 6, neste local o parâmetro variou de 5 a 6,27 enquanto que no P3 e P6 todas as amostras se enquadraram no padrão estabelecido. No que diz respeito ao P4 (Jusante da ETE), nem todas as amostras se enquadraram na legislação apesar dos dados do efluente da ETE em relação a este parâmetro estarem conforme o padrão permitido pelo CONAMA 357/05.

Considerando-se a variação do pH nos pontos amostrais durante os meses de monitoramento, e os dados de precipitação obtidos, observa-se que os valores de pH encontrados no córrego apresentaram seus níveis abaixo da neutralidade, sendo que estes coincidem com os meses de maior precipitação.

Assim, é provável que a entrada de matéria orgânica, associada ao carreamento via precipitação tenha contribuído com estes menores valores de pH; com exceção para o P3, no

qual registrou-se dois casos com valores acima da neutralidade. Os valores médios de pH nos pontos de coleta são demonstradas na Tabela 2.

**Tabela 2: Valores médios de pH do período de Outubro de 2008 a Setembro de 2009, nos locais de coleta do Córrego da Onça – MS**

|           | <i>Pontos Amostrais</i> |           |           |           |           |           |
|-----------|-------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
|           | <b>P1</b>               | <b>P2</b> | <b>P3</b> | <b>P4</b> | <b>P5</b> | <b>P6</b> |
| <b>pH</b> | 6,4                     | 6,4       | 6,8       | 6,2       | 5,5       | 6,2       |

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) variou expressivamente entre os pontos ao longo do Córrego da Onça – MS desde 0 mg L<sup>-1</sup> no ponto localizado na jusante da ETE (P4) até 12,2 mg L<sup>-1</sup> na Lagoa do Meio (P1).

Segundo CONAMA 357/05, a concentração de OD, em qualquer amostra, não pode ser inferior a 5 mg L<sup>-1</sup> em corpos d'água classificados como 2. Das doze amostras coletadas no P5, onze delas apresentaram uma concentração abaixo do padrão estabelecido. Este ponto localizado em afloramentos de água registrou valores menores possivelmente porque há grande quantidade de matéria orgânica de origem vegetal presente na água que durante sua decomposição pode estar consumindo o oxigênio dissolvido no meio.

No P4 apenas três das doze amostras apresentaram concentração de OD igual ou superior a 5 mg L<sup>-1</sup>. Este fato poderia estar relacionado a não eficiência da ETE na remoção de DBO, no entanto os dados fornecidos pela ETE de Três Lagoas – MS se enquadram no padrão de lançamento de efluente estabelecido pela legislação.

Assim, uma possível explicação tanto para a concentração de OD inferior a 5 mg L<sup>-1</sup> quanto para o pH não adequado é a vazão quase nula (principalmente nos meses de estiagem) do canal do córrego onde o efluente é lançado que não permite uma diluição adequada do mesmo.

As baixas concentrações de OD (menores que 5 mg L<sup>-1</sup>) também encontradas em P1, P2 e P3 podem ser resultado das possíveis ligações clandestinas de esgoto sanitário sem tratamento presente neste pontos. A concentração média de OD em cada ponto de amostragem é apresentada na Tabela 3.

**Tabela 3. Concentração média de OD, em mg L<sup>-1</sup>, do período de Outubro de 2008 a Setembro de 2009, nos locais de coleta do Córrego da Onça – MS**

|           | <i>Pontos Amostrais</i> |           |           |           |           |           |
|-----------|-------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
|           | <b>P1</b>               | <b>P2</b> | <b>P3</b> | <b>P4</b> | <b>P5</b> | <b>P6</b> |
| <b>OD</b> | 5,3                     | 5,6       | 5,3       | 3,4       | 1,7       | 4,0       |

Ressalta-se que durante o estudo houve um período (Janeiro/09) em que as concentrações de OD apresentaram-se menores (< 3,2 mg L<sup>-1</sup>) em relação ao padrão observado.

Esta situação pode estar associada, ao elevado índice pluviométrico mensal registrado, que possivelmente favoreceu o aporte de material orgânico promovendo o consumo de oxigênio no corpo hídrico.

#### 4 CONCLUSÃO

Por meio dos resultados obtidos pode-se concluir que o pH e o oxigênio dissolvido na água variaram ao longo do Córrego da Onça – MS. O ponto do corpo hídrico que recebe o efluente da ETE do município teve o pH e a concentração de oxigênio dissolvido alterados em relação aos demais. Na maioria dos meses, nesse ponto as variáveis avaliadas não se enquadraram no padrão estabelecido pelo CONAMA 357/05 indicando a influência da ETE na qualidade da água.

Baixas concentrações de oxigênio dissolvido (menores que 5 mg L<sup>-1</sup>) podem prejudicar a sobrevivência de algumas espécies aquáticas e alterar o equilíbrio e biodiversidade do ambiente.

#### REFERÊNCIAS

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução n°357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama>> Acesso: 15 maio. 2009.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, v.25, p.115-125, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA- IBGE. **Cidades@**: Tres Lagoas MS. [S.l.: sn.], 2009. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>>. Acesso: 19 dez. 2009.

MARGALEF, R. **The place of epicontinental waters in global ecology**. In: MARGALEF, R. *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Amsterdam: Elsevier Science, 1994. p.1-8.

MOREIRA, M. A. L. 2006. **As molduras vegetais do Córrego da Onça**: Tres Lagoas, Mato Grosso do Sul. 2006. 72f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia)- Departamento de Ciências Humanas, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul- UFMS, Tres Lagoas, 2006.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI**: enfrentando a escassez. 2.ed. São Carlos: RIMA, 2003, 248p.

### O USO DE PIRÂMIDES DE VEGETAÇÃO PARA A REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA MATA CILIAR DO CÓRREGO ÁGUA PEQUENA, REALEZA, PR.

*Karine Bueno Vargas*<sup>17</sup>

*Thalita Dal Santo*<sup>18</sup>

*Deise Tatiane Bueno Miola*<sup>19</sup>

#### 1 INTRODUÇÃO

Para o sucesso de qualquer plano de recuperação de áreas degradadas, manejo florestal e preservação de unidades de conservação, são necessárias avaliações preliminares da estrutura e funcionamento do ambiente. Barbosa et al., (1989) e Kageyama et al., (1992) ressaltam em suas pesquisas a importância que os estudos quali-quantitativos, aliados a estudos fitogeográficos, fitossociológicos e fenológicos, possuem na elaboração de modelos de regeneração ecológica.

Os estudos fitossociológicos são uma ótima opção para obtenção de dados relativos à composição, estrutura, funcionamento, dinâmica, histórico, distribuição e relações ambientais das comunidades vegetais, apoiados pela taxonomia vegetal, fitogeografia e ciências florestais. Segundo Martins (1989), os estudos fitossociológicos envolvem as interrelações de espécies vegetais dentro da comunidade vegetal no espaço e no tempo, relacionados à caracterização das etapas sucessionais em que as espécies estão presentes, seja na regeneração natural ou em atividades planejadas para uma área degradada, ainda apontam possibilidades de associações interespecíficas e de estudos em nível específico sobre agressividade, propagação vegetativa, ciclo de vida e dispersão.

No âmbito desses estudos, a construção de pirâmides é uma metodologia importante de avaliação da vegetação, pois representa de forma gráfica a estruturação vertical de uma formação vegetal e oferecem uma visão expressiva do tapete vegetal, sendo possível classificar as formações segundo o nível de recobrimento, fazendo intervir o número de estratos e a concorrência existente entre as espécies (PASSOS, 1998). O uso das pirâmides como método de análise permite também representar a concorrência existente nos diferentes estratos vegetacionais, os efeitos da ação do homem sobre a floresta e ainda o papel da topografia e

---

<sup>17</sup> Doutoranda em Geografia (Análise Ambiental e Regional). Universidade Estadual de Maringá. E-mail: karibvargas@yahoo.com.br

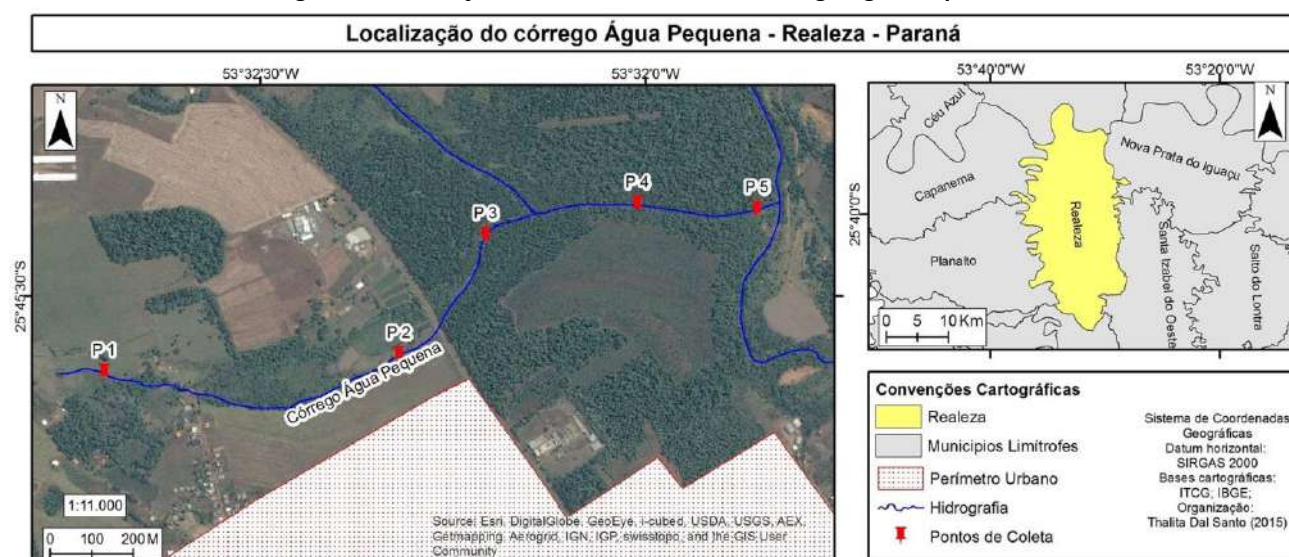
<sup>18</sup> Mestranda em Geografia (Análise Ambiental e Regional). Universidade Estadual de Maringá. E-mail: thalitaldal@gmail.com

<sup>19</sup> Doutoranda em Ecologia Conservação e Manejo de Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais. E-mail: deise@artemisambiental.com

condições pedológicas sobre ela, dando uma melhor ideia das relações entre vegetação e a erosão biológica. Este é um fator ecológico permanente que, associado a outros fenômenos, torna-se um elemento fundamental da repartição e da dinâmica do tapete vegetal, sendo um fator de mobilidade (PASSOS, 1998).

Nesse sentido, o presente capítulo objetivou avaliar por meio da construção de pirâmides de vegetação a Área de Preservação Permanente (APP) do córrego Água Pequena, no município de Realeza, sudoeste do estado do Paraná (Figura 1). Esse corpo d'água encontra-se inserido na zona urbana do município e sofre diferentes impactos antrópicos advindos das atividades realizadas em seu entorno. Sua área de preservação permanente encontra-se sob domínio da Mata Atlântica, sendo sua fisionomia principal a Floresta Ombrófila Mista, delimitada exclusivamente pela presença do Pinheiro do Paraná (*Araucária angustifolia*) (IBGE 2012).

Figura 1: Localização e Pontos de Coleta do Córrego Água Pequena.



Fonte: autoras (2015).

A escolha do córrego Água Pequena para a realização desse estudo deve-se ao fato de que sua situação ambiental é semelhante a da grande maioria dos corpos d'água da região. A partir do levantamento das características florísticas, fitossociológicas e biogeográficas de sua APP pretendeu-se avaliar a evolução e a dinâmica da vegetação do córrego, gerando dados que possam subsidiar ações de recuperação e conservação das matas ciliares da região. As matas ciliares ou florestas ripárias são as formações arbóreas localizadas na margem dos corpos de água que possuem importância relevante na manutenção do equilíbrio do ecossistema aquático (SOUZA, 1999). A destruição destes ambientes traz consequências irreparáveis, como a perda da biodiversidade local e regional; o aumento da erosão do solo e a perda de sua camada biológica; o assoreamento de rios, lagos e reservatórios (JOLY et al., 2000) e a diminuição da qualidade da água.

## 2 METODOLOGIA

Para a realização do estudo fitossociológico foram demarcados cinco pontos de coleta da mata ciliar (Figura 1) na APP do córrego Água Pequena, que possui uma extensão de aproximadamente 3 km. Em todos os pontos foram delimitadas parcelas circulares de 10 m de raio (314 m<sup>2</sup>), totalizando 1570 m<sup>2</sup> de área amostrada. Nessas parcelas foram preenchidas as fichas biogeográficas conforme o modelo proposto por Bertrand (1966), as quais auxiliaram para a aplicação da análise fitossociológica proposta por Braun-Blanquet (1979). A mesma avaliou o grau de cobertura do solo e a distribuição das espécies, utilizando os parâmetros de abundância, dominância e sociabilidade.

Para a avaliação do grau de cobertura do solo, ocupado por cada estrato ou andar de vegetação e seus hábitos, tais como: emergentes, arbóreo superior, arbóreo inferior, arbustivo, herbáceo e epifítico, utilizou-se novamente a metodologia de Braun-Blanquet (1979), adotando os seguintes parâmetros: 5 – de 75% a 100%; 4 - de 50% a 75%; 3 – de 25% a 50%; 2 - de 10% a 25% de cobertura. O valor 1 foi utilizado quando a planta é abundante, porém com valor de cobertura abaixo, não superando 10% e + para alguns raros exemplares.

Com relação à sociabilidade que indica o modo de agrupamento das plantas também adotou-se os critérios de Braun-Blanquet (1979), sendo: 5 para populações contínuas (manchas densas); 4 para o crescimento em pequenas colônias (manchas densas pouco extensas); 3 para espécies que crescem em grupos; 2 para agrupamentos vegetacional entre 2 ou 3 indivíduos; 1 para indivíduos isolados; + para planta rara ou isolada.

A partir da análise dos dados foram construídas manualmente 5 pirâmides de vegetação, uma para cada parcela, seguindo a metodologia de Passos (1998), que consiste em desenhar sobre um papel milímetro um segmento de reta horizontal de 10 cm de comprimento. Sobre esta base e no seu centro, ergue-se, perpendicularmente, o eixo da pirâmide. Dispõem-se os estratos de vegetação simetricamente em relação ao eixo, considerando sua ordem normal de superposição, de seu índice de recobrimento (abundância-dominância 1 = 1 cm, 2 = 2 cm, 5 = 5 cm). A espessura de cada estrato, representado na pirâmide, está determinada arbitrariamente, de modo a facilitar as interpretações biogeográficas: estrato 1 = 0,5 cm, estrato 2 e 3 = 1 cm, estrato 4 = 1,5 cm, estrato 5 = 2 cm. A construção da pirâmide é concluída com outras informações: Na base, colocam-se as informações relativas à serrapilheira (espessura, superfície coberta), pois esta joga um papel essencial no equilíbrio da formação. Abaixo desta, indica-se o tipo de solo (espessura, perfil simplificado) e a rocha mãe. Para se ter uma imagem precisa das condições estacionais (inclinação, insolação, escoamento...), oscila-se a pirâmide de um ângulo igual ao valor da inclinação da vertente sobre a qual se encontra a formação; enfim, as flechas indicam a dinâmica dos diferentes estratos.

Dentre os materiais utilizados para tal estudo, lançou-se mão do material cartográfico já existente e imagens de satélite, utilizados para localização, caracterização da área e confecção de mapas. Também foram realizadas visitas *in loco* para a coleta de dados.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O primeiro ponto amostrado está localizado a 100 m da nascente, nas coordenadas 53°32'42" W e 25° 45'36" S, possuindo uma altitude média de 490 m (Figura 2). A mata ciliar deste local é espaçada, e a nascente a montante encontra-se sem mata ciliar. Analisando a dinâmica dos estratos através da pirâmide de vegetação, foi verificado que o estrato herbáceo rasteiro está recoberto por gramíneas exóticas, apresentando uma dinâmica regressiva, sendo que os demais estratos apresentam-se em estágio de progressão, tendo como tendência o estabelecimento de novos indivíduos arbóreos advindos de remanescentes florestais próximos. A camada herbácea rasteira tenderá a sofrer regressão, pela falta de luminosidade, dessa forma o aumento da camada arbórea acarretará num aumento da serrapilheira e do húmus.

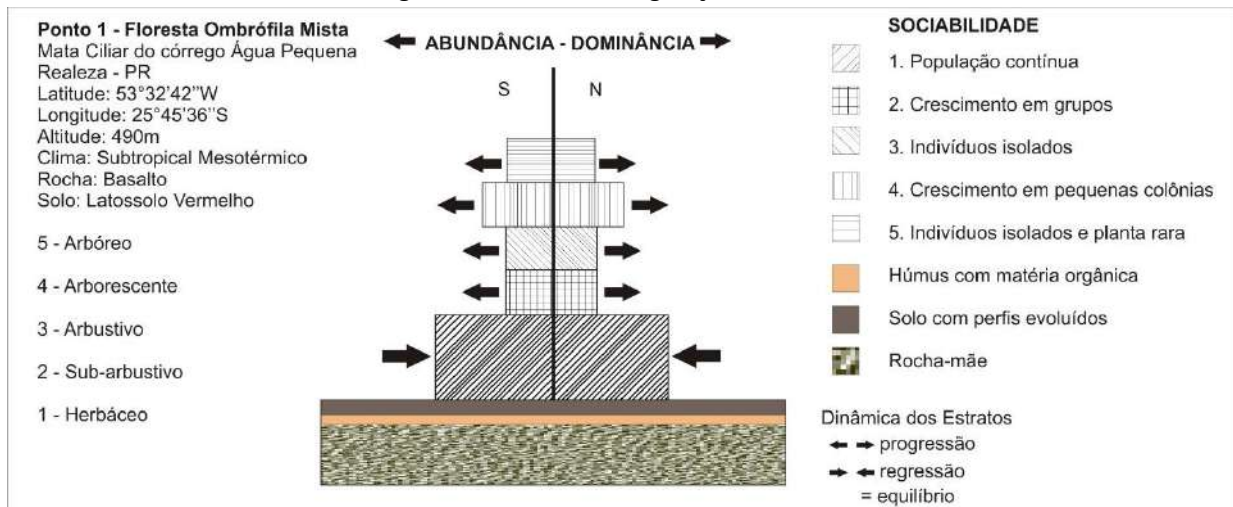
Em relação aos índices de abundância e dominância, que observa o grau de cobertura por plantas na paisagem, seguidas pela metodologia de Blanquet (1979), verificou-se que a serrapilheira e o húmus estão no nível 3, o que significa que o estrato recobre entre 25% e 50% do solo. Seguida pelo estrato herbáceo rasteiro que tem um recobrimento no nível 5 que equivale a 75% a 100% de cobertura, destacando-se as *brachiarias*. O estrato subarbustivo está no nível 2, tendo uma cobertura de 10% a 25%, sendo destaque a espécie *Senecio brasilienses*, popularmente conhecida como Maria-Mole. Vale ressaltar que esta planta está num alto índice de progressão, tanto nas áreas de pastagens, quanto na mata ciliar.

O estrato arbustivo também se encontra no nível 1, tendo um valor de cobertura baixo, não superando a 10%. No estrato arborescente ganha destaque a *Bambusa sp*, no entanto, o nível do estrato é 3, havendo um recobrimento de 25% e 50%. E por fim, o estrato arbóreo encontra-se no nível 2, cobrindo entre 10% a 25%. Destaca-se a espécie *Luehea divaricata*, popularmente conhecida como açoita-cavalo, sendo um indivíduo nativo, com uma média de 15 m de altura, e ele está recoberto por vários tipos de epífitas as quais não foram classificadas na tabela.

Para avaliar a sociabilidade, a metodologia de Braun (1979) indica o modo de agrupamento das plantas. Sendo verificado que o estrato herbáceo rasteiro possui uma população contínua de *branquiárias* estando no nível 5. O estrato subarbustivo está no nível 3, havendo crescimento em grupos, o arbustivo está no nível 1, apresentando plantas isoladas. O estrato arborescente está no nível 4 e apresenta crescimento em pequenas colônias. E por fim o arbóreo que também apresenta indivíduos isolados.



Figura 2: Pirâmide de Vegetação do Ponto 1



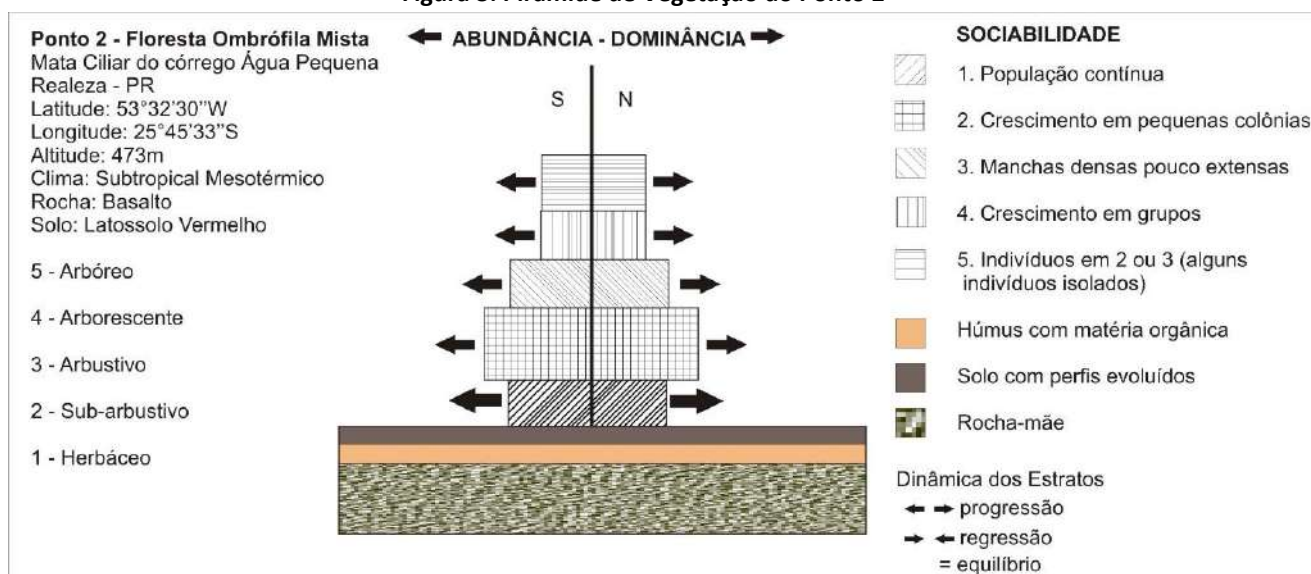
Fonte: Modificado de Vargas (2009).

O ponto 2 está localizado nas coordenadas 53° 32' 30" W e 25° 45' 35" S, possuindo uma altitude média de 470 m, estando próxima a PR 182 (Figura 3). Esta área encontra-se muito impactada, apresentando solos desnudos em alguns pontos, e está em estágio inicial de uma sucessão secundária, com alguns remanescentes antigos e todos os estratos em relação a sua dinâmica estão em estágio progressivo.

Em relação aos índices de abundância e dominância, a serrapilheira e o húmus estão cobrindo entre 10% e 25% do solo. O herbáceo rasteiro tem um grau de cobertura entre 25% e 50%. O estrato subarbustivo está no nível 4, com um grau de cobrimento entre 50% e 75%. O estrato arborescente está no nível 2, possuindo um grau de cobertura de 10% e 25%. E o estrato arbóreo está no mesmo nível, estando entre 10% e 25% de cobertura.

Analisando a sociabilidade, verificou-se que o estrato herbáceo rasteiro está no nível 5, possuindo uma população contínua, destacando-se o *Panicum maximum*. O estrato subarbustivo está no nível 4, havendo o crescimento das espécies em pequenas colônias como é o caso da *Impatiens walleriana* nas encostas do córrego. O estrato arbustivo também está no nível 4, possui manchas densas pouco extensas destacando-se uma espécie não identificada da família *Piperaceae*. O estrato arborescente está no nível 3, havendo crescimento das espécies em pequenos grupos.

Figura 3: Pirâmide de Vegetação do Ponto 2



Fonte: Modificado de Vargas (2010).

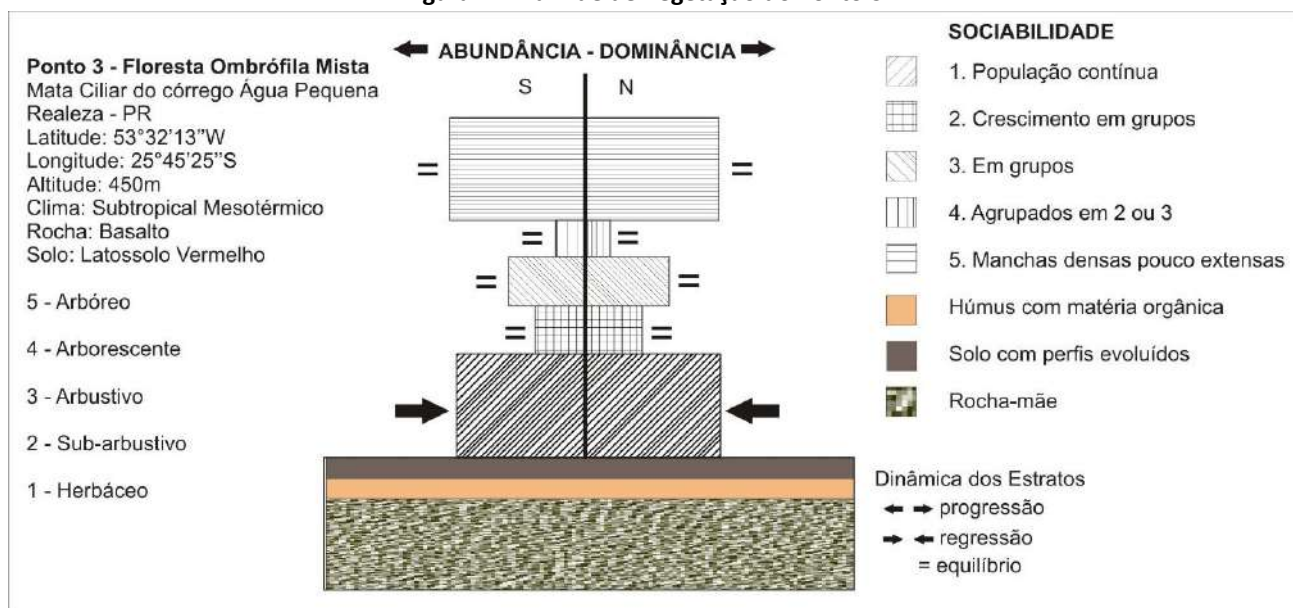
O ponto 3 está localizado nos conhecidos “Pinheirinhos da Cazaca”, do lado direito da rodovia PR 182, nas coordenadas 53° 32’13” W e 25° 45’ 25”, possuindo uma altitude média de 450m, mais especificadamente na média vertente do córrego Água Pequena (Figura 4). Mesmo sendo um dos pontos mais preservados, no entanto, ainda há evidência de impactos antrópicos. Sua vegetação secundária é bem desenvolvida, resultado de um plano de manejo na área na década de 70.

Em relação à dinâmica dos estratos pode-se observar que a serrapilheira encontra-se em equilíbrio, no entanto o herbáceo rasteiro está em regressão, devido à falta de luminosidade, pois é coberto por árvores maiores, o restante dos estratos estão em estágio de equilíbrio.

Em relação à abundância e dominância do ponto 3, pode-se verificar que a serrapilheira/húmus está em ótimo estado, cobrindo entre 75% e 100% do solo, já o estrato herbáceo rasteiro está no nível 5 também, no entanto ele tende a regredir, o subarbustivo, está no nível 2, cobrindo entre 10% a 25% da área. O estrato arbustivo está no nível 1, tendo a mesma *Piperaceae* como planta abundante, no entanto, não ultrapassa a 10% da cobertura da área. O estrato arborescente é o menor de todos, havendo alguns raros exemplares. O estrato arbóreo encontra-se no nível 5, com grau de cobertura de 75% a 100% destacando-se as Araucárias, as quais somente nesta parcela, foram contabilizadas 15 indivíduos adultos.

Na análise da sociabilidade do ponto 3, pode-se verificar que o estrato herbáceo rasteiro encontra-se no nível 5, havendo uma população contínua de *Panicum maximum* e *Polypodium Adiantum* sp. O estrato subarbustivo está no nível 3, havendo um crescimento das espécies em grupos como é o caso da *Tibouchinia* sp. O estrato arbustivo também está no nível 3 e o arborescente no 2, no qual as espécies estão agrupadas em 2 ou 3. E por fim, o estrato arbóreo apresenta-se com grande destaque, estando no nível 5, havendo uma população contínua de espécies como *Araucaria angustifolia*, *Ocotea* sp, *Eugenia* sp entre outras.

Figura 4: Pirâmide de Vegetação do Ponto 3



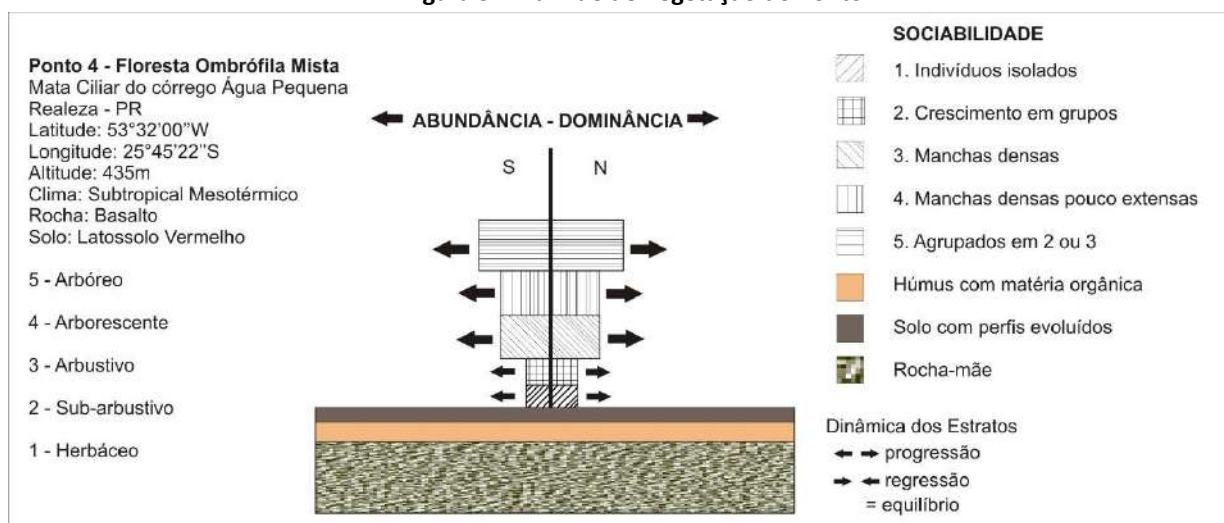
Fonte: Modificado de Vargas (2010).

O ponto 4 (Figura 5), está localizado a montante da foz do córrego, estando nas coordenadas 53° 32' 00" W e 25° 45' 22" S, possuindo uma altitude média de 435m. A mata ciliar encontra-se sobre um vale em V, ou seja, um vale esculpido pelo córrego, em fase ativa de erosão. Encontram-se pontos de desmatamento neste setor, e a serrapilheira persiste, mais não existe estrato arbóreo contínuo. Em relação à dinâmica dos estratos, verificou-se que a serrapilheira/húmus está em regressão, no entanto todos os outros estão em estado de progressão.

Avaliando o grau de abundância e dominância do ponto 4, verificou-se que a serrapilheira/húmus está no nível 5, cobrindo 75% e 100% do solo. O estrato herbáceo rasteiro e subarbustivo estão no nível 1, sendo abundante, porém com valor de cobertura baixo, não superando a 10%. Os estratos arbustivos e arborescentes estão no nível 2 cobrindo entre 10% a 25% da cobertura do solo. Já o estrato arbóreo encontra-se no nível 3, cobrindo entre 25% a 50% da área.

A partir da sociabilidade pode-se verificar que o estrato herbáceo rasteiro está no nível 1, apresentando indivíduos isolados como é o caso do *Panicum maximum*. O estrato subarbustivo está no nível 3, havendo crescimentos em grupos das espécie *Impatiens walleriana*, principalmente nas encostas do córrego, nas parte mais úmidas do terreno. O estrato arbustivo está no nível 5, havendo populações contínuas das espécies *Piper amalago* e *Polypodium*. O estrato arborescente está no nível 4, havendo crescimento em pequenas colônias, sendo manchas densas pouco extensas de *Eugenia sp*, *Mimosa sp* e *Bambusa sp*. Dessa forma o estrato arbóreo encontra-se no nível 2, havendo um agrupamento em 2 ou 3 indivíduos, tendo como destaque as espécies nativas *Anadenanthera colubrina*, *Cedrela fissilis* e *Citrus aurantium*.

Figura 5: Pirâmide de Vegetação do Ponto 4

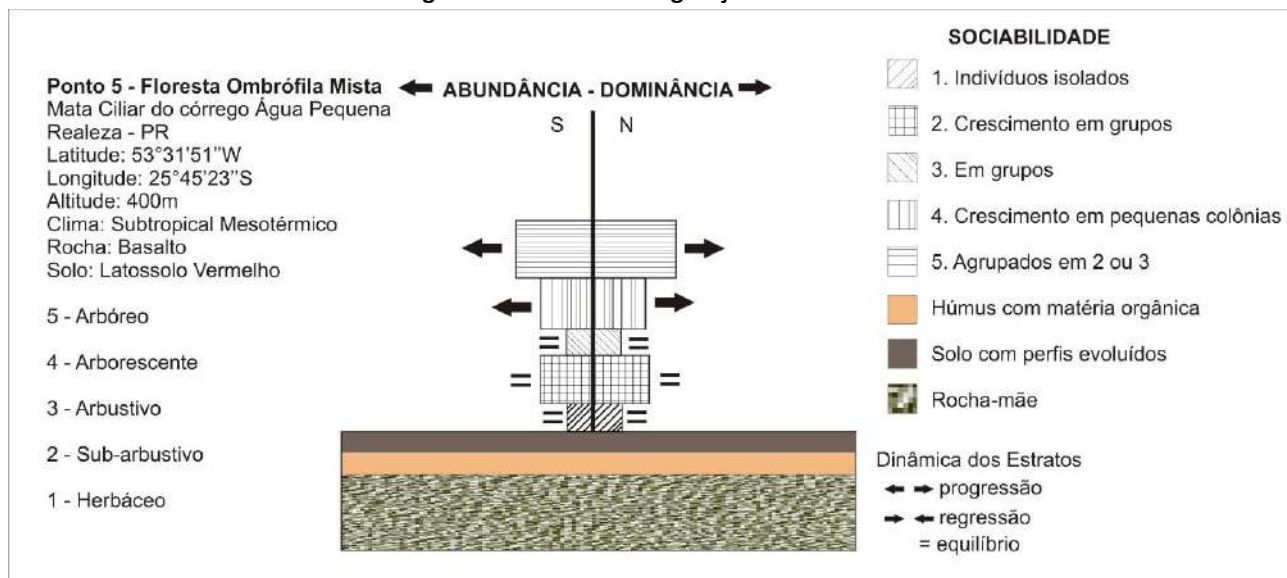


Fonte: Modificado de Vargas (2010).

O ponto 5, está localizado acima da gruta Nossa Senhora de Lurdes, sendo a foz do córrego Água Pequena, o qual irá unir-se ao Rio Sarandi. As coordenadas da área são 53° 31' 51" W e 25° 45' 23" S, estando numa altitude de 435 m (Figura 6). A vegetação secundária está bem desenvolvida, no entanto há indícios de interferências antrópica. A dinâmica dos estratos varia de equilibrada nos estratos inferiores como herbáceo rasteiro, subarbustivo e arbustivo. E nos superiores arborescente e arbóreo ela é considerada como estando em estágio progressivo. Em relação à abundância e dominância verificou-se que a serrapilheira/húmus está no nível 5, tendo um grau de cobertura do solo entre 75% e 100%. O estrato herbáceo rasteiro está no nível 1, apresentando apenas alguns raros exemplares de *Panicum maximum*. O subarbustivo está no nível 2, cobrindo entre 10% a 25% do solo. O arbustivo está no nível 1, tendo o *Piper amalago* como planta abundante, porém ele possui baixo valor de cobertura. O estrato arborescente também está no nível 2 cobrindo entre 10% a 25%, no entanto a *Bambusa* sp. é a principal espécie desse estrato. E por fim o estrato arbóreo tendo um maior grau de cobertura, cobrindo entre 25% a 50% da área, destacando-se com maior grau de cobertura o *Schinus therenbitifolia*.

Com relação à sociabilidade do ponto 5, verificou-se que o estrato herbáceo rasteiro está no nível 1, apresentando indivíduos isolados. No estrato subarbustivo e arbustivo estão no nível 3, havendo crescimento em grupos das espécies, destacando-se o *Piper amalago*, *Impatiens walleriana* e *Polypodium*. O estrato arborescente está no nível 4, havendo manchas densas pouco extensas e o estrato arbóreo está no nível 2, possuindo indivíduos agrupados em 2 ou 3.

Figura 6: Pirâmide de Vegetação do Ponto 5



Fonte: modificado de Vargas (2010).

A intensa degradação que a mata ciliar do córrego Água Pequena sofreu, resultou numa paisagem bastante fragmentada, ocasionando além da perda de habitat, a extinção e o isolamento das populações, que pode levar a um empobrecimento genético; perda da biodiversidade, erosão dos solos e assoreamento, além de distúrbios no regime dos rios.

Verificou-se a partir do estudo fitossociológico que houve variações expressivas na mata ciliar, tanto em relação à diversidade das espécies, quanto ao grau de cobertura vegetal. Um dos fatores por essas assimetrias na paisagem são os diferentes tipos de uso de solo, pois no ponto 1 e 2, tais matas foram abertas para pastoreio, e mais recentemente processos de urbanização incidem na área, apresentando uma mata ciliar insuficiente para manter as funções ecológicas.

Nos pontos 3, 4 e 5 a vegetação se mantém mais preservada por abranger áreas de reserva legal, mas ainda assim ocorrem diferenças em relação aos estratos, o que fica visível ao observarmos as pirâmides de vegetação. Isso se deve à retirada ilegal de madeira, ao desmatamento para abertura de pastagens e também pelo despejo de efluentes de uma indústria de laticínios local, o que afetou a biodiversidade e a vegetação das encostas.

Para a revitalização da mata ciliar ao longo do córrego é necessário planejamento de atividades de manejo da Floresta Ombrófila Mista, contemplando aspectos que interajam, desde a configuração da paisagem, o diagnóstico e monitoramento dos elementos de flora e fauna e suas inter-relações com o meio físico, avaliação socioeconômica, envolvimento com a sociedade local, criação e aplicação de políticas públicas e o desenvolvimento de diferentes técnicas de manejo (BORSOI, 2004; BRITZ, 2007; SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2010).

De acordo com o trabalho de Britz (2007), o qual descreve os aspectos ambientais a serem considerados na restauração da Floresta com Araucária no Estado do Paraná, o processo de restauração inicia-se pela análise da paisagem, com a definição de unidades geográficas baseadas em componentes ambientais (clima, água, geomorfologia, fauna, flora, uso da terra) e

socioeconômicos (infraestrutura, demografia, estrutura fundiária e outros), onde estas informações podem ser armazenadas e analisadas em um Sistema de Informações Geográficas (SIG), que definirá os locais de intervenção ambiental.

De acordo com o autor supracitado, a conservação da floresta com Araúcarias deve estar associada a uma abordagem metodológica que assegure a proteção de extensões mais abrangentes da paisagem, de forma a assegurar efetivamente a manutenção de comunidades ecologicamente viáveis em longo prazo, e não “ilhas” que, isoladas, sofrem uma deterioração progressiva de seus ambientes, na maioria das vezes a partir das bordas, face à pressão antrópica e às perturbações naturais.

Tendo em vista o atual estado de degradação da mata ciliar do córrego Água Pequena, e visando à conservação da biodiversidade, é imprescindível estabelecer um programa de conservação in situ dos remanescentes florestais em estágio avançado de sucessão, uma vez que estes são os relictos das florestas primitivas. Estes remanescentes são os que sofrem maior pressão e, não conservá-los, significa assumir perdas irreversíveis que afetarão a qualidade e a disponibilidade dos recursos hídricos e, posteriormente, os processos de restauração da floresta.

Destaca-se que o primeiro passo, para a recuperação do local deve ser o isolamento da área dos fatores de perturbação. O cercamento da área de preservação permanente do córrego Água Pequena irá limitar a atividade agrícola e impedir o acesso de animais de grande porte e o consequente pisoteio do solo. Ao evitar dar continuidade à degradação, os fatores ecológicos podem voltar a se restabelecer na área, promovendo a regeneração natural de espécies (MARTINS, 2012).

#### **4 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Com a obtenção dos dados fitossociológico da mata ciliar do córrego Água Pequena, verificou-se que a identificação da composição florística, estrutura da vegetação por estratos, sua dinâmica, e os índices de abundância/dominância e sociabilidade são dados essenciais para a construção de um plano de manejo, pois estes dados apresentam as áreas mais impactadas e os estágios sucessionais, as quais elas sem encontram.

As pirâmides de vegetação serviram como uma ótima técnica de representação gráfica, mostrando as características dos estratos em escala vertical. Corroborando com Passos (2000), ressalta-se que as pirâmides expressam a evolução da vegetação e as condições biogeográficas que não são possíveis identificar pela teledetecção por sensores remotos, como os estratos e as espécies, traduzindo perfeitamente a concorrência entre as espécies, pois os estratos superiores sufocam as plantas dos estratos inferiores e muitas vezes as áreas desmatadas são posteriormente invadidas por espécies arbustivas as quais recobrem o solo, protegendo-o contra a erosão.

Para a aplicação de estratégias de restauração no córrego Água Pequenas estas devem levar em consideração as especificidades ambientais da área. O estudo fitossociológico realizado pode ser utilizado em um futuro plano de manejo da área, assim como, a metodologia proposta

no presente artigo pode ser aplicada em demais áreas, a fim de compreender os estágios sucessionais e a evolução vegetacional de diferentes ecossistemas, já que a aplicação dos métodos apresentados são ainda bastante restritos no meio científico.

## REFERÊNCIAS

BARBOSA, D. C. A.; ALVES, J. L. DE H.; PRAZERES, S. DE M.; ASTENILSEN M.; PAIVA, A. M. A. Dados fenológicos de 10 espécies arbóreas de uma área de caatinga ( Alagoinha-PE). **Acta Botânica Brasílica**,1989.

BERTRAND, G. **Pour une étude géographique de la vegetation**. R.G.P.S-O, t. XXXVII, Toulouse, 1966.

BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociologia. Bases para el estudio de las comunidades vegetales**. ed. Blume, Madrid,1979.

BRITEZ, R. M. de. Aspectos ambientais a serem considerados na restauração da Floresta com Araucária no Estado do Paraná. **Pesquisa Florestal Brasileira**. Colombo, n.55, p. 37-43, jul./dez. 2007.

BORSOI, G. A. **Subsídios para o manejo de uma Floresta Ombrófila Mista em estágio avançado de regeneração natural**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Manuais técnicos em geociências. Rio de Janeiro, 2012.

JOLY, C.A.; SPIGOLON, J.R.; LIEBERG, S.A.; SALIS, S.M.; AIDAR, M.P.M.; METZGER, J.P.W.; ZICKEL, C.S.; LOBO, P.C.; SHIMABUKURO, M.T.; MARQUES, M.C.M.; SALINO, A. Projeto Jacaré-Pepira – O desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com base na florística regional. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Eds.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. cap. 15.3, p. 271-278.

KAGEYAMA, P.Y.; FREIXÊDAS, V.M.; GERES, W.L.A.; DIAS, J.H.P.; BORGES, A.S. Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio, SP. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, 29/03 a 02/04/92, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, Ed. especial. Vol. 4 (parte 2): 527-533. 1992.

MARTINS, F. R. Fitosociologia de Floresta no Brasil um Histórico Bibliográfico. Pesquisas - Série Botânica 40. São Paulo, 1989. MARTINS, S. V. **Recuperação de Matas Ciliares**. In: Martins, S. V.; Vieira, E. A. (Eds.). Aprenda fácil. Viçosa, 2001.

MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Ed. UFV. Viçosa, 2012.

PASSOS, M. M. **Biogeografia e Paisagem**. Programa de Mestrado e Doutorado FCTUNESP/ Campos de Presidente Prudente – SP – Programa de Mestrado em Geografia UEM – Maringá-PR, 1998.

PASSOS, M. M. Por um estudo da evolução da vegetação - da pirâmide ao NDVI. **Geosul**. v.15, n.30, jul./dez. Florianópolis, 2000, p. 90-110.

REALEZA. **Origens e Formação do Município de Realeza**. Berzon Ltda. Departamento de educação, cultura e esportes, divisão de cultura. Francisco Beltrão,1995.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Florestas do Brasil em resumo - 2010: dados de 2005-2010**. Brasília, 2010.

SOUZA, M. C. Algumas considerações sobre vegetação ripária. **Cadernos da Biodiversidade**. v.2, n.1, p.4-10, 1999.

VARGAS, K. B. **ESTUDO FITOSSOCIOLÓGICO DA MATA CILIAR DO CÓRREGO ÁGUA PEQUENA NO MUNICÍPIO DE REALEZA- PR**. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia). Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2009.

## Capítulo 7

---

### PROPOSTA DE CRIAÇÃO DA APRM – ÁREA DE PROTEÇÃO E RECUPERAÇÃO DE MANANCIAL DO ALTO CURSO DA BACIA DO RIO SANTO ANASTÁCIO

*Erica Aparecida Fernandes da Mota*<sup>20</sup>

*Maria Helena Pereira Mirante*<sup>21</sup>

#### 1 INTRODUÇÃO

Entre todos os recursos naturais disponíveis e explorados pelo homem a água é considerada o mais essencial deles, sendo esta indispensável para o suprimento de necessidades básicas de sobrevivência das espécies animais e vegetais; assim pensando, dever-se-ia, também, ser o mais preservado.

De acordo com Braga et.al. (2005), a água está presente em 70% da superfície de todo o planeta, porém, o que devemos observar é a sua disponibilidade, sendo que apenas 0,5% representam a água doce possível de exploração. Ainda assim, a água deve apresentar certas características físicas, químicas e biológicas preservadas, para que possamos ter a viabilidade de sua utilização, de forma que não basta ter quantidade, esse fator deve estar atrelado à qualidade.

Ribeiro (2003, p. 73) afirma que “A distribuição natural da água pelo mundo não coincide com a ocupação humana, gerando pontos de tensão e luta por água doce”.

Assim, Braga et. al, 2005 cita que:

Existem regiões no planeta com intensa demanda de água, tais como os grandes centros urbanos, os polos industriais e as zonas de irrigação. Essa demanda pode superar a oferta de água, seja em termos quantitativos, seja porque a qualidade da água local esta prejudicada em virtude da poluição. Tal degradação da sua qualidade pode afetar a oferta de água e também gerar graves problemas de desequilíbrio ambiental. (p. 77)

Complementando essa ideia Berbet (2003, p.81) diz:

Educação, saúde, saneamento, transporte, criminalidade, terrorismo e narcotráfico certamente continuaram sendo grandes desafios a vencer, mas produção de alimentos, geração de energia limpa, moradias, criação de novos empregos e água serão, certamente os maiores. Destes, a água será o maior de todos, menos por seu volume e

---

<sup>20</sup> Graduanda em Engenharia Ambiental, UNOESTE. E-mail: erica.fmota@hotmail.com

<sup>21</sup> Doutora, UNOESTE. E-mail: madelainy1361@hotmail.com



mais por sua distribuição irregular na face da Terra, acrescida de seu desperdício, poluição e degradação de mananciais e reservatórios naturais.

Para Ribeiro (2003), os números indicadores da falta de água no mundo são bem expressivos e essa situação pode gerar conflitos quanto ao seu uso. O autor enfoca ainda, o nosso modo de vida baseado no consumo exacerbado como o fator primordial e potencial para a crise que se instala; é preciso que repensemos nisso para podermos então alcançar o gerenciamento adequado dos recursos hídricos.

Difícil imaginar o que seria de todos nós sem acesso à água para a execução de simples tarefas em nosso dia-a-dia, pois ela se faz indispensável para nossa sobrevivência. Nesse sentido, Mota (2010), afirma que dessa forma necessário se faz o manejo adequado desse precioso recurso utilizado de maneira racional para as mais diversas finalidades, o autor salienta ainda que “Este é um dos grandes desafios da humanidade: saber aproveitar seus recursos hídricos, de forma a garantir os múltiplos usos, hoje e sempre”. (p.137).

Assim, surge o desenvolvimento sustentável. Salati, Lemos e Salati (2006), traz-nos a observação da fácil percepção do fato das principais civilizações terem-se desenvolvido com mais sucesso em regiões onde era possível a ocorrência de disponibilidade hídrica.

De acordo com Tundisi (2005), a qualidade e quantidade de água estão diretamente ligadas ao crescimento populacional e ao desenvolvimento, trazendo como conseqüência maior demanda por esse recurso, gerando conflitos fatores esses que também implicam em questões de saúde pública, com o manejo indevido deste bem humanitário, podendo ocasionar doenças. Assim, percebemos um aumento quanto à noção da limitação da água, visto que mesmo podendo ser recuperada por processos caros muitas vezes a degradação ambiental é tamanha que inviabiliza a recuperação da mesma.

Segundo Mota (2010) ao longo da evolução durante o processo de desenvolvimento as populações não se atentaram aos devidos cuidados a serem tomados com a natureza, uma vez que essa era vista como algo a ser submetido às necessidades humanas, sem que a mesma precisasse ser explorada, levando em consideração suas limitações. A situação atual de nossos rios deixa isso muito bem evidenciado, principalmente quanto ao processo de urbanização acelerado como com a ocupação de terrenos irregulares em áreas de preservação permanente, desmatamento dessas áreas, despejo clandestinos de esgoto doméstico e efluentes industriais.

Um dos principais impactos produzidos no ciclo hidrológico é a rápida taxa de urbanização, com inúmeros efeitos diretos e indiretos. Essa urbanização tem grandes conseqüências, alterando substancialmente a drenagem e produzindo problemas à saúde humana, além de impactos como enchentes, deslizamentos e desastres provocados pelo desequilíbrio no escoamento das águas (Tundisi, 2005, p.41).

Temos o processo de degradação ambiental também acentuado nas áreas rurais, de acordo com Lima e Silva, Guerra e Dutra (2010), nesse meio muitas vezes a degradação ambiental chegam a tal ponto em que seu custo torna-se muito alto inviabilizando o processo de recuperação, o que leva a vários fatores prejudiciais aos recursos hídricos, tais como, poluição

por defensivos agrícolas, assoreamento por carregamento de sedimentos oriundos dos processos erosivos que se intensificam.

Tundisi (2005, p. 88 e 89) cita ainda que:

O desenvolvimento agrícola depende da disponibilidade de água e de seu uso adequado. Além da água para a irrigação, o uso para abastecimento rural representa desafio relevante, pois nessa área estão concentrados, muitos problemas de saúde pública relacionado ao abastecimento e ao saneamento (Tundisi, 2005, p.88 e 89).

Tundisi (2005), ainda comenta sobre os usos múltiplos da água que é variado conforme as características de cada região, isso pressiona a demanda desse recurso seja superficial ou subterrâneo. Essa diversidade quanto às múltiplas utilizações inclui o uso doméstico, irrigação, industrial, navegação, recreação e turismo, pesca, hidrelétrico e mineração, resultando numa gama maior de impactos causados.

Para um melhor gerenciamento deste recurso é empregado o conceito de Bacia Hidrográfica, sendo considerada como unidade de gestão alvo de um planejamento ambiental no âmbito do desenvolvimento sustentável (PIRES; SANTOS E DEL PRETTE, 2002, p.21).

De acordo com Dibieso (2013) a Bacia Hidrográfica vem a ser um instrumento básico na gestão de recursos hídricos, uma vez que esta abrange elementos simultâneos como constituição litológica, características do relevo e solo, processo de industrialização, desenvolvimento agropecuário, fauna, flora, taxa de urbanização entre outros fatores que constantemente se interrelacionam.

De acordo com Mota (2010), a Bacia Hidrográfica pode ser entendida como a área geograficamente drenada pelas águas de um rio principal que recebe contribuição das águas dos seus afluentes, sendo uma área delimitada composta por recursos naturais que interagem entre si, de modo que se deve buscar um equilíbrio entre eles.

Boim et al. (2009) salienta que dentre todos os recursos naturais provenientes da unidade hidrográfica a água é tida o de maior importância, sendo que a manutenção de suas características com considerável padrão de qualidade se relaciona com os diversos usos aos quais ela se destinada, com destaque para o abastecimento humano que exige uma boa manutenção do manancial de abastecimento que deve ser preservado ao máximo e poupado das degradações antrópicas, garantindo assim, sua produtividade e qualidade.

Pires; Santos e Del Prette (2002) expõem a interpretação mais ampla do termo Bacia Hidrográfica, que vem a ser um importante instrumento usado na unidade de gestão da paisagem em se tratando de planejamento ambiental, essa perspectiva agrega metas na busca de um desenvolvimento sustentável embasado em três pilares principais: o desenvolvimento econômico; igualdade social, econômica e ambiental; e a sustentabilidade. Esses objetivos devem ser traçados em conjunto numa visão em longo prazo, os quais afirmam que:

A adoção do conceito de Bacia Hidrográfica para a conservação de recursos naturais está relacionada à possibilidade de avaliar, em uma determinada área geográfica, o seu potencial de desenvolvimento e a sua produtividade biológica, determinando as

melhores formas de aproveitamento dos mesmos, com o mínimo de impacto ambiental.  
(p.21)

Assim, os autores complementam que se faz necessário o conhecimento de toda essa área, levantando aspectos referentes à sua constituição e constante transformação para que se possa propor um planejamento que não seja temporário e traga medidas de eficácia.

Surge então conforme Tundisi (2005 apud Rosengrant, 1996; Rosengrant et al., 1994-1995), o modelo de gerenciamento integrado como ferramenta do planejamento ambiental a ser utilizado na gestão de bacias hidrográficas com uma perspectiva em longo prazo. Esse planejar deve envolver a participação dos múltiplos usuários tendo representatividade de autoridades, organizações nos âmbitos público e privado, meio acadêmico e a população como um todo, possibilitado a resolução de conflitos.

Complementando a ideia apresentada Pires; Santos; Del Prette (2002) ressaltam o gerenciamento dos recursos naturais de modo integrado como instrumento eficiente na resolução de problemas ambientais, vindo a ser um exercício de extrema importância, o qual deve se embasar na consideração de que os recursos disponíveis na bacia hidrográfica são de bem comum a toda sociedade. Por essa razão, a mesma deve estar ciente e conscientizada quanto às questões ambientais envolvidas em determinada unidade de estudo.

Sendo assim, Capri Junior e Leal (2012) afirmam que as composições dos Comitês de Bacias facilitam a disseminação do conhecimento e atividades que integram as diferentes representatividades da sociedade civil, possibilitando que esses atuem dentro desse comitê na tomada de decisões e no planejamento gerencial dos recursos.

Esse trabalho relatará a situação da Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio, de grande relevância para a região, localizada na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema - UGRHI- 22, no Oeste Paulista; com área total de 19.830,00 ha a Bacia, abrange parte dos municípios de Presidente Prudente, Pirapozinho, Regente Feijó, Anhumas e Álvares Machado. Interceptada pelas rodovias Assis Chateaubriand, Raposo Tavares e Júlio Budiski.

Possui manancial usado para fins de abastecimento público e, ainda assim, têm em sua bacia inúmeros problemas ambientais, como erosões, rios assoreados, desmatamento e ocupação das suas áreas de preservação permanente, tanto por pastagem, quanto pela expansão urbana, oferecendo forte risco ambiental que já compromete a capacidade dos seus rios e manancial.

De acordo com Boim et. al. (2009, apud CPTI, 1999), o processo de ocupação da região se caracteriza pela prática da agricultura e pecuária de maneira intensa, que ocasionou problemas ambientais, fazendo com que a região fosse amplamente desmatada, até mesmo nas áreas de preservação permanente; esse fator combinado com as características morfológicas locais provocou surgimento de inúmeros processos erosivos e refletiu no assoreamento de corpos d'água, associado ao manejo indevido do solo fazendo com que o mesmo perdesse parte de sua fertilidade. As consequências sofridas nessa bacia durante sua ocupação exigem a tomada medidas de recuperação e planejamento integrado a fim de reverter essa degradação.

Desta maneira se faz necessária a implantação de um planejamento adequado a fim de solucionar essas questões. Será discutida no decorrer desse capítulo a proposta da criação da APRM – Área de Proteção e Recuperação de Manancial do Alto Curso do Rio Santo Anastácio.

Para a escolha da bacia de estudo uma condição relevante foi à preocupação com desenvolvimento de ações que reflitam na recuperação e proteção dos mananciais que compõem essa unidade hidrográfica. Em atenção ao rio que dá nome a bacia, o Santo Anastácio, que abastece o principal centro urbano regional da URGHI-22, o Município de Presidente Prudente – SP.

Tendo como principal embasamento jurídico, a Lei Federal nº 9.443/97 conhecida como Lei das Águas que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Serão ainda usadas como embase as Leis Estaduais nº 7.663/91 que cria o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SIGRH e a de nº 9.866/97, que estabelecem diretrizes e normas para a proteção e recuperação da qualidade ambiental das bacias hidrográficas de interesse regional para o abastecimento das populações atuais e futuras do Estado de São Paulo. Esta última faz a seguinte consideração, “os mananciais representam as águas subterrâneas, superficiais fluentes, emergentes ou em depósito, efetiva ou potencialmente utilizáveis para o abastecimento público (São Paulo, 1997)”.

Garcia e Valencio (2003, p.190) enfatizam que:

O SIGRH foi estruturado de forma a possibilitar o estabelecimento de eficiente rede de gerenciamento das águas no Estado de São Paulo, sendo disposto da seguinte forma:

1. Com estruturas deliberativas: Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH) e Comitês de Bacias Hidrográficas (CBHs).
2. Com estrutura técnica: Comitê Coordenador da Política Estadual de Recursos Hídricos (CORHI).
3. Com estrutura financeira: Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FEHIDRO).

Dessa forma, Garcia e Valencio (2003) salientam que “o CRH é um colegiado central, consultivo, normativo e deliberativo, responsável pela formulação, pela implantação e pelo acompanhamento da Política Estadual de Recursos Hídricos (p.190)”, e ainda rege as diretrizes gerais do Plano Estadual de Recursos Hídricos que, por sua vez, serve de base para que os Comitês de Bacias, como colegiados a níveis regionais, possam definir as prioridades de planejamento no gerenciamento da bacia que tem por recomendação a ocorrência de modo integrado. “A formação dos comitês de bacias hidrográficas representou grande avanço político-institucional para a gestão das águas, respeitando a paridade de votos entre o Estado, os municípios e a sociedade civil (p.190).”

Mauad e Lima (2003) dizem que todas as decisões tomadas no gerenciamento de recursos hídricos envolvem diversos fatores; essas ações devem ser consentidas com a participação de vários segmentos da sociedade, o que vem a ser uma tarefa complexa objetivando melhorias rumo ao desenvolvimento sustentável por meio de planejamento

estratégico. Ribeiro (2003, p.73) completa ainda que “é fundamental que se criem normas para a regulação ao acesso e ao uso dos recursos hídricos”.

**TEMA:** Proposta de criação da APRM – Área de Proteção e Recuperação de Manancial do Alto Curso da Bacia do Rio Santo Anastácio.

## **2 OBJETIVOS**

### **Geral**

- Discutir a proposta de criação da Área de Proteção e Recuperação de Mananciais – APRM no Alto Curso do Rio Santo Anastácio por meio do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental – PDPA.

### **Específicos**

- Discutir o gerenciamento da Bacia do Alto Curso do Rio Santo Anastácio;
- Estudar as medidas tomadas e resultados alcançados;
- Apresentar projeção de cenário futuro.

## **3 METODOLOGIA**

Por meio de levantamento bibliográfico, artigos eletrônicos, periódicos, dissertações, teses, dentre outros. Coleta de dados em órgãos oficiais, IBGE, INPE, DAEE, CETESB, Comitê de Bacias Hidrográficas do Pontal do Paranapanema, uso de mapas elaborados, apontado às características peculiares da área a ser estudada, na busca de melhor compreensão da situação em que se encontra o gerenciamento na Bacia Hidrográfica do Alto Curso do Rio Santo Anastácio.

Serão apontados, também, aspectos geológicos, geomorfológicos, climáticos, hidrológico, uso e ocupação do solo, hidrologia e cobertura vegetal para apontarmos sugestões de melhores formas de utilização dos recursos naturais sem que haja o seu comprometimento.

Dessa forma será discutida a proposta de criação da Área de Proteção e Recuperação de Mananciais – APRM no Alto Curso do Rio Santo Anastácio por meio do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental – PDPA, já elaborado pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP, Campus de Presidente Prudente.

## **4 RESULTADOS A SEREM ALCANÇADOS**

A presente pesquisa em andamento far-se-á relevante por discutir junto à comunidade acadêmica e científica da área da engenharia ambiental, e outras afins, a proposta de criação da APRM do Alto Curso do Rio Santo Anastácio como instrumento de gerenciamento desse importante recurso hídrico regional tendo em vista seu aproveitamento para abastecimento público.

Tratar-se-á de instrumento fundamental na proposição de criação da lei que visará à integração e participação dos diferentes usuários em comum de tal recurso hídrico, por meio do Comitê de Bacia Hidrográfica constituído de diversas esferas de organizações sociais, tanto pública quanto privada.

O desenvolvimento desse trabalho abordará, inclusive, problemas em diferentes escalas no contexto atual; bem como, fará uma projeção para cenários futuros, como forma de propor soluções para minimização de conflitos sociais pelo uso deste recurso vital.

## 5 CONCLUSÃO

A proposta de criação da APRM em andamento será acompanhada e discutida no presente estudo, por tratar-se de instrumento vital para a preservação dos recursos hídricos, constantemente degradado pela ação antrópica intensiva, associada à expansão urbana dos municípios localizados no entorno da bacia.

Trata-se, portanto, de uma pesquisa que apresentará resultados conclusivos, que poderão subsidiar as discussões de propositura de uma lei estadual que proporrá gerenciamento integrado e sustentável dos recursos hídricos do Alto Curso da Bacia do Rio Santo Anastácio.

Trata-se de legislação específica que visará tutelar a disponibilidade hídrica garantindo a sustentabilidade e uso aos diversos usuários, de modo que esta seja fundamento legal para a resolução dos conflitos resultantes dos múltiplos usos dos recursos hídricos.

## REFERÊNCIAS

BERBET, Carlos Oití O. **O Desafio das Águas**. In: MARTINS, Rodrigo Constante; VALENCIO, Norma Felicidade Lopes da Silva. **Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil: Desafios Teóricos e Político-institucionais**. São Carlos; RiMa; 2003. p.81- 97.

BRAGA, Benedito. et. Al. **Introdução à Engenharia Ambiental: O Desafio do Desenvolvimento Sustentável**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Lei n 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a política nacional de recursos hídricos, cria o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos. **Legislação Sobre Recursos Hídricos**. Comitê de Bacia Hidrográfica do Pontal do Paranapanema.

BOIN, Marcos Norberto et al. **Projeto de Recuperação das Áreas de Preservação Permanente na Bacia Hidrográfica do Manancial do Alto Curso do Rio Santo Anastácio/SP**. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande. Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009. Disponível em: <[http://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/c42ab701b2e4c30a3001d95949012208\\_8e4213cee38370d5056bef20ac6e1e26.pdf](http://www.abrh.org.br/sgcv3/UserFiles/Sumarios/c42ab701b2e4c30a3001d95949012208_8e4213cee38370d5056bef20ac6e1e26.pdf)> Acesso em: 02 mar. 2015.

CAPRI JUNIOR, Salvador; LEAL, Antônio Cesar. **Mapeamento de Riscos Ambientais e Planejamento Participativo no Manancial Rio Santo Anastácio – UGRHI do Pontal do Paranapanema – São Paulo**. Revista Geonorte, Edição Especial, V.3, N.4, p.1069-1081, 2002. Disponível em: <[http://www.revistageonorte.ufam.edu.br/attachments/009\\_MAPEAMENTO%20DE%20RISCOS%20AMBIENTAIS%20E%20PLANEJAMENTO%20PARTICIPATIVO%20NO%20%20MANANCIAL%20RIO%20SANTO%20ANAST%C3%81CIO%20%E2%80%93%20UGRHI%20PONTAL%20DO%20PARANAPANEMA%20-%20S%C3%83O%20PAULO%202.pdf](http://www.revistageonorte.ufam.edu.br/attachments/009_MAPEAMENTO%20DE%20RISCOS%20AMBIENTAIS%20E%20PLANEJAMENTO%20PARTICIPATIVO%20NO%20%20MANANCIAL%20RIO%20SANTO%20ANAST%C3%81CIO%20%E2%80%93%20UGRHI%20PONTAL%20DO%20PARANAPANEMA%20-%20S%C3%83O%20PAULO%202.pdf)> Acesso em: 02 mar. 2015.

DIBIESO, Eduardo Pizzolim. **Planejamento Ambiental e Gestão dos Recursos Hídricos: Estudo Aplicado a Bacia Hidrográfica do Manancial do Alto Curso do Rio Santo Anastácio/SP**. Presidente Prudente: [s.n.], 2013.xviii, 283 f.: il. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/105072>> Acesso em: 02 mar. 2015.> Acesso em: 02 mar. 2015.

GARCIA, Argentina Carlota Moreira do Carmo; VALENCIO, Norma Felicidade Lopes da Silva. **Gestão de Recursos Hídricos no Estado de São Paulo: Obstáculos Técnicos e Políticos a sustentabilidade das Práticas Decisórias em Comitês de Bacias. Água Doce: Conflitos e Segurança Ambiental**. In: MARTINS, Rodrigo Constante; VALENCIO, Norma Felicidade Lopes da Silva. **Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil: Desafios Teóricos e Político-institucionais**. São Carlos; RiMa; 2003. p.187-202.

LIMA E SILVA, Pedro Paulo; GUERRA, Antônio José Teixeira; DUTRA, Luiz Eduardo Duque. E. D.; **Subsídio Para Avaliação Econômica de Impactos Ambientais**. In: CUNHA, Sandra Batista; GUERRA, Antonio José Teixeira. **Avaliação e Perícia Ambiental**. 11ª Ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. 286p.

MAUAD, Frederico Fabio; LIMA, Guilherme de. **Planejamento Estratégico de Sistemas Hídricos**. In: MARTINS, Rodrigo Constante; VALENCIO, Norma Felicidade Lopes da Silva. **Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil: Desafios Teóricos e Político-institucionais**. São Carlos; RiMa; 2003. p.99- 126.

MOTA, Seutônio. **Introdução a Engenharia Ambiental**. 4ed. Rio de Janeiro: Expressão Gráfica; 2010.

RIBEIRO, Wagner Costa. **Água Doce: Conflitos e Segurança Ambiental**. In: MARTINS, Rodrigo Constante; VALENCIO, Norma Felicidade Lopes da Silva. **Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil: Desafios Teóricos e Político-institucionais**. São Carlos; RiMa; 2003. p.71-77.

SÃO PAULO (Estado). Lei n. 7.663/91, de 30 de dezembro de 1991. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Legislação Sobre Recursos Hídricos**. Comitê de Bacia Hidrográfica do Pontal do Paranapanema.

SÃO PAULO (Estado). **Lei n. 9.866, de 28 de janeiro de 1997**. Dispõe sobre diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional do Estado de São Paulo e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1997/lei-9866-28.11.1997.html>>. Acesso em: 09 mar. 2015.

PIRES, José Salatiel Rodrigues; SANTOS, José Eduardo; DEL PRETTE, Marcos Estevan. **A Utilização do Conceito de Bacia Hidrográfica para a Conservação dos Recursos Naturais**. In: SHIAVATTI, Alexandre; CAMARGO, Antonio Fernando Monteiro. **Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações**. Ilhéus, 2002.

TUNDISI, José Galizia. **Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez**. São Carlos: RiMa, IIE, 2. ed., 2005.





