



## ANAIS DO I SIMPOSIO INTERDISCIPLINAR DE CIÊNCIA AMBIENTAL

### Organizadores

Clara Ribeiro Camargo

Fernanda Susi Luccas

Joaquim Alves da Silva Jr.

Juliana Ribeirão de Freitas

### Comissão Científica

Profª. Dra. Ana Paula Fracalanza

Profº. Dr. Eduardo de Lima Caldas

Profº. Dr. Evandro Mateus Moretto

Profº. Dr. Joseph Harari

Profº. Dr. Pedro Roberto Jacobi

Profº. Dr. Paulo Sinisgali

Profª. Dra. Sylmara Lopes Francelino  
Gonçalves-Dias

### Apoio técnico

Inês Iwashita

### Editoração Eletrônica

Regina Célia Barboza



PROCAMUSP

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

2015

©2015 IEE-USP

Qualquer parte desta publicação pode ser reproduzida, desde que citada a fonte

Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental. (1: 2015: São Paulo)

Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência ambiental / Organizadores:  
Clara Ribeiro Camargo, Fernanda Susi Luccas, Joaquim Alves da Silva Jr. e  
Juliana Ribeirão de Freitas.

ISSN: 2358-274X

São Paulo: IEE/USP, 2015.

1. Ciência ambiental. I. Título: Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental.

## **PREFÁCIO**

Prof. Dr. Luiz Carlos Beduschi Filho  
Ex-aluno e atual Coordenador do PROCAM/IEE/USP

A realização do I SICAM – Simpósio Interdisciplinar Ambiental e do I EISA – Encontro de Iniciativas Socioambientais organizados pelos alunos do Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental em 2013 no Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo reveste-se de singular importância.

Em primeiro lugar porque resgatou uma das características fundadoras deste Programa. Foi com base em alto grau de protagonismo discente que o PROCAM consolidou-se como centro de excelência na construção de conhecimentos inovadores neste campo emergente da Ciência Ambiental.

Em segundo lugar, porque a partir da provocação dos alunos sobre a necessidade de criar um espaço para o debate sobre os avanços da ciência ambiental o corpo docente do PROCAM respondeu de forma muito ativa, participando com disposição das diferentes mesas temáticas sugeridas pela organização do evento. Os momentos de debate a respeito daquilo que Bruno Latour denomina “*ciência em construção*”, em oposição à “*ciência pronta*”, são extremamente férteis, como demonstraram as intensas discussões que se seguiram às apresentações realizadas nos diferentes espaços do evento.

Em terceiro lugar, ao abrir espaço para que estudantes dos mais variados lugares do país pudessem expor suas ideias às críticas dos colegas a organização do I SICAM estimulou a construção de novos laços acadêmicos e pessoais entre aqueles/as que estão envolvidos com o cotidiano da construção de conhecimentos na área ambiental. O trabalho de elaboração de uma dissertação ou de uma tese pode ser bastante solitário. Porém, quando os estudantes conseguem construir e/ou participar de espaços acadêmicos em que o exercício da crítica qualificada e o debate intelectual honesto são as características principais, o trabalho final não ficará imune às contribuições feitas

pelos colegas, pelo que a participação dos estudantes em eventos como o I SICAM são tão importantes.

Por último, mas não menos importante, a materialização de um espaço de debate acadêmico que dialoga com as iniciativas socioambientais em curso no país demonstrou a pertinência de investir em processos que ampliam as próprias fronteiras do fazer acadêmico na pós-graduação. Na área ambiental, o diálogo com a sociedade não apenas aguça a curiosidade científica como pode facilitar a construção de respostas mais apropriadas aos desafios contemporâneos. Nas atividades do I EISA ficou claro o potencial que tem o estreitamento dos vínculos entre a academia e as múltiplas iniciativas que buscam enfrentar, no cotidiano, a complexidade que a questão ambiental impõe.

Os textos que o leitor encontrará à continuação refletem o alto nível das contribuições dos participantes e a efervescência do debate em curso em vários programas de pós-graduação do país. Eles são motivo suficiente para que se possa esperar, ansiosamente, pela realização do II SICAM e do II EISA.

## **APRESENTAÇÃO**

A presente publicação reúne os trabalhos apresentados durante o **I SICAM** – I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental – e apresenta uma síntese do **I EISA** – I Encontro de Iniciativas Socioambientais, organizados pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (PROCAM), do Instituto de Energia e Ambiente (IEE) da Universidade de São Paulo (USP).

A Ciência Ambiental se ocupa de produzir conhecimento que embase soluções para as demandas da sociedade frente às questões socioambientais. Por tratar de problemas complexos é interdisciplinar; daí a necessidade de debate sobre o conhecimento produzido nas diferentes áreas da Ciência Ambiental.

Os estudantes do PROCAM organizaram o I SICAM com o objetivo de criar um espaço que permitisse aos envolvidos na Ciência Ambiental dialogar, compartilhar seus conhecimentos e renovar suas ideias. Além disso, acreditando que os caminhos para a sustentabilidade não se constroem estritamente com conhecimento científico, organizaram também o I EISA, abrindo um espaço para discutir as relações entre teoria e prática e reforçando os três pilares da Universidade Pública – o ensino, a pesquisa e a extensão.

Os trabalhos aqui reunidos permeiam os mais diversos temas ligados ao ambiente. É gratificante para a Comissão Organizadora que os resultados dos dois eventos estejam agora amplamente disponíveis, para quem esteve ou não presente. Os usuários reais e potenciais das informações aqui contidas serão os agentes multiplicadores do conteúdo desta publicação.

Não se pretende encerrar ou concluir os assuntos discutidos durante o Simpósio e o Encontro, mas sim, que sirva de inspiração para a continuidade e aperfeiçoamento dos espaços abertos e a abertura de novos.

## I SIMPÓSIO INTERDISCIPLINAR DE CIÊNCIA AMBIENTAL (SICAM)

Diversas inquietudes científicas e sociais se apresentavam ao corpo discente do Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental (PROCAM), o que levou quatro pós – graduandos integrantes da representação discente do programa a conceber após intensas reflexões conjuntas, O I SICAM, que ocorreu entre os dias 03 e 06 de dezembro de 2013. Apoiados pelo corpo docente e direção do Instituto de Energia e Ambiente, foi possível reunir neste evento diversas experiências criativas, em um ambiente colaborativo, empreendedor de talentos científicos e congregador do corpo crítico atuante na Ciência Ambiental brasileira em nível de Pós Graduação, já que poucos eventos voltados para a interdisciplinaridade (uma das áreas mais recentes da CAPES), ocorreram até este momento.

As mesas redondas foram compostas por renomados pesquisadores da Ciência Ambiental: Luiz Carlos Beduschi Filho, Pedro Roberto Jacobi, Ildo Luis Sauer, Arlindo Philippi Jr., Waldir Mantovani, Silvia Helena Zanirato, Eduardo de Lima Caldas, Cristina Adams, Yara Schaffer Novelli, Humberto Ribeiro da Rocha e Paulo Sinigallie. Foram abordados os aspectos conceituais da Ciência Ambiental no Brasil, suas questões sócioambientais relacionadas à segurança alimentar e desenvolvimento dos territórios rurais; as mudanças climáticas e suas consequências na biodiversidade, saúde humana; a economia ecológica e suas diferentes ferramentas de valoração dos recursos naturais com foco na conservação e apresentação de alternativas, seja na face do manejo e administração desses recursos, ou seja, na crítica às políticas públicas que realmente promovam a sustentabilidade ecológica, econômica, social e cultural, bem como a área da modelagem ecológica e socioambiental (uma das linhas de pesquisa em destaque no PROCAM, mas ainda bastante recente no país).

O evento planejado inicialmente para ser local, dado a qualidade de seu programa, dos docentes participantes, da diversidade dos temas e do evento ter sido gratuito (não se cobrou taxa de inscrição), passou a ter visibilidade nacional, contando com a participação de pós-graduandos de todo o país e também de cinco países latino americanos. Além disso, outro destaque foi a participação de ouvintes de graduação de diversos cursos e instituições, como a UnB, UFC, UFBA, UEL, UFSC, UFABC, UNIFESP, que vinham em busca de contatos potenciais para uma futura pós – graduação nos programas do IEE (PROCAM e PPGE), inspiração e colaboração em trabalhos e até na organização de mais eventos interdisciplinares nestas diferentes instituições, já que essa é uma demanda crescente no país. Outro diferencial foi a transmissão e gravação ao vivo, online e gratuita, pelo site IPTV-USP, permitindo que qualquer pessoa em qualquer lugar do mundo, pudesse

acompanhar e participar do evento. Em 3 dias, foram mais de 700 visitas ao SICAM, contabilizando portanto, aproximadamente 1000 participantes, o que foi um resultado surpreendente, a considerar que a concepção e organização do evento era de 4 pós graduandos e alguns voluntários itinerantes.

O I SICAM foi pensado para promover uma experiência em seus participantes que refletissem a função social da Universidade Pública, que tem como tripé o ensino, a pesquisa e a extensão, ou seja, como o conhecimento se expande para a comunidade e têm nos seus pós – graduandos a força motriz de inovação, reflexão e criatividade dentro da academia, essencial ao crescimento de um país. Por isso, além da programação acadêmica, o evento também apresentou um novo formato de coffee break, com alimentos orgânicos, locais e provenientes da agricultura familiar (pago através de financiamento colaborativo). A combinação dos alimentos e bebidas foi pensada para que sua ingestão pudesse ser escolhida pelo participante e feita diretamente com as mãos mesmo sendo natural, com tempo suficiente para que eles pudessem se alimentar com calma e ampliar suas relações com os demais participantes. Durante o coffee break, houve também uma feira de produtos orgânicos, com a presença dos produtores, na qual além da venda de seus produtos, ocorreu o marco da entrada da agricultura orgânica familiar dentro da universidade, o que é muito positivo para o crescimento desse setor, especialmente diante de potenciais formadores de opinião, além de ser outra forma de se praticar a extensão dentro da academia. Outras experiências muito interessantes foram a oficina de grafite, que elaborou um painel coletivo dos pós-graduandos, durante a festa de encerramento, cuja banda musical contava com alunos da EACH – USP e docentes do PROCAM.

Este compêndio de trinta e seis escritos científicos é somente um dos processos virtuosos do evento. São trabalhos que exploram as mais variadas experiências, sob diversos enfoques e centrados no debate da sustentabilidade dos processos socioambientais, culturais, políticos e econômicos. Mais que um resultado em si, o I SICAM mostrou que a Ciência Ambiental se consolida no debate acadêmico devido ao seu lócus de análise centrado na promoção da interdisciplinaridade e voltado à compreensão e resolução de questões socioambientais complexas. Por fim, acreditamos assim que, ao se plantar sementes, em um espaço com liberdade criativa, uma nova ciência e universidade ou um novo caminho para elas, pode surgir.

*Clara Ribeiro Camargo  
Fernanda Susi Luccas  
Joaquim Alves da Silva Jr.  
Juliana Ribeirão de Freitas*

*Organizadores do I-SICAM*

## I ENCONTRO DE INICIATIVAS SOCIOAMBIENTAIS

O I EISA- I Encontro de Iniciativas Socioambientais surgiu da necessidade de integrar o debate acadêmico com as intervenções realizadas por diversas iniciativas mundo afora. Ao considerar a complexidade socioambiental do mundo em sua atualidade e a necessidade em aumentar a permeabilidade do conhecimento construído na universidade pública na compreensão e proposição de soluções para os atuais problemas enfrentados, o evento teve três objetivos:

- i) apresentar iniciativas de educação socioambiental com diferentes alcances e contextos;
- ii) debater o papel da extensão universitária enquanto mediadora e proponente de iniciativas socioambientais com caráter interdisciplinar;
- iii) vivenciar o aprendizado coletivo e a inspiração de projetos socioambientais através de oficinas e experiências práticas.

Os projetos apresentados pelo Instituto Ambiente em Movimento, o Projeto G.E.R.O e o Projeto Quintal, puderam ilustrar o resultado das intervenções socioambientais e o seu caráter transformador, crítico e emancipatório, tendo em comum em todo os projetos a larga difusão de tecnologias socioambientais e a sensibilização comunitária quanto ao seu papel de sujeito transformador da sua realidade.

O diálogo sugeriu que essas iniciativas devem ser permeáveis ao contexto das diversas realidades para além do ambiente universitário, promovendo a real integração entre os pilares do ensino, da pesquisa e da extensão.

Os debates foram de grande inspiração para a realização das atividades práticas de horticultura e compostagem no espaço do Projeto Criando Terra no IEE, além dos cursos práticos de marcenaria e agricultura biodinâmica. Foi um momento de um intenso intercâmbio de saberes práticos, permitindo aflorar o caráter da educação não formal, além da transformação de um espaço público num espaço educador.

Os resultados do evento atingiram as expectativas, de organizadores e participantes, pois proporcionou intensa relação entre a academia e a dimensão empírica denominada por Boaventura de Sousa Santos como “*experiências sociais*”, mostrando que o caminho para implementação da verdadeira interdisciplinaridade e sustentabilidade se faz a partir de problemas reais e realidades locais, com a absorção dos múltiplos saberes e o envolvimento da universidade, sociedade civil, instituições locais e governamentais.

*Clara Ribeiro Camargo  
Joaquim Alves da Silva Jr.  
Henrique Callori Kefalás  
Organizadores do I-EISA*

## Sumário

REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO E ÁREAS VERDES:PROVEDORES E RECEBEDORES DE SERVIÇOS AMBIENTAIS .....	1
<i>Ana Karina Merlin do Imperio Favaro, Silvana Audrá Cutolo, Maria Luiza Leonel Padilha, Juliana Barbosa Zuquer Giaretta, Leandro Luiz Giatti</i>	
DIAGNÓSTICO DO DESTINO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM ASSENTAMENTOS NO TERRITÓRIO DA CIDADANIA-INTEGRAÇÃO NORTE DO PARARANÁ.....	9
<i>Flávia Regina Moreira Fernandes, Mauro Januário, Mauren Sorace, Júlia Pezarini Baptista, Igor Graciano</i>	
INDICADORES ECOLÓGICOS: UMA DISCUSSÃO À LUZ TEÓRICA DOS CONCEITOS DE CIÊNCIA PÓS-NORMAL E CONSERVAÇÃO BIOLÓGICA.....	14
<i>Juliana Ribeirão de Freitas</i>	
PARTICIPAÇÃO LOCAL NA IDENTIFICAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS, UM CASO DA COMUNIDADE DO MARUJÁ, ILHA DO CARDOSO – SP.....	27
<i>Camila Jericó-Daminello, Paulo Sinisgalli</i>	
AUSÊNCIA DE GOVERNANÇA NA GESTÃO DO AQUÍFERO GUARANI: .....	40
<i>Cínthia Leone dos Santos</i>	
APLICAÇÃO DO COEFICIENTE DE VARIAÇÃO NA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO TURVO/GRANDE (SP) EM PERÍODOS DE EL NIÑO E LA NIÑA.....	47
<i>Fernando Henrique Machado, Erik Sartori Jeunon Gontijo, Jonas Teixeira Neri</i>	
VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO MANANCIAL DO RIBEIRÃO DO FEIJÃO, SÃO CARLOS/SP .....	55
<i>Fernando Henrique Machado, Francisco Antonio Dupas, Luiz Felipe Silva, Adriana Prest Mattedi, Rogério Coli da Cunha, Carlos Wilmer Costa</i>	
AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DOS RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JUNDIAÍ-MIRIM VISANDO AÇÕES DE RECUPERAÇÃO E GESTÃO AMBIENTAL.....	64
<i>Fernando Henrique Machado, Erik Sartori Jeunon Gontijo, Frederico Guilherme de Souza Beghelli, Cláudia Hitomi Watanabe, Miyuki Elsa Kunisawa Carvalho, Admilson Írio Ribeiro, Gerson Araújo de Medeiros</i>	
OS DESAFIOS DA GESTÃO COMPARTILHADA NO GERENCIAMENTO COSTEIRO: REFLEXÕES SOBRE A PARTICIPAÇÃO SOCIAL NA REVISÃO DO ZONEAMENTO ECOLÓGICO ECONÔMICO (ZEE) NO MUNICÍPIO DE ILHABELA - SP .....	73
<i>Bruno Menucci, Cauê Carrilho, Karolyne Ferreira, Angela Massela</i>	

A CONSTRUÇÃO DO CONHECIMENTO INTERDISCIPLINAR EM CIÊNCIA AMBIENTAL E O EXEMPLO DO ACORDO INTERNACIONAL “CONVENÇÃO DE ESTOCOLMO PARA POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES”.....	79
<i>Renata Stringueta Nishio, Wanda Maria Rizzo Günther</i>	
TRABALHANDO COM EMPRESAS: UMA ANÁLISE QUALITATIVA DO CONTEÚDO DE PARCERIAS PARA DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL ENTRE ORGANIZAÇÕES NÃO-GOVERNAMENTAIS INTERNACIONAIS E EMPRESAS .....	89
<i>Lívia Menezes Pagotto</i>	
ANÁLISE ECONÔMICA DA PRODUÇÃO DE CUCURBITÁCEAS DEVIDO À INFESTAÇÃO DE <i>ANASTREPHA GRANDIS</i> (DIPTERA: TEPHRITIDAE) .....	102
<i>Jasmine Asnathe Martins Rodrigues, Yara Maria Chagas de Carvalho, Miguel Francisco de Souza-Filho, Joaquim Adelino de Azevedo-Filho</i>	
POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS: A LOGÍSTICA REVERSA E O CASO PRÁTICO DAS EMBALAGENS VAZIAS DE AGROTÓXICOS .....	108
<i>Clarice Romão de Souza, Mónica M. Jimenez, Renata Stringueta Nishio</i>	
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL NO SEMIÁRIDO DO NORDESTE CEARENSE BRASILEIRO: UM ESTUDO ESTATÍSTICO MULTIFATORIAL NA CIDADE PLANEJADA DE NOVA JAGUARIBARA (CE) .....	118
<i>Carlos Enrique Tupiño Salinas</i>	
AMBIENTE TECNOLOGICAMENTE E ECOSOCIALMENTE RESPONSÁVEL PARA O DESENVOLVIMENTO REGIONAL.....	130
<i>Vital Pereira dos Santos Junior, Carlos Alberto Cioce Sampaio, Marcos Antônio Mattedi</i>	
VERIFICAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE ALGAS CIANOFÍTICAS EM ÁGUA DE DESSEDENTAÇÃO DE BOVINOS CRIADOS EXTENSIVAMENTE .....	135
<i>Ariane Carrascossi da Silva, Iveraldo dos Santos Dutra, Juliana Albarracin Garcia, Marcelo José Martini Bartholomei</i>	
CEMITÉRIOS E SEU POTENCIAL POLUIDOR: ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE BANDEIRANTES/PR .....	148
<i>Diego Contiero da Silva, Teresinha Esteves da Silveira Reis, Armando Castello Branco Jr.</i>	
efeitos da integração ao mercado de produtos florestais não madeireiros (PFNM) sobre a dependência desses produtos para a alimentação de quatro sociedades amazônicas do Brasil e da Bolívia .....	153
<i>Laize Sampaio Chagas e Silva, Carla Morsello</i>	

SOCIEDADE, SUSTENTABILIDADE E POLÍTICAS PÚBLICAS NO VALE DO RIBEIRA: UMA REVISÃO .....	172
<i>Joaquim Alves da Silva Jr.</i>	
PARQUES LINEARES NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO: AVANÇOS E CONDICIONANTES .....	184
<i>Solange Silva-Sánchez, Pedro R. Jacobi</i>	
DIREITO, GOVERNANÇA E DESENVOLVIMENTO URBANO SUSTENTÁVEL: PREMISSAS PARA SUPERAR UMA CONCEPÇÃO LIBERAL DO DIREITO DE PROPRIEDADE.....	198
<i>Cesar Tavares</i>	
O MAPA E OS CONFLITOS DE SOBREPOSIÇÃO LEGAL NA GESTÃO DE TERRITÓRIOS TRADICIONAIS E UNIDADES DE CONSERVAÇÃO.....	214
<i>Tarsio Magalhães Tognon Vieira de Souza, Sueli Angelo Furlan</i>	
CATÁLOGO DE MATERIAIS SUSTENTÁVEIS NAS COMPRAS PÚBLICAS FEDERAIS: UMA ANÁLISE EXPLORATÓRIA.....	226
<i>Teresa Villac, Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias</i>	
POLÍTICAS PÚBLICAS E A QUALIDADE DA ÁGUA EM REGIÕES COSTEIRAS .....	236
<i>Mariana Ramos Aleixo de Souza, Joseph Harari</i>	
DESAFIOS À CONSECUÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM MUNICÍPIOS: UM ESTUDO DE CASO.....	246
<i>Daniel Fonseca de Andrade, Marcos Sorrentino</i>	
O CONTEXTO DA PAISAGEM E A INFLUÊNCIA DAS ESTRADAS NO SISTEMA DE ÁREAS PROTEGIDAS DO CONTÍNUO DA CANTAREIRA.....	256
<i>Júlia Camara de Assis, Sueli Angelo Furlan</i>	
AVALIAÇÃO INTEGRADA DE IMPACTO À SAÚDE DE AÇÕES EM SANEAMENTO: EXPERIÊNCIA NA APLICAÇÃO E REFORMULAÇÃO A PARTIR DE UMA ABORDAGEM METODOLÓGICA .....	266
<i>Carolina Bernardes, Wanda Maria Rizzo Günther</i>	
MUDANÇAS DO CLIMA E GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL....	279
<i>Gina Rizpah Besen, Wanda Maria Rizzo Günther</i>	
PAGAMENTOS POR SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS: O CASO BRASILEIRO ..	291
<i>Andréa Castelo Branco Brasileiro, Paulo Antônio de Almeida Sinisgalli, Joshua Farley, Paulo Roberto Cunha</i>	
É POSSÍVEL CERTIFICAR UM PRODUTO ORGÂNICO SEM AUDITORIA? ....	301
<i>Clara Ribeiro Camargo, Luiz Carlos Beduschi Filho</i>	

IDENTIFICAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DA BAÍA DO ARAÇÁ (SÃO SEBASTIÃO, SP) .....	316
<i>Cauê Dias Carrilho, Paulo Antonio de Almeida Sinigalli</i>	
DEFINIÇÃO DE CORREDORES FUNCIONAIS PARA O MURIQUI-DO-NORTE, <i>BRACHYTELES HYPOXANTHUS</i> , COM BASE EM CRITÉRIOS ECONÔMICOS E ECOLÓGICOS.....	322
<i>Maria Otávia Silva Crepaldi, Luana D'Avila Centoducatte, Flávia Silva Martinelli, Sérgio Lucena Mendes</i>	
CÓDIGO FLORESTAL: DONOS DE TERRA E LATIFUNDIÁRIOS IMPRODUTIVOS CONSTRUINDO UMA LEI AMBIENTAL .....	334
<i>Paulo Roberto Cunha, Neli Aparecida de Mello-Théry</i>	
GÁS DE XISTO AMERICANO E O ETANOL BRASILEIRO .....	344
<i>Danielle Mendes Thame Denny</i>	
ÁGUA VIRTUAL E PEGADA HÍDRICA: REPENSANDO AS QUESTÕES DOS RECURSOS HÍDRICOS.....	349
<i>Vanessa Empinotti, Jeroen Warner, Pedro Roberto Jacobi</i>	
AS POLÍTICAS PÚBLICAS DE ABASTECIMENTO E SEGURANÇA DOS ALIMENTOS COMO CAMPO INTERDISCIPLINAR E INTERSETORIAL.....	358
<i>Edvaldo Sapia Gonçalves</i>	



## **REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO E ÁREAS VERDES:PROVEDORES E RECEBEDORES DE SERVIÇOS AMBIENTAIS**

Ana Karina Merlin do Imperio Favaro<sup>1</sup>; Silvana Audrá Cutolo<sup>2</sup>; Maria Luiza Leonel Padilha<sup>3</sup>;  
Juliana Barbosa Zuquer Giareta<sup>4</sup>; Leandro Luiz Giatti<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Doutoranda em Saúde Pública, Laboratório de Mudanças Climáticas - FSP - Universidade de São Paulo – anakarinafavaro@usp.br.

<sup>2</sup>Doutora em Saúde Pública, Laboratório de Mudanças Climáticas - FSP - Universidade de São Paulo.

<sup>3</sup>Doutora em Saúde Pública, Faculdade SENAI de Tecnologia Ambiental.

<sup>4</sup>Mestre em Ciências, Universidade Metodista de São Paulo.

<sup>5</sup>Doutor em Saúde Pública, Laboratório de Mudanças Climáticas - FSP - Universidade de São Paulo.

### **RESUMO**

O aumento da urbanização, com a perda de áreas verdes, afeta a produção de serviços ambientais. Faz-se necessário identificar as áreas responsáveis pela manutenção desses serviços (provedores), bem como seus usuários (recebedores), disponibilizando informações para as tomadas de decisão. O objetivo do desse estudo foi identificar essas áreas na Região Metropolitana de São Paulo. Uma pesquisa documental foi realizada. Os maiores provedores são São Paulo, Juquitiba e São Bernardo do Campo e os maiores recebedores são São Paulo, Guarulhos e São Bernardo do Campo.

**PALAVRAS-CHAVE:** Região Metropolitana de São Paulo, serviços ambientais, provedores, recebedores.

### **ABSTRACT**

Increasing urbanization, with green areas loss, affects the production of environmental services. It is necessary to identify the areas responsible for maintaining these services (providers) and their users (receivers), providing information for decision-making. The aim of this study was to identify those areas in the Metropolitan Region of São Paulo. Documentary research was conducted. The largest providers are São Paulo, Juquitiba and São Bernardo do Campo and the largest receivers are São Paulo, Guarulhos and São Bernardo do Campo.

**KEYWORDS:** Metropolitan Region of São Paulo, environmental services, providers, receivers.

### **INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA**

A maior parte dos ecossistemas naturais foi convertida em decorrência de outros tipos de uso e ocupação dos solos. Esse uso pode influenciar as características, as propriedades, os componentes e os processos dos ecossistemas (GROOT et al., 2009).

A maneira como os ecossistemas reagem às interferências (tanto naturais, quanto humanas), na maioria das vezes, não pode ser antecipada. A compreensão de que os bens e serviços prestados pelos ecossistemas são fundamentais para o bem-estar é recente



(BENNETT et al., 2003). Segundo ELMQVIST et al. (2003), a diversidade biológica pode aumentar a resiliência dos ecossistemas possibilitando o status desejável. A resiliência é fundamental para a renovação e reorganização dos ecossistemas, para a capacidade de adaptação e para a saúde ambiental.

O aumento da urbanização acelera a degradação ambiental e, consequentemente, a perda de serviços ambientais (SETO et al., 2010; FREITAS et al., 2007). A regulação climática, o sequestro de carbono e a biodiversidade, de abrangência global e a regulação dos fluxos hidrológicos, de abrangência regional, são alguns dos principais serviços afetados pela perda de áreas verdes no processo de urbanização.

A perda de serviços ambientais acarreta diminuição da saúde ambiental (LEEMANS, 2005), assim, faz-se necessário identificar as áreas verdes responsáveis pela manutenção dos Serviços Ambientais (provedores), bem como seus usuários (recebedores), disponibilizando informações para a tomada de decisão em relação ao processo de urbanização.

## OBJETIVO

Identificar, dentre os municípios da Região Metropolitana de São Paulo, os municípios que, possivelmente, são os maiores provedores e os maiores recebedores dos serviços ambientais selecionados para o estudo (regulação climática e dos fluxos hidrológicos, o sequestro de carbono e a biodiversidade).

## ÁREA DE ESTUDO

A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) possui uma população de aproximadamente 20 milhões de habitantes, ocupando os 39 municípios que a compõem. Esses municípios estão divididos, administrativamente, em 5 sub-regiões, como apresentado na Figura 1.



## Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

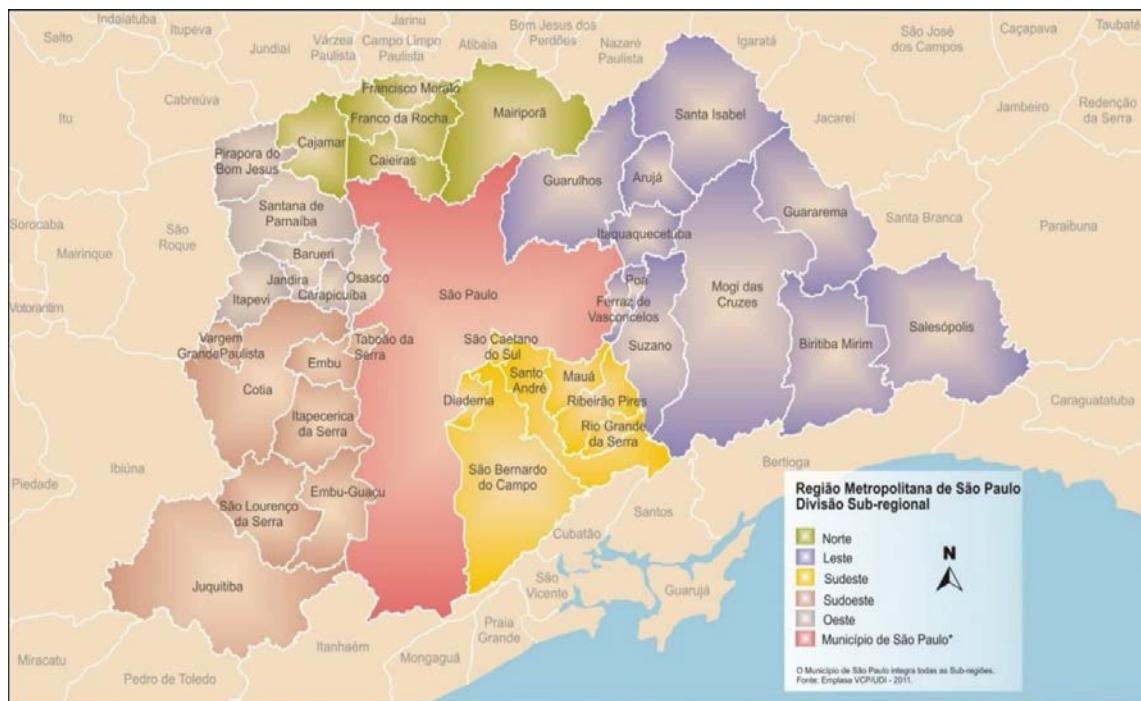


Figura 1. Mapa da Região Metropolitana de São Paulo e suas 5 sub-regiões.  
Fonte: EMPLASA, 2011.

## METODOLOGIA

Uma pesquisa documental foi realizada nos arquivos disponíveis *online* da Fundação Florestal e do Instituto Florestal, além do Sistema de Informações Florestais do Estado de São Paulo, todos ligados à Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, informações referentes aos parques municipais foram coletadas nos sites das prefeituras dos municípios da RMSP e, por fim, dados relativos às áreas e populações (IBGE). Foram colhidas informações referentes às áreas totais, áreas de remanescentes florestais, áreas de parques municipais e número de habitantes para cada municípios da RMSP.

## RESULTADOS

Tendo como base as áreas verdes, os serviços ambientais comumente analisados são: *i*) regulação climática; *ii*) regulação dos fluxos hidrológicos; *iii*) sequestro de carbono e; *iv*) biodiversidade.

Para a análise da provisão desses serviços por parte dos municípios da RMSP, foram consideradas as áreas de remanescentes florestais, pois além de proporcionarem os serviços de regulação climática, regulação dos fluxos hidrológicos e do sequestro de carbono, são mais



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**  
**Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

ricas em biodiversidade, por conservarem áreas de vegetação nativa. As informações referentes aos parques municipais são dispersas, não estão disponibilizadas por todas as prefeituras e nem sempre os parques constituem áreas verdes provedoras desses serviços ambientais, assim, para esse estudo, foram utilizadas somente as informações referentes às áreas verdes protegidas pelo Governo Estadual.

Os municípios foram classificados de acordo com sua área de remanescente florestal, como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Provedores e recebedores de serviços ambientais da RMSP.

	Município	Área total (km <sup>2</sup> ) (1)	Área de remanescentes florestais (km <sup>2</sup> ) (2)	%	População (3)
	São Paulo	1.523,28	321,28	21,0 9	11.253.50 3
Região					
NORTE	Caieiras	96,69	17,06	17,6 4	86.529
	Cajamar	131,40	16,92	12,8 8	64.114
	Francisco Morato	49,35	7,51	15,2 2	154.472
	Franco da Rocha	134,11	20,05	14,9 5	131.604
	Mairiporã	320,93	121,25	37,7 8	80.956
LESTE	Arujá	96,35	24,32	25,2 4	74.905
	Biritiba-Mirim	317,15	112,17	35,3 7	28.575
	Ferraz de Vasconcelos	29,92	6,13	20,4	168.306



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

				9	
	Guararema	270,60	38,83	14,3	25.844
	<b>Guarulhos</b>	319,19	98,67	30,9	1.221.979
	Itaquaquecetuba	82,97	7,89	9,51	321.770
	Mogi das Cruzes	713,29	166,50	23,3	387.779
	<b>Poá</b>	17,06	0,91	5,33	106.013
	<b>Salesópolis</b>	424,97	144,58	34,0	15.635
	Santa Isabel	362,73	83,93	23,1	50.453
	Suzano	206,61	31,88	15,4	262.480
SUDESTE	Diadema	30,84	1,54	4,99	386.089
	Mauá	61,30	7,30	11,9	417.064
	Ribeirão Pires	98,75	32,80	33,2	113.068
	<b>Rio Grande da Serra</b>	36,87	17,44	47,3	43.974
	Santo André	174,94	64,77	2	676.407
	<b>São Bernardo do Campo</b>	408,77	193,12	47,2	765.463
	<b>São Caetano do Sul</b>	15,37	0,00	0,00	149.263
SUDOESTE	Cotia	323,10	146,22	45,2	201.150
	Embu	70,39	16,19	23,0	240.230



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

				0	
	Embu-Guaçu	154,94	71,12	45,9	62.769
	Itapecerica da Serra	150,29	60,50	40,2	152.614
	Juquitiba	522,06	399,39	76,5	28.737
	São Lourenço da Serra	186,40	127,39	68,3	13.973
	Taboão da Serra	20,29	1,84	9,07	244.528
	Vargem Grande Paulista	42,08	6,88	16,3	42.997
	Barueri	66,14	5,35	8,09	240.749
OESTE	Carapicuíba	34,60	1,14	3,29	369.584
	Itapevi	83,10	19,87	23,9	200.769
	Jandira	17,69	1,32	7,46	108.344
	Osasco	64,03	1,56	2,44	666.740
	Pirapora do Bom Jesus	108,78	28,92	26,5	15.733
	Santana de Parnaíba	179,80	43,38	24,1	108.813
	TOTAL	7.947,13	2.467,92	19.683.97	5
<b>Recebedor</b> <span style="background-color: red; color: white; padding: 2px 5px;">1°</span> <span style="background-color: orange; color: white; padding: 2px 5px;">2°</span> <span style="background-color: yellow; color: black; padding: 2px 5px;">3°</span> <span style="background-color: green; color: white; padding: 2px 5px;">3°</span> <span style="background-color: green; color: white; padding: 2px 5px;">2°</span> <span style="background-color: green; color: white; padding: 2px 5px;">1°</span> <b>Provedor</b>					

Fontes: (1) IBGE (2013); (2) INSTITUTO FLORESTAL; FUNDAÇÃO FLORESTAL (2013); (3) IBGE (2013).

Assim, os possíveis maiores provedores dos serviços ambientais selecionados para esse estudo são os municípios de São Paulo, Juquitiba e São Bernardo do Campo com maiores áreas de remanescentes, sendo 321, 399 e 193km<sup>2</sup>, respectivamente. Em termos de



porcentagem da área territorial, apresentam-se os municípios de Juquitiba, São Lourenço da Serra e Rio Grande da Serra com 76, 68 e 47% de seus territórios, respectivamente, com áreas cobertas por mata nativa. Tendo, os serviços ambientais selecionados, abrangência regional e global, os maiores recebedores seriam aqueles municípios com maior população. São Paulo, Guarulhos e São Bernardo do Campo seriam os mais beneficiados com 11.253.503, 1.221.979 e 765.463 habitantes e os municípios de São Lourenço da Serra, Salesópolis e Pirapora do Bom Jesus os menos beneficiados, com 13.973, 15.635 e 15.733 habitantes cada.

## CONCLUSÃO

Os maiores possíveis provedores de serviços ambientais da Região Metropolitana de São Paulo, em relação às áreas verdes e levando em consideração os serviços selecionados, são os municípios de São Paulo, em extensão, e São Lourenço da Serra em relação ao percentual da área territorial, sendo São Paulo o maior recebedor, com a maior população e São Lourenço da Serra o menor, com a menor população da região.

## REFERÊNCIAS.

BENNETT, E. M. et al. Why global scenarios need ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 6, p.322-329, 2003.

ELMQVIST, T. et al. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.1, n.9, p.488-494, 2003.

EMPLASA. EMPRESA PAULISTA DE PLANEJAMENTO PAULISTANO S. A. **Por dentro da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP**. São Paulo: EMPLASA, 2011. Disponível em: <<http://www.emplasa.sp.gov.br/emplasa/RMSP/rmsp.pdf>>. Acesso em: 25 set. 2013.

FREITAS, C. M. et al. Environmental sustainability and human well-being indicators from the ecosystem perspective in the Middle Paraiba Region, Rio de Janeiro State, Brazil. **Cadernos De Saude Publica**, v. 23, p. S513-S528, 2007.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

FF. FUNDAÇÃO FLORESTAL. Unidades de Conservação – **APAs Áreas de Proteção Ambiental Estaduais. São Paulo, 2013.** Disponível em: <<http://fforestal.sp.gov.br/unidades-de-conservacao/apas/apas-areas-de-protecao-ambiental-estaduais/>>. Acesso em: 18 outubro 2013.

GROOT, R. S. et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v.7, n.3, p.260-272, nov. 2009.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades.** Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/uf.php?lang=&coduf=35&search=sao-paulo>>. Acesso em: 16 outubro 2013.

IF. INSTITUTO FLORESTAL. **Áreas Protegidas do Instituto Florestal. São Paulo, 2013.** Disponível em: <[http://www.iforestal.sp.gov.br/areas\\_protegidas/index.asp](http://www.iforestal.sp.gov.br/areas_protegidas/index.asp)>. Acesso em: 18 outubro 2013.

LEEMANS, R. Global environmental change and health: integrating knowledge from natural, socioeconomic and medical sciences. **Environmental Change and Malaria Risk: Global and Local Implications**, v.9, p.15-26, 2005.

SETO, K. C. et al. The New Geography of Contemporary Urbanization and the Environment. **Annual Review of Environment and Resources**, v.35, p.167-194, ago. 2010.



## DIAGNÓSTICO DO DESTINO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM ASSENTAMENTOS NO TERRITÓRIO DA CIDADANIA-INTEGRAÇÃO NORTE DO PARARANÁ

Flávia Regina Moreira Fernandes<sup>1</sup>; Mauro Januário<sup>2</sup>; Mauren Sorace<sup>3</sup>; Júlia Pezarini Baptista<sup>4</sup>; Igor Graciano<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Bióloga bolsista do NEAT, Núcleo de Estudos em Agroecologia e Territórios da Universidade Estadual do Norte do Paraná – UENP/Campus Luiz Meneghel – flaviomoreira@uenp.edu.br.

<sup>2</sup>Mestre em Agrometeorologia - UENP/Campus Luiz Meneghel.

<sup>3</sup>PhD Dra. em Agronomia – UEL.

<sup>4</sup>Graduanda em Ciências Biológicas - UENP/Campus Luiz Meneghel.

<sup>5</sup>Agrônomo bolsista do NEAT - UENP/Campus Luiz Meneghel.

### RESUMO

A preservação do meio ambiente tem sido objeto de constante preocupação da sociedade organizada. Norteados por este pensamento, o trabalho teve o objetivo de diagnosticar, utilizando-se de questionários, a destinação de resíduos sólidos e suas repercussões sobre os recursos naturais em assentamentos rurais localizados no Território da Cidadania – Integração Norte Pioneiro/PR.

**PALAVRAS-CHAVE:** Resíduos Sólidos, Sustentabilidade, Recursos Naturais.

### ABSTRACT

The preservation of the environment has been the subject of constant concern of organized society. Guided by this thought, the work aimed to diagnose, using questionnaires, the disposal of solid waste and its impact on natural resources in rural settlements located in the Territory of Citizenship - Integration Pioneer North / PR.

**KEYWORDS:** Solid Waste, Sustainability, Natural Resources.

### INTRODUÇÃO

O assentamento rural é caracterizado por sua base familiar em busca de desenvolvimento socioeconômico e sustentável. Nesse contexto, a implantação de ações voltadas à questão ambiental apresenta fundamental importância, exemplo disto seria o descarte correto de resíduos sólido e redução no impacto ambiental. Nessa vertente, pouco se sabe sobre a realização da coleta de lixo nas propriedades rurais, pois não foi encontrado pesquisas relacionadas ao tema abordado. Os assentamentos rurais e demais propriedades do campo não possuem um sistema de coleta de lixo doméstico como ocorre normalmente nas cidades, e sem muitas alternativas, realizam o descarte de lixo das mais diversas formas possíveis (SOUZA et al., 2005), podendo afetar de forma negativa e gradativa o meio ambiente. Quando resíduos domésticos são queimados, ocorre grande emissão de gases



tóxicos para a atmosfera, bem como se enterrados, demorando anos para se decompor (COSTA; TEODÓDIO, 2011). Nas comunidades rurais o lixo não é separado, sendo atirado de qualquer modo no solo e frequentemente sendo queimado, o que causa vários prejuízos ao solo, reduzindo os nutrientes da terra e também gerando enfermidades nos seres humanos (LIMA et al., 2005). Ao considerar a questão da reforma agrária brasileira sob novos modelos socioambientais, a educação ambiental recebe grande influencia no que diz respeito às informações sobre a sustentabilidade, impacto ambiental, destinação de resíduos, entre outros. Nesse sentido, foram aplicados questionários às famílias de municípios com assentamentos rurais com objetivo de diagnosticar o destino dos resíduos sólidos dessa região, tornando-se essencial a observação da realidade dos agricultores para então surgir possíveis mudanças.

## **METODOLOGIA**

O delineamento da pesquisa foi teórico-empírico e a pesquisa foi realizada por meio de revisão de literatura e de pesquisa de campo (GIL, 2002) referentes à destinação final do lixo produzido nos assentamentos rurais. Inicialmente, foi efetuada uma pesquisa bibliográfica e documental para embasar teoricamente o estudo, bem como um levantamento dos municípios paranaenses pertencentes à área estudada. Utilizou-se um questionário com perguntas estruturadas (GIL, 2002) aplicadas a 9,5% ( $n = 36$ ) do total de 377 famílias pertencentes aos quatro assentamentos pesquisados. O questionário foi submetido, antes de sua aplicação no campo, a uma análise intersubjetiva entre pares de diferentes áreas, formada por integrantes do NEAT (Núcleo de Estudos de Agroecologia e Territórios - UENP) das áreas de Administração, Enfermagem, Direito e Agronomia e validado a partir de teste-piloto junto a oito famílias nos assentamentos Nova Bandeirantes, no município de Bandeirantes, e Robson de Souza, em Congonhinhas/PR. Os assentamentos rurais estudados pertencem ao Território de Integração Norte Pioneiro, localizado em uma área de transição entre o Segundo e Terceiro Planalto paranaenses que abrange uma área de 10.436,35 km<sup>2</sup>, correspondendo a cerca de 5% do território estadual (PTDRS, 2011). É também constituído por 29 municípios e reúne 306.502 pessoas, representando 3% da população estadual (BRASIL, 2008).



Figura 1. Mapa Território da Cidadania – Integração Norte Pioneiro/PR.

Fonte: PTDRS, 2011.

Dos 26 assentamentos rurais identificados pela IPARDES (2007), foram selecionados 4: Assentamento Modelo e Marimbondo, do município de Ibaiti; Assentamento Carlos Lamarca e Rosa Luxemburgo, do município de Congonhinhas, o equivalente a 17% do total de assentamentos estaduais localizados no Território da Cidadania Integração Norte Pioneiro.

## RESULTADOS

Para quantificar os resultados foi submetido a análises estatísticas, sendo útil para apresentação de gráficos que ilustrem a realidade das comunidades estudadas. As perguntas abordadas são referentes ao destino do lixo orgânico, reciclável e comum, se há uma separação e quanto tempo que cada família está no assentamento, diagnosticado que 50% delas residem a mais de 10 anos no mesmo assentamento e 22% de 3 a 5 anos. Foi possível observar que nenhum dos assentamentos há coleta de lixo doméstico, exceto no assentamento



Marimbondo que é dividido por duas comarcas, sendo uma parte pertencente ao município de Ibaiti e outro ao município de Japira, nesta um caminhão do município passa pela rodovia próxima ao assentamento uma vez por semana. A maioria das famílias (89%) realizam a separação do lixo reciclável e orgânico. Este fato se deve ao reaproveitamento do lixo, muitos realizam essa ação sem a consciência de que separar faz bem para o ambiente. A questão relacionada à destinação do lixo orgânico destaca que somente 2% das famílias enterram o lixo, a prática mais comum é a alimentação animal (94%) seguido de utilização para compostagem como adubo (4%), já sobre o lixo reciclável (plástico, vidro, metal e papel) evidenciou que muitas famílias queimam ou enterram. Entretanto também demonstrou outras destinações: reciclagem (18%), venda (11%), descarte para coleta seletiva municipal (22%), armazenagem (18%) e descarte direto no lixão municipal (30%). Sobre o lixo comum, aquele que não é reciclável e nem orgânico, aproximadamente 80% queimam, 14% enterram e 33% descartam no lixão municipal, que são aqueles que possuem um lixão a céu aberto próximo, como o Assentamento Carlos Lamarca, e o assentamento Japira em que uma vez na semana passa um caminhão.

## **CONCLUSÃO**

Os assentamentos, assim como a zona rural, não possuem um serviço público de coleta de resíduos sólidos, equivalente ao da zona urbana, o que obriga os moradores a responder pelo processo de destinação do lixo, ocupando um lugar que caberia ao poder público. Ainda assim, destaca-se também a responsabilidade do cidadão que habita esses ambientes em dar um destino final correto ao lixo produzido em sua residência, pois, conforme verificado pela pesquisa de campo, a maioria das famílias queima ou enterra seu lixo, comprometendo cada vez mais o ambiente e o solo.

## **REFERÊNCIAS.**

BRASIL. **Territórios da Cidadania:** Brasil 2008. Disponível em:  
<<http://www.territoriosdacidadania.gov.br>>. Acesso em: 22 de Set. 2013.

COSTA, D. V.; TEODÓDIO, A. S. S. Desenvolvimento sustentável, consumo e cidadania: um estudo sobre a (des) articulação da comunicação de organizações da sociedade civil, do



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

estado e das empresas. **Rev. Adm. Mackenzie**, São Paulo, v. 12, n. 3. Jun. 2011. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1678-69712011000300006&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1678-69712011000300006&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 08 Out. 2013.

GIL, Antônio Carlos. **Como elaborar projetos de pesquisa**. São Paulo: Atlas, 2002.

IPARDES. **Diagnóstico socioeconômico do Território Norte Pioneiro Paranaense: 1ª fase, caracterização global**. Curitiba: Ipardes, 2007. 154 p.

LIMA, A. A. et al. Lixo Rural: O caso do município de João Alfredo (PE). **Revista Caminhos de Geografia**, v. 1 n. 16, p. 1-5, out. 2005.

PTDRS. **PLANO TERRITORIAL DE DESENVOLVIMENTO RURAL SUSTENTÁVEL. Território Integração Norte Pioneiro - PR**. Danusa Freire Costa Diniz. Japira-PR. Fundação RURECO, 2011. 144p. Disponível em: <[http://www.condetinp.com.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=23:plano-territorial-de-desenvolvimento-sustentavel-do-norte-pioneiro-ptdrs-&catid=2:noticias&Itemid=9](http://www.condetinp.com.br/index.php?option=com_content&view=article&id=23:plano-territorial-de-desenvolvimento-sustentavel-do-norte-pioneiro-ptdrs-&catid=2:noticias&Itemid=9)>. Acesso em: 12 Ago. 2013.

SOUZA, M. C.; KHAN, A. S.; PESSOA, A. T. B.; LIMA, P. V. P. S. Sustentabilidade da agricultura Familiar em Assentamentos de Reforma Agrária no Rio Grande do Norte. **Revista Econômica do Nordeste**, Fortaleza, v. 36, nº 1, jan./mar. 2005.



## INDICADORES ECOLÓGICOS: UMA DISCUSSÃO À LUZ TEÓRICA DOS CONCEITOS DE CIÊNCIA PÓS-NORMAL E CONSERVAÇÃO BIOLÓGICA

Juliana Ribeirão de Freitas<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Bióloga, PROCAM/IEE/USP – Programa de Pós graduação em Ciência Ambiental/Instituto de Energia e Ambiente/Universidade de São Paulo, jufreitas@usp.br.

### RESUMO

Os pressupostos da ciência normal não são suficientes para abranger as questões atuais, tais como avaliação da qualidade ecológica dos ambientes. Os indicadores ecológicos tem o papel de tornar o conceito de qualidade ecológica objetivo e promover o diálogo entre ciência e política. A prevalência do paradigma de ciência livre de valores, a resistência ao diálogo com uma comunidade ampliada de pares e ausência de conhecimento dos descritores da biodiversidade são obstáculos ao desenvolvimento e à aplicação de indicadores ecológicos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Indicadores ecológicos, Ciência pós-normal e Conservação Biológica.

### ABSTRACT

The assumptions of normal science are not sufficient to cover current issues such as assessing the ecological quality of the environments. Ecological indicators has the role of making the concept of ecological quality objective and promote dialogue between science and policy. The prevalence of the paradigm of science free of values, resistance to an expanded dialogue with peers and lack of knowledge of the biodiversity community descriptors are obstacles to the development and application of ecological indicators.

**KEY-WORDS:** Ecological indicators, post-normal science and Biological Conservation.

### INTRODUÇÃO

Ao final século XX e inicio do XXI nos deparamos com problemas de consequências em escala global, tais como declínio da biodiversidade, escassez de água, desertificação e mudanças climáticas. O número de espécies extintas vem aumentando em taxas nunca antes vistas na história do planeta (CBD, 2011). A complexa rede de interações entre as espécies nos ecossistemas promove um fluxo de energia e matéria que mantém o funcionamento dos ecossistemas e disponibiliza serviços dos quais a humanidade depende tais como produção de solo fértil e de água e regulação do clima, (MA, 2003). Portanto, esse declínio constitui-se como um problema para os seres humanos.

Desde o século XVII resolvemos problemas por meio da metodologia científica, que propõe a redução dos sistemas a suas partes componentes. O entendimento completo e objetivo de cada uma das partes deve nos levar a conclusões únicas e exatas, à



predictibilidade e ao controle da natureza (DESCARTES, 1637/2007). Essa metodologia embasou o desenvolvimento de tecnologias por trás das práticas industriais e agrícolas modernas. E foram essas práticas que causaram os problemas ambientais atuais. Por isso não podem ser resolvidos com as mesmas ferramentas que ajudaram a criá-los (MARTÍNEZ-ALIER, 2010). Além disso, as questões ambientais estão imersas em uma realidade complexa em que as relações entre as partes componentes dos sistemas não pode ser reduzidas às suas características quando isoladas (MORIN, 2010).

A ciência pós-normal é uma abordagem de ciência que se adéqua à complexidade de problemas pós-modernos, especialmente os ambientais, sociais e éticos, tradicionalmente considerados externalidades à ciência e tecnologia (FUNTOWICZ; RAVETZ, 1993). A sua denominação se dá em oposição aos períodos de ciência normal definidos por Thomas Kunh (2003). Segundo essa abordagem a atividade científica deve compreender a complexidade das relações de causa e consequência, ter um enfoque sistêmico, considerar a pluralidade de respostas e incorporar incertezas. Embasa-se no fato de que a ciência é uma atividade humana e como tal nunca poderá estar isenta de valores. Nesse sentido, os valores devem ser explícitos e não pressupostos, como na ciência normal. As soluções dos problemas para os quais a ciência normal é inefetiva, não deve se restringir apenas aos especialistas, mas a uma comunidade ampliada de pares, da qual fazem parte todos os interessados no diálogo sobre estes problemas (FUNTOWICZ; RAVETZ, 1993). A Conservação Biológica é um campo do conhecimento surgido na década de 1970 (MEFE; CARROLL, 1994) e apesar de ter surgido duas décadas antes, seus pressupostos se encaixam aos da ciência pós-normal.

Incerteza, inexatidão e complexidade são partes integrantes da Ecologia e da Conservação (PRIMACK, 1950). Os ecossistemas são sistemas complexos e por isso, as influências estocásticas sobre os sistemas ecológicos podem ser enormes; muitos processos significantes podem ser não lineares (ODUM, 1971). Os processos ecológicos e evolutivos dos ecossistemas estão permeados de inter-relações entre as espécies tais como polinização, frugivoria, ou herbivoria (LEWINSOHN et al., 2006; BLÜGHTEN, 2011). Tais relações não seguem um padrão único e isso abre um leque de possibilidades de previsões no caso de extinção de espécies (THOMPSON, 2012). Além disso, a Conservação Biológica assume-se carregada de valores, pois parte do princípio que a diversidade de organismos é boa, que



complexidade ecológica é benéfica e que a biodiversidade tem um valor intrínseco e que isso é bom (MEFFE; CARROLL, 1994).

As medidas políticas ambientais necessitam de avaliação da qualidade ambiental. Em geral, a mensuração dessa qualidade é feita de forma indireta, utilizando-se indicadores. Os indicadores ambientais surgiram a partir da necessidade de mensurar a sustentabilidade, conceito surgido em meados da década de 1980 e popularizado após a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento Rio-92 (TAYRA; RIBEIRO, 2006). Os primeiros indicadores consideravam os termos “ambiental” e “ecológico” como sinônimos. Atualmente ambos são distintos.

Indicadores ambientais representam todos os elementos da cadeia causal que relacionam as atividades humanas ao seu impacto ambiental bem como os responsáveis (TAYRA; RIBEIRO, 2006). Devem conjugar parâmetros das 4 dimensões da sustentabilidade: social, ambiental, institucional e econômica (VALENTIN; SPANGENBERG, 2000). Para conjugá-los, criam-se sistemas de indicadores, capazes de lidar com variáveis vinculantes e/ou sinérgicas, que analisadas em seu conjunto podem mostrar as principais tendências, tensões e causas dos problemas de sustentabilidade (TAYRA; RIBEIRO, 2006). Em geral seguem modelos indicados pela Comissão de Desenvolvimento Sustentável da ONU (ONU, 2007).

Já os indicadores ecológicos são um subconjunto de indicadores ambientais que se aplicam aos processos ecológicos - isto é, relacionados a fenômenos físicos, químicos e biológicos (NIEMI; MCDONALD, 2004). Podem ser definidos como parâmetros biológicos baseados em populações, conjunto de populações ou propriedades sistêmicas que, por suas características qualitativas e/ou quantitativas, retratam o estado de um sistema ecológico, permitindo detectar e monitorar eventuais mudanças no sistema ao longo do tempo (DALE; BEYELER, 2001).

## **OBJETIVOS**

O objetivo deste artigo é discutir as seguintes questões: 1. Qual o papel dos indicadores ecológicos no contexto da ciência pós-normal e da Conservação Biológica? 2. Qual o estado da arte dos indicadores ecológicos na atualidade? 3. Quais os possíveis obstáculos à aplicação de indicadores em ações de conservação com ênfase na política ambiental brasileira?



## DESENVOLVIMENTO

*1. Qual o papel dos indicadores ecológicos no contexto da ciência pós-normal e da conservação biológica?*

A avaliação da qualidade dos ecossistemas é o ponto inicial para a elaboração de políticas e medidas. Os indicadores ecológicos tem o propósito tornar o conceito de qualidade ecológica objetivo e conectar essa qualidade com as medidas e políticas ambientais (TURNHOUT et al., 2007). Dentro do contexto da ciência normal essa é uma tarefa difícil.

Em geral, a natureza que é percebida como um sistema altamente complexo, espacialmente heterogêneo e com flutuações temporais. Um indicador ecológico é uma simplificação da natureza, pois é baseado em um conjunto limitado de parâmetros e não é capaz de captar tal complexidade por completo. Por conter alto grau de incerteza, os indicadores ecológicos não são considerados confiáveis na abordagem da ciência normal (TURNHOUT et al., 2007). Nesse sentido, os pressupostos da ciência pós-normal podem contribuir com a construção de indicadores ecológicos.

Natureza e qualidade não são características objetivas e são conceitos essencialmente carregados de valor. Nós utilizamos os indicadores para construir um 'quadro' no qual inserimos apenas aqueles fatores que são considerados relevantes para aquilo que consideramos ser 'natureza' e 'qualidade' nos diferentes contextos de conservação. Um exemplo é a escolha entre parâmetros bióticos ou abióticos para compor indicadores (TURNHOUT et al., 2007). Os parâmetros bióticos são frequentemente vistos como componentes mais valiosos porque se aproximam do que se espera que seja a 'natureza'. No entanto, podem sofrer altas flutuações naturais e por isso apresentam pouca predictabilidade. Já os parâmetros abióticos são mais estáveis e previsíveis. Mas em geral indicam critérios para o que se espera da 'qualidade', ou seja, indicam apenas condições para a qualidade ecológica e não a qualidade em si (TURNHOUT et al., 2007). A construção de indicadores é uma expressão de valores, mas o ideal de ciência livre de valores é ainda muito dominante na comunidade científica (BOSSEL, 1997; LACEY, 2008).

Outro pressuposto da ciência pós-normal que pode contribuir com o desenvolvimento de indicadores ecológicos está relacionado com a noção fronteiras do conhecimento. Segundo o paradigma tradicional, a ciência deve lidar com fatos objetivos e política deve basear-se



neles para tomar decisões carregadas de valor (POPPER, 1993). Nesse contexto, tanto ciência quanto política tem seus domínios específicos, com seus conjuntos de procedimentos e regras característicos.

Como estabelecer regras para questões que se encontram na fronteira entre os campos? Uma possível percepção envolve a noção de transferência de conhecimento. Sob essa perspectiva, a ciência ocupa-se de produzir conhecimento, selecionar informações, adaptá-las e traduzi-las para a política, que fará uso prático dele (TURNHOUT et al., 2007). No entanto, questões que estão no limite entre as duas áreas, são uma via de mão dupla: questões políticas são frequentemente traduzidas em perguntas de pesquisa. O desenvolvimento de indicadores localiza-se nesta fronteira. Ciência e política atuam em conjunto para a produção do conhecimento, pois os indicadores não são apenas desejados pelos tomadores de decisão, mas também são concretizados e moldados por eles (VALENTIN; SPANGENBERG, 2000). Indicadores ecológicos não podem ser considerados unicamente científicos sem ressalvas. Rotulá-los unicamente de políticos, por outro lado, não abarcará o input científico que é requerido para seu desenvolvimento. Para serem efetivos devem ser capazes de conectar dois domínios e ir e vir entre ambos (TURNHOUT et al., 2007).

## *2. Qual o estado da arte dos indicadores ecológicos na atualidade?*

O conceito teórico de indicador ecológico é um consenso entre os especialistas (DALE; BEYELER, 2001; NIEMI; MCDONALD, 2004). Mas a definição do que pode ou não desempenhar o papel de indicador ecológico é potencialmente confusa. Isso acontece porque tal definição é relativa e aninhada. Por exemplo, um *critério* como a diversidade pode ser acessada por meio de um *indicador ecológico* como riqueza de espécies. E a diversidade também ser um indicador ecológico para um critério mais amplo, como a qualidade ecológica. Da mesma forma, a disponibilidade de nutrientes no solo de certas áreas naturais pode ser um critério avaliado com a presença de urtiga como indicador. Ao mesmo tempo, a disponibilidade de nutrientes no solo pode ser usada como indicador quando uma avaliação é acerca da qualidade ecológica de uma área natural (TURNHOUT et al., 2007). Usualmente, o parâmetro do termo 'indicador ecológico' é reservado para baixos níveis de abstração como espécies ou concentração. O termo 'critério' é frequentemente reservado para níveis mais altos como biodiversidade, naturalidade, etc. O mais alto no ranking é o conceito de qualidade



(TURNHOUT et al., 2007).

O desenvolvimento de indicadores ecológicos, em qualquer um desses níveis, deve ser baseado em um ou mais descritores. Estes são dados qualitativos ou índices quantitativos, de qualquer origem, que descrevem aspectos bióticos e abióticos do ambiente. Apesar dos esforços das pesquisas atuais, sabemos pouco sobre os descritores bióticos, o que dificulta a construção dos indicadores ecológicos (METZGER; CASATTI, 2006). Para as regiões tropicais, onde se observa alta biodiversidade, a tarefa de desenvolver indicadores torna-se ainda mais árdua (LEWINSOHN; PRADO, 2002). No Brasil o conhecimento dos descritores tem demonstrado um grande avanço, mas para que estes descritores sejam considerados indicadores mais pesquisas são necessárias.

De uma maneira geral, a pesquisa em indicadores ecológicos têm privilegiado os ecossistemas aquáticos em detrimento dos terrestres (METZGER; CASATTI, 2006). No caso de ambientes aquáticos continentais, o alvo da conservação é, em geral, a avaliação da integridade biológica do sistema. Esta é definida como a capacidade de um ambiente manter e suportar uma biota comparável aos ambientes naturais de uma região. Um exemplo é o índice de integridade biótica (“index of biotic integrity”, IBI), que foi baseado em características biológicas de comunidades de peixes de riachos (KARR, 1981).

Um outro exemplo é o AMOEBA, um indicador ecológico holandês desenvolvido de forma conjunta entre cientistas e membros do governo. Consiste em um conjunto de parâmetros que avaliam a qualidade ecológica dos sistemas aquáticos continentais e marítimos na Holanda. Os parâmetros são medidos ao longo do tempo e comparados ao seu próprio estado durante os anos de 1930, década em se considera que os ecossistemas aquáticos apresentavam qualidade ecológica. Os desenvolvedores são otimistas sobre a possibilidade da aplicação desta abordagem em outros ecossistemas e regiões. Mas forma geral essa abordagem é alvo de críticas na comunidade científica, em especial dos ecólogos que tem resistência a abordagens que superam as ideias da ciência normal (TURNHOUT et al., 2007).

A conservação de ambientes terrestre envolve a escassez de recursos financeiros e a disputa de territórios. Por isso, indicadores que auxiliem o estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação são de suma importância (VALLEJO, 2002). Nesses ambientes, os estudos dos descritores e os caminhos para a construção de indicadores são



mais desenvolvidos para a Mata Atlântica, deixando defasados os outros Domínios (METZGER; CASATTI, 2006). Para áreas de cerrado, apenas Durigan et al. (2006) propuseram 15 indicadores para comparar o valor para conservação de 86 áreas de cerrado do estado de São Paulo. Estes indicadores incluem aspectos biológicos (riqueza, ocorrência de espécies raras e endêmicas, representatividade fitogeográfica, proteção de mananciais, diversidade de fisionomias), espaciais (tamanho, conectividade e quantidade de borda do fragmento, além do tipo de matriz no entorno) e de grau de integridade e perturbação (presença de espécies invasoras, ocorrência de fogo, gado, lixo e corte seletivo).

Em geral, o foco de interesse para a conservação de ecossistemas terrestres não é tanto a integridade do sistema, mas sim o seu valor em termos de diversidade biológica, medida majoritariamente com base no número de espécies. Estudos tem apontado para a necessidade da representação da biodiversidade para além do número de espécies, incluindo a função das espécies presentes em um ecossistema (DÍAZ; CABIDO, 2001). A diversidade funcional está diretamente ligada aos componentes da biodiversidade que influenciam o funcionamento e a operação dos ecossistemas (TILMAN, 1997). Por isso tem grande potencial para ser utilizada como indicador (TRINDADE-FILHO; LOYOLA, 2010). No entanto, apenas um estudo até o momento se propôs a investigar sua aplicabilidade (TRINDADE-FILHO et al., 2012).

### *3. Quais os possíveis obstáculos à aplicação de indicadores em ações de conservação com ênfase na política ambiental brasileira?*

A aplicação de um indicador ecológico só será bem sucedida se ele atender tanto ao rigor científico quanto às necessidades dos gestores e formuladores de políticas (NIEMI; MCDONALD, 2004). Do ponto de vista científico, um bom indicador ecológico deve fornecer informações que permitam prever mudanças futuras no ambiente, diagnosticar o estado de conservação e embasar as ações de remediação (DALE; BELEYER, 2001). Do ponto de vista político, deve possibilitar a avaliação das performances das políticas ambientais, ser de fácil comunicação para o público em geral, de prática mensuração e baixo custo (MORAES et al., 2010). Assim, desenvolver indicadores não pode ser um processo puramente técnico ou científico. O que se observa frequentemente, é que os indicadores são desenvolvidos por pesquisadores que consideram majoritariamente o rigor científico e que



tem pouco sucesso na sua aplicação em ações de conservação (VALENTIN; SPANGENBERG, 2000).

No Brasil, onde a política de conservação é fortemente influenciada pelas ideias norte-americanas, a escolha de áreas para a conservação foi historicamente baseada em critérios estéticos. As primeiras reservas brasileiras, como o Parque Nacional do Itatiaia e o Parque Nacional do Iguaçu, foram estabelecidas com base na beleza cênica local. Os critérios científicos para o estabelecimento de áreas destinadas à conservação só começaram a ser discutidos por volta da década de 1970 (DIEGUES, 1996). Atualmente, a regulamentação do estabelecimento e manutenção das Unidades é feita pelo SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação (BRASIL, 2000). Segundo esta lei, a criação de uma Unidade de Conservação deve ser precedida de estudos técnicos que permitam identificar a localização, a dimensão e os limites mais adequados para a Unidade. São poucos os indicadores consolidados para o estabelecimento de áreas para a conservação (DURINGAN et al., 2006).

Toda Unidade de Conservação deve ter um plano de manejo. Este estabelece as normas, restrições para o uso, ações a serem desenvolvidas e manejo dos recursos e formas de monitoramento da qualidade ecológica da Unidade. Deve estar pronto em até 5 anos a partir da data de criação da Unidade. Deve também ser elaborado a partir de estudos que incluem diagnósticos do meio físico, biológico e social (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2013). Os diagnósticos e monitoramento deveriam ser feitos utilizando indicadores ecológicos. No entanto, o que se observa é que poucas Unidades tem seu plano pronto e das que tem, poucas incluem as formas de monitoramento.

O Novo Código Florestal Brasileiro dispõe sobre a proteção da vegetação nativa no Brasil em seu Art. 73 delega ao Sisnama - Sistema Nacional Do Meio Ambiente - a tarefa de criar e implementar indicadores com vistas a aferir a evolução dos componentes do sistema abrangidos pela lei (BRASIL, 2012). Assim, as formas de avaliação e monitoramento são normas em branco, isto é, dependem de complementação por parte dos institutos infralegais por meio de regulamentações, instruções normativas, decretos, portarias, etc. É importante que essas complementações sejam claras.

## **CONCLUSÃO**

Ao lidar com questões relacionadas com Conservação Biológica, os especialistas



percebem que podem ter diferentes ideias em relação à expectativa do que a natureza é ou deveria ser e se veem expostos à complexidade, incertezas e valores. A relação entre medidas políticas e qualidade do ecossistema não é direta nem previsível. Os pressupostos da ciência normal não são suficientes para abranger as questões envolvidas na interface ciência/política da atualidade. A maioria dos cientistas, entretanto, não aceita as ideias da ciência pós-normal como legítimas, em especial na questão dos valores.

A pesquisa brasileira avançou significativamente nos últimos 20 anos no conhecimento de descritores da nossa diversidade. Mas ainda há muito que fazer para se construir indicadores ecológicos eficientes. Além disso, o pouco conhecimento explorado acerca do tema tem privilegiado a Mata Atlântica e os ecossistemas aquáticos. Assim, faz-se necessário o investimento de esforços na pesquisa em ecossistemas terrestres e em biomas diferentes da Mata Atlântica.

Programas de pesquisa de longo prazo como o Biota-Fapesp (Programa de Pesquisas em Caracterização, Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade do Estado de São Paulo) e o PELD- CNPq (Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração) tem alta relevância para o aprimoramento do conhecimento sobre descritores e indicadores (METZGER; CASATTI, 2006). A diversidade funcional é uma forma de representação da biodiversidade diretamente relacionada com o funcionamento dos ecossistemas (DÍAZ; CABIDO, 2001). O potencial do uso dessa representação no desenvolvimento de indicadores poderia ser mais explorado.

A prevalência do paradigma de ciência livre de valores, a resistência ao diálogo com uma comunidade ampliada de pares e ausência de conhecimento dos descritores nos ambientes tropicais são obstáculos ao desenvolvimento e à aplicação de indicadores ecológicos.

## **REFERÊNCIAS.**

BRASIL. Lei n. 9985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. **Diário Oficial da União**, Brasília, 19 de julho de 2000.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, de 25 de maio de 2012.



BLÜTHGEN, N. Interações plantas-animais e a importância funcional da biodiversidade. In: Del Claro, K. e Torezan-Silingardi, H.M. **Ecologia das Interações Plantas-Animais: uma abordagem ecológico-evolutiva.** Rio de Janeiro: Technical Books Editora. 2011.

BOSSEL, H. Deriving indicators of sustainable development. **Environ. Model. Assess.** v. 1, p. 193–218. 1997

CBD. **CONVENTION OF BIOLOGICAL DIVERSITY.** Disponível em <<http://www.cbd.int/>>. Acesso em 12 out 2011

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecol. Indic.** n. 1, p. 3–10, 2001.

DESCARTES, R. **Discourse on method.** Kennington R. (trans.) Kraus P. and Hunt F (eds). Newburyport: Focus Publishing. 2007. (Obra original publicada em 1637).

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, 16(11), 646–655, 2001.

DIEGUES, A. C. **O mito moderno da natureza intocada.** São Paulo, Hucitec. 1996.

DURINGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C.; RATTER, J. A. Seleção de fragmentos prioritários para a criação de unidades de conservação do cerrado no Estado de São Paulo. **Rev. Inst. Flor.**, São Paulo, v. 18, n. único, p. 23-37. 2006.

FUNTOWICZ, S.; RAVETZ, J. R. Science for the Post-Normal Age. **Futures**, n. 25, p. 735-755. 29, 1993.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries** v. 6, n. 6p. 21-27, 1981.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

KUNH, T. **A estrutura das Revoluções Científicas.** Ed. Perspectiva, São Paulo. 2003.

LACEY, H. **Valores e atividade científica 1.** São Paulo: Associação Filosófica Scientiae Studia/Editora 34. 2008.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I.; JORDANO, P.; BASCOMPTE, J.; OLESEN, J. M. Structure in plant animal interaction assemblages. **OIKOS**, v. 113, n. 1, p. 174-184. 2006.

LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. **Biodiversidade brasileira:** síntese do estado atual do conhecimento. Editora Contexto, São Paulo. 2002.

MARTÍNEZ-ALIER, J. **El ecologismo de los pobres.** 4a ed., ampliada. Conflictos ambientales y lenguajes de valoración. Lima: Espiritrompa Ediciones, 2010. 416 p.

MEFFE, C. E.; CARROLL, C. R. **Principles of conservation biology.** Sunderland: Sinauer associates. 1963.

METZGER, J. P.; CASATTI, L. Do diagnóstico à conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, 2006.

MA. MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-Being.** Island. Press, Washington, DC. 2005. Available at: <<http://www.millenniumassessment.org/>>. Accessed: 11 sp. 2012.

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Unidades de Conservação.** Available in: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao>>. Accepted: 2013.

MORAES, L. F. D.; CARNEIRO, E. F.; CAMPELLO E FRANCO, A. A. Restauração Florestal: do diagnóstico ao uso de indicadores ecológicos para monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 2, p. 437-451, jun. 2010.



MORIN, E. **Para onde vai o mundo?** Petrópolis, Vozes, 2010.

NIEMI, G. J.; McDONALD, M. E. Application of ecological indicators. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst**, v. 35, p. 89–111. 2004.

ODUM, E. P. **Fundamental of ecology**. Philadelphia: W.B Sounders. 1971. 574p.

ONU. United Nations. **Indicators of Sustainable Development, Framework and Methodologies**. New York: United Nations, 1996.

PMSP. PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO; PNUMA. PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE. **GEO cidade de São Paulo:** panorama do meio ambiente urbano/SVMA, IPT. -- São Paulo : Prefeitura do Município de São Paulo. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente ; Brasília : PNUMA, 2004

POPPER, K. **A lógica da pesquisa científica**. São Paulo. Cultrix. 1993.

PRIMACK, R. B. **Essentials of conservation Biology**. Sianuer 5<sup>th</sup> Ed. 1950.

TAYRA, F.; RIBEIRO, H. Modelos de Indicadores de Sustentabilidade: síntese e avaliação crítica das principais experiências. **Saúde e Sociedade**, v.15, n.1, p. 84-95. 2006.

THOMPSON, J. N. O futuro dos estudos em interações plantas-animais. In: CLARO, K.; SLINGARD, H. M. T. (Orgs). **Ecologia das interações plantas- animais, uma abordagem ecologico-evolutiva**. 1ºEd. Technical Books Editora. Rio de Janeiro. 2012.

TILMAN, D, et al. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p.1300-1302, 1997.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

TRINDADE-FILHO, J.; LOYOLA, R. D. O uso de grupos indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade. **Rev. Biol. Neotrop.**, v. 7, n. 2, p. 27–38, 2010.

TRINDADE-FILHO, J.; SOBRAL, F. L.; CIANCIARUSO, M. V.; Loyola, R. D. Using indicator groups to represent bird phylogenetic and functional diversity. **Biological Conservation**, v. 146, n.1, p.155–162, 2012.

TURNHOUT, E.; HISSCHEMOLLER, M.; EIJSACKERS, H. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 2, p.215–228, 2007.

VALENTIN, A.; SPANGENBERG, J. H. A guide to community sustainability indicators. **Environmental Impact Assessment Review**, 20, 381–392, 2000.

VALLEJO, L. R. Unidades de conservação: uma discussão teórica à luz dos conceitos de território e de políticas públicas. **GEOgraphia**, v. 4, v 8, 2002.



## PARTICIPAÇÃO LOCAL NA IDENTIFICAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS, UM CASO DA COMUNIDADE DO MARUJÁ, ILHA DO CARDOSO – SP

Camila Jericó-Daminello<sup>1</sup>; Paulo Sinisgalli<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Camila Jericó-Daminello, PROCAM – USP – camilajdaminello@gmail.com.

<sup>2</sup>Paulo Antônio de Almeida Sinisgalli, PROCAM – USP.

### RESUMO

A identificação dos serviços ecossistêmicos é uma parte importante do processo de sua valoração. Este artigo apresenta esta abordagem metodológica de identificação de serviços ecossistêmicos em uma comunidade. Foram realizadas 53 entrevistas com a comunidade local para a identificação dos serviços ecossistêmicos, resultando num total de dezoito serviços ecossistêmicos identificados.

**PALAVRAS-CHAVE:** serviços ecossistêmicos, comunidade local, identificação, listas livres.

### ABSTRACT

The ecosystem services' identification is an important part of its valuation process. This article presents the methodological approach for the identification of ecosystem services through local people. 53 interviews with the community were held to promote the identification. The result is a total of eighteen ecosystem services identified.

**KEYWORDS:** ecosystem services, local community, identification, freelist.

### INTRODUÇÃO

Necessária ao processo de valoração dos serviços ecossistêmicos, a determinação de quais serviços devem ser incluídos no estudo é uma etapa muitas vezes negligenciada. Swallow et al. (1998) chama a atenção para o fato de que há uma concentração excessiva na pergunta “Qual é o valor?” e pouca importância para a discussão do que se valorar.

Para que os serviços ecossistêmicos a serem valorados possam ser representativos em qualquer contexto proposto, são necessário duas etapas de trabalho:

- a escolha da definição de serviços ecossistêmicos que será adotada no estudo;
- a determinação do método que será utilizado para a identificação dos serviços a serem valorados.

Existem diversos métodos utilizados para a identificação dos serviços ecossistêmicos. No entanto, em linhas gerais, eles podem ser divididos em dois grandes grupos. O primeiro se



caracteriza pela escolha dos serviços através de revisões bibliográficas sobre o estudo de caso e dados secundários. Esse método é comumente encontrado em estudos que buscam uma discussão generalista e/ou de serviços que tendem a ter uma abrangência em grandes escalas, como a global (COSTANZA et al., 1997; BOLUND; HUNHAMMAR, 1999).

O segundo grupo reúne os métodos que buscam no local de estudo a identificação desses serviços. Em geral, são estudos mais fidedignos com as realidades locais. A forma com que se busca determinar quais serviços serão estudados, pode variar. No entanto, quando há proximidade ou influência de uma população local, é cada vez mais comum, a inclusão de opiniões e percepções destes no estudo (RODRÍGUES, et al., 2006; CAMPOS et al., 2012).

A presente pesquisa foi realizada na comunidade do Marujá, localizada na Ilha do Cardoso (SP). Teve por objetivo a identificação de serviços ecossistêmicos locais por parte dos próprios moradores da comunidade. Com intuito de promover um grande envolvimento da comunidade na pesquisa, escolheu-se fazer toda a coleta de dados *in situ*, para que percepções e relações entre os moradores e os serviços ecossistêmicos pudessem ser expressas por eles próprios.

As duas etapas citadas anteriormente auxiliaram também a elaboração desta pesquisa. Assim, foi escolhida uma definição de serviço ecossistêmico que nortearia todo o estudo (1) e um método que pudesse incluir a população local, de forma que os serviços identificados exprimissem suas próprias ideias em relação ao ambiente (2).

### (1) O que são serviços ecossistêmicos?

O termo “serviço ecossistêmico” é uma abordagem relativamente nova, que visa a discussão de uma co-evolução entre o ambiente e o ser humano (BLONDEL, 2006). Por permitir esta “ponte”, é considerado como um conceito híbrido com origens ecológicas e econômicas (GÓMEZ-BAGGETHUN; DE GROOT, 2010).

Durante mais de 20 anos, o conceito de serviço ecossistêmico foi construído e só em 1981 foi denominado através deste termo específico (MOONEY; ERLICH, 1997). Desde então, este foi amplamente utilizado, não só como uma definição, mas também como um foco de estudo.

Mesmo com a sua intensa utilização, o conceito de serviço ecossistêmico está longe de ter uma única definição. As diferenças se dão na conceitualização do que são propriamente os



serviços, a diferenciação de serviços e funções ecossistêmicas e como se dá a relação entre os serviços e o bem-estar humano (DAILY, 1997; COSTANZA et al., 1997; DE GROOT et al., 2002; MEA, 2003; BOYD; BANZHAF, 2007).

Num trabalho de 2007, Boyd e Banzhaf publicaram a seguinte definição:  
*“components of nature, directly enjoyed, consumed or used to yield human well-being”*

Esta é uma tentativa de se trabalhar com a dificuldade prática da utilização do termo, propondo uma definição ecologicamente delimitada e baseada em princípios econômicos. Além disso, os autores enaltecem a relação direta entre ser humano e ambiente, trazendo a ideia de serviços ecossistêmicos finais, e explicita a natureza do serviço ecossistêmico como sendo um fenômeno ecológico e não uma criação humana ou fruto de uma relação. Há uma distinção clara entre serviços e benefícios, termos próximos, mas não idênticos.

Esta definição foi escolhida como referência para esta pesquisa, no entanto com uma importante modificação. Foram acatadas as críticas de Costanza (2008) e Fisher e Turner (2008), que defendem a ampliação da definição, ao dizer que serviços podem ser também processos ecológicos e não só componentes.

Desta forma, neste trabalho, um serviço ecossistêmico se caracteriza por ser um componente ou processo ecológico e que apresente uma relação direta com o ser humano que dele usufrui.

## (2) Identificação dos serviços ecossistêmicos pela população local

processo de identificação dos serviços ecossistêmicos por *stakeholders* e população local não é algo comum na literatura específica. Autores que defendem esta proposta, discutem que saber o que os beneficiários valoram é entender como as pessoas usam e reconhecem os benefícios providos pela natureza (RODRÍGUEZ et al., 2006; KAPLOWITZ, 2000). Tendo em vista que a população local é o grupo que ativamente usa, decide e transforma os recursos naturais ao seu redor, é prudente envolver suas percepções e costumes em tomadas de decisão (CAMPOS et al., 2011). Além disso, diversos estudos apontam diferenças importantes entre as concepções dos beneficiários diretos em relação a pesquisadores da área (TALAWAR; RHOADES, 1998).

Rodríguez et al. (2006) chama a atenção que diversos serviços ecossistêmicos podem não ser elucidados pelos entrevistados. Isso porque há dificuldade na identificação de certos



serviços, principalmente os que beneficiam em escalas maiores ou os que, junto com outros serviços, produzem um mesmo benefício. No entanto, essa limitação não invalida todo um estudo, já que ao escolher essa estratégia, parte do objetivo é a valoração daqueles serviços que são ativamente identificados pela população local.

Ao colocar estas ideias em prática, diferentes estratégias metodológicas surgiram: cenários hipotéticos (GARCÍA LLORENTE et al., 2012), ranking de preferências (CASTRO et al., 2011) e listas livres (RODRÍGUEZ et al., 2006). A busca é pela junção de dados e análises qualitativos e quantitativos para a identificação dos serviços, e muitas vezes também para a valoração.

## A COMUNIDADE DO MARUJÁ

Esta se localiza na Ilha do Cardoso, a qual está situada na porção limítrofe do litoral sul do Estado de São Paulo e o Estado do Paraná. A ilha pertencente ao município de Cananéia e, com aproximadamente 151 km<sup>2</sup> (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2004), e se encontra totalmente inserida no Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC).

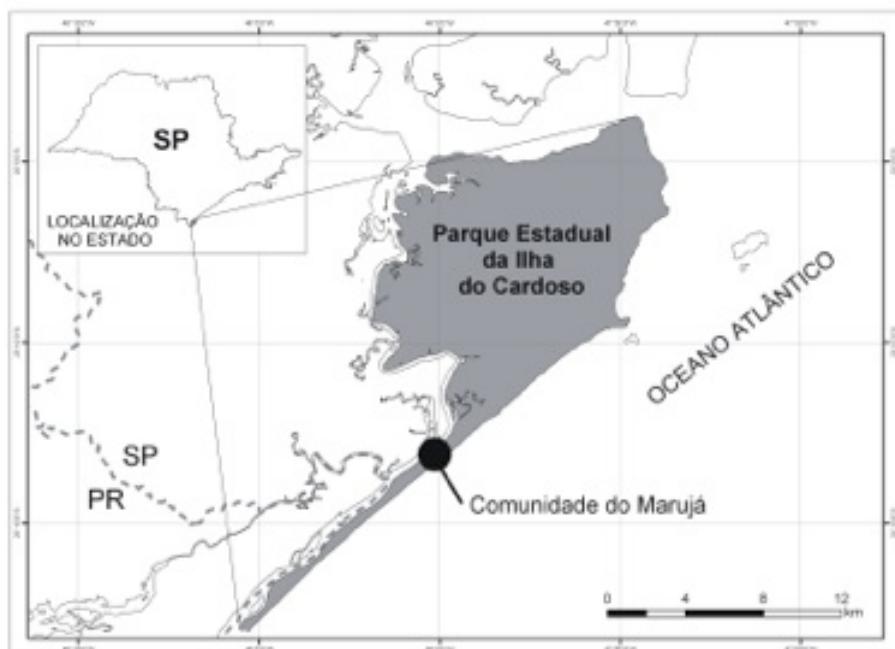


Figura 1. Mapa de localização da Ilha do Cardoso (Campolim, 2008)

Sendo a comunidade mais populosa da Ilha do Cardoso, o Marujá apresenta 60



## Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental

Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

famílias. Dos 180 moradores, 90,6% são considerados tradicionais e 9,4% não tradicionais (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2001). É uma comunidade organizada internamente através da associação de moradores, a AMOMAR (Associação de Moradores do Marujá).

A principal fonte de renda da comunidade do Marujá é o turismo, seguido pela atividade pesqueira. A atividade turística é antiga na região, atraída pela beleza natural exuberante e a vida tradicional dos moradores locais. As visitas à região ocorrem ao longo de todo o ano, mas se concentram, principalmente, em épocas de alta temporada (dezembro a março). A prestação de serviços relacionados ao turismo é feita pelos próprios moradores da comunidade.



Figura 2. Imagens das dependências da Comunidade do Marujá (Crédito: Camila Jericó-Daminello).

## MÉTODO

Devido às características geográficas da região onde se localiza a comunidade do Marujá, os seus principais atrativos turísticos e o modo de vida tradicionalmente caiçara, foi



determinada que a área de estudo seria a praia que ladeia a comunidade. Esta não possui limites bem definidos, já que naquela poção da ilha, há uma única e extensa praia contínua, que se estende desde o limite sul da ilha, até o primeiro costão rochoso (WIECZOREK, 2006). Por esta falta de limites claros do que seria a real porção de praia da comunidade do Marujá, ao se conduzir a pesquisa era mencionada a “praia da comunidade do Marujá”, sem menções e preocupações com relação aos limites.

O método escolhido é o de listas livres de questões abertas. Este se caracteriza pela criação de listas temáticas através de entrevistas semi-estruturadas com perguntas abertas (BERNARD, 2011). As listas são compostas por itens citados pelos entrevistados quando questionados sobre determinado tema (QUINLAN, 2005). Para o presente estudo foi escolhido o procedimento oral para a construção das listas. Isso se deu por diversos motivos: 1) a incerteza com o fato de todos os entrevistados saberem ler e escrever; 2) a certeza que o entrevistado não teria nenhuma ajuda para completar a lista; 3) permitir um contato maior entre a entrevistadora e o entrevistado; 4) permitir que a entrevistadora também observasse comportamentos e situações que auxiliassem num maior entendimento das questões presentes no projeto.

Toda a coleta de dados foi realizada na comunidade do Marujá durante o período de setembro de 2012 à janeiro de 2013.

A observação direta foi uma parte importante do estudo, principalmente ao complementar as entrevistas. Estas são importantes, especialmente quando combinadas com métodos de coleta de dados que são reféns da memória do entrevistado, como é o caso da construção de listas (BERNARD, 1986).

A família foi previamente determinada como sendo a unidade de pesquisa (DIEGUES, 2001). O número amostral foi determinado a partir do total de famílias, calculando-se a margem de erro de 4% e uma de confiança de 90%. Assim, foram realizadas 53 entrevistas presenciais, sendo que cada entrevistado era o pai ou a mãe da família.

O questionário apresentava três perguntas chave que permitiam a criação de três listas para cada entrevistado:

**1<sup>a</sup> lista: Qual a importância da praia para a sua vida pessoal?**

**2<sup>a</sup> lista: Você e a sua família utilizam algo que venha ou seja coletado/encontrado na praia?**



### **3<sup>a</sup> lista: Qual a importância da praia para a comunidade como um todo?**

A dinâmica das entrevistas consistia nos entrevistados responderem às perguntas e a entrevistadora anotar as respostas com as exatas palavras mencionadas. O registro, por parte da entrevistadora, se ateve nas respostas das perguntas. Comentários, histórias e dados que não estavam diretamente relacionados às perguntas, também foram brevemente anotados ou somente relembrados como parte da observação, para uso durante a análise das respostas. Não houve nenhuma restrição em relação ao tempo da entrevista ou ao número de itens.

Seguinte à coleta de dados, deu-se a etapa de codificação das entrevistas. Esta foram realizadas manualmente e seguindo a técnica de codificação tópica de análise qualitativa (RICHARDS, 2009). Nesta, cada item mencionado pelo entrevistado deve se encaixar em algum tópico, previamente pensados ou criados ao longo do próprio processo de codificação. Por exigir interpretação das respostas dadas pelos entrevistados, pelo pesquisador, é indicada para entrevistas presenciais e quando combinada com observação *in situ*.

Devida à sua ampla utilização e reconhecimento, além de fácil entendimento (FISHER; TURNER, 2008), a nomeação dos serviços ecossistêmicos identificados e publicados no relatório do MEA (2003) serviram como base para a nomeação dos serviços ecossistêmicos identificados nesta pesquisa.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Houve preocupação em realizar as entrevistas com o mesmo número de homens e mulheres, quando possível. Assim, foram entrevistados 25 mulheres e 28 homens, com idade média de 42,26 anos. A maioria dos entrevistados concluíram somente o Ensino Fundamental I. A renda mensal das famílias variaram muito ao longo do ano, devido as altas e baixas temporadas do turismo. Os valores médios dos picos são de R\$5.881,91 na alta temporada, e de R\$465,23 na baixa.

Cada pergunta-chave proporcionava a criação de uma lista que continha as respostas do entrevistado. Sendo assim, para cada entrevistado foram construídas três listas. Ao final do estudo, o total era de 159 listas. Esse total foi dividido em três blocos, cada bloco corresponde a uma das perguntas-chave. Cada bloco, portanto é composto por 53 listas.

Comumente, ao serem perguntados, os entrevistados listavam diversas relações com a praia que não se encaixavam na definição de serviço ecossistêmico. Por este motivo, era



necessária a codificação para que ao final, somente serviços ecossistêmicos estivessem listados. Com base na relação direta entre benefícios e serviços ecossistêmicos (GOMÉZ-BAGGETHUN; DE GROOT, 2010), a codificação das entrevistas se deu na transformação do benefício (quando citado pelo entrevistado) em um serviço ecossistêmico. De fato, a grande maioria dos entrevistados citaram em maior quantidade benefícios do que serviços.

No total, foram identificados dezoito serviços ecossistêmicos da praia da comunidade do Marujá, através das respostas dos comunitários. Estes serviços estão relacionados a benefícios materiais obtidos da praia, como alimento e renda por causa do turismo, mas também a muito benefícios não materiais, como relaxamento e diversão.

Ainda na etapa da codificação, os serviços ecossistêmicos foram nomeados. Como dito anteriormente, a nomeação dos serviços foi baseada na utilizada pelo MEA (2003). É importante ressaltar que somente a nomeação foi utilizada, não extrapolando para a definição ou muito menos a classificação propostas por este relatório. Assim, quando um serviço ecossistêmico aqui é nomeado como "religioso e espiritual", ao contrário do MEA que entende aquele serviço como sendo um benefício com propriedades religiosas/espirituais obtido através da relação ser humano natureza. Neste trabalho, este serviço é um componente ou processo estritamente natural que pode apresentar algum significado de cunho religioso para algumas pessoas que dele usufrui.

Cinco dos serviços identificados tiveram paralelo com os serviços descritos pelo MEA, sendo assim, foram nomeados de acordo com o relatório. Os treze serviços restantes foram nomeados seguindo a mesma lógica (quando possível) do MEA, de acordo com o seu benefício correspondente (Tabela 1).

De fato, a determinação de qual definição de serviço ecossistêmico adotada neste estudo, foi imprescindível para que a codificação das respostas fosse feita de maneira clara. Por ser bem estruturada, a definição de Boyd e Banzhaf (2007), permite reconhecer se o entrevistado já mencionava diretamente o serviço ecossistêmico ou se era necessário fazer uma interpretação dessa resposta. Era esperado que a grande maioria citasse benefícios ao invés de serviços, já que a relação entre ser humano e ambiente se dá pelo reconhecimento do benefício usufruído (RODRÍGUEZ et al., 2006). E ao tentar entender essa conexão, são esses frutos que apresentam valor pros beneficiários, sendo mencionados por eles (KAPLOWITZ, 2000).



Os dezoito serviços ecossistêmicos representam bastante a relação dos comunitários do Marujá com a praia. Pelas observações *in situ* pode-se perceber a importância da praia como fonte de renda, principalmente pelo turismo, e alimento para os moradores. Mas também é a fonte de lazer, relaxamento, ponto de encontro e um dos lugares de se deslumbrar com a natureza. A praia está na rotina dos moradores e os benefícios dessa relação são parte importante de suas vidas. Isso corrobora a ideia de Campos et al. (2012) de que percepções e costumes devem ser levados em conta ao se fazer estudo sobre serviços ecossistêmicos. Pois são estas pessoas que vivem e dependem daquelas relações e tomam decisões sobre elas.

Tabela 1. Serviços ecossistêmicos identificados e codificados. (\* Denominações para os serviços ecossistêmicos retiradas do MEA, 2003).

SERVIÇO ECOSSITÊMICO	DESCRÍÇÃO	BENEFÍCIO MENCIONADO PELO ENTREVISTADO (QUANDO APLICÁVEL)
<b>Estético *</b>	Beleza cênica da paisagem ou de componentes desta	“é um lugar muito bonito, né?”
<b>Sobrevivência material e imaterial</b>	Elementos materiais e imateriais que sustentam a sobrevivência do morador	“a importância dela é pra vida como um todo”
<b>Identidade de lugar</b>	Elementos e características que permitem um sentimento de identidade com o lugar	“a praia também é minha casa”
<b>Contato com a natureza</b>	Lugar que permite o contato com a natureza	“é ter muita natureza perto”
<b>Trabalho</b>	Lugar que permite a prática de uma atividade laboral	“eu vou lá para pescar”, “levo os turistas para fazerem passeios”
<b>Relaxamento</b>	Características naturais que permitem o relaxamento	“caminhar até o costão me ajuda a relaxar”
<b>Ecoturismo e recreação*</b>	Características que permitem o lazer	“vou pra praia pra me divertir”



<b>Saúde</b>	Elementos que promovem uma melhora da saúde	“me ajuda a me curar e a não ficar doente”
<b>Religioso e espiritual*</b>	Elementos que permitem uma experiência espiritual	“o mar foi dado por deus e lá encontramos ele”
<b>Sentimentos pelo ambiente</b>	Elementos que permitem uma relação sentimental com o ambiente	“é um lugar que eu amo”
<b>Alimento*</b>	Componentes que são utilizados como alimento	
<b>Liberdade</b>	Local que promove a sensação de liberdade	“traz sensação de liberdade”
<b>Relações sociais</b>	Lugar que permite o estabelecimento de relações sociais	“onde me conecto com meus amigos e minha família”
<b>Ar limpo</b>	Ar de boa qualidade, não poluído	“lugar que posso respirar ar puro, sem poluição”
<b>Deslocamento</b>	Lugar que permite o deslocamento para outras regiões	“a praia te leva para todo o lugar e você pode navegar”
<b>Água fresca*</b>	Água fresca disponível e de qualidade	
<b>Matérias-primas</b>	Materiais com potencialidade de utilização	“uso conchas pra decorar a minha casa”
<b>Sobrevivência imaterial</b>	Elementos não materiais para sobrevivência	“tem a energia do local que te contagia”

## CONCLUSÃO

A identificação de serviços ecossistêmicos através de entrevistas com moradores da comunidade do Marujá se mostrou relevante para envolver percepções e opiniões locais sobre o ambiente ao redor. Permitiu que houvesse um contato maior entre a própria pesquisa e o



estudo de caso, proporcionando uma visão adequada da situação de serviços que são usufruídos por aqueles beneficiários.

Este envolvimento promove a inclusão da população local nos resultados e discussões do estudo e se mostrou uma ferramenta para sistematizar as percepções sobre serviços ecossistêmicos.

## **REFERÊNCIAS**

- BERNARD, H. R. The construction of primary data in cultural anthropology. **Curr. Anthropol.**, v.27, n.4, p.382-395, ago./out. 1986.
- BERNARD, H. R. **Research methods in anthropology: qualitative and quantitative approaches**. 3ed. Plymouth: AltaMira, 2011, 666p.
- BLONDEL, J. The “design” of Mediterranean landscapes: a millennial story of humans and ecological systems during the hidtoric period. **Hum. Ecol.**, v.34, p.713-729, jul. 2006.
- BOLUND, P.; HUNHAMMAR, S. Ecosystem services in urban areas. **Eco. Eco.**, v.29, n.2, p.293-301, mai. 1999.
- BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Eco. Eco.**, v.63, n.2, p.616-626, ago. 2007.
- CAMPOLIM, M. B. et. al. Gestão participativa da gestão pública da comunidade do Marujá – Parque Estadual da Ilha do Cardoso. **IF Sér. Reg.**, n.33, p.39-49, mai. 2008.
- CAMPOS, M. et. al. Rural people’s knowledge and perception of landscape: a case study from the mexican pacific coast. **Soc. Nat. Resour.**, v. 25, n.8, p.759-774, ago. 2012.
- CASTRO, A. J. et al. Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region. **J. Arid Environ.**, v.75, n.11, p.1201-1208, nov. 2011.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

COSTANZA, R. et. al. The value of the world's ecosystem service and natural capital. *Nature*, v.387, p.253-260, mai. 1997.

COSTANZA, R. Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biol. Conserv.*, v.141, n.2, p.350-352, 2008.

DAILY, G. C. Introduction: what are ecosystem services? In: \_\_\_. **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington – DC: Island Press, 1997. cap.1, p.1-10.

DE GROOT, R. et al. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Eco. Eco.*, v.41, p.393-408, jun. 2002.

DIEGUES, A. C. **O mito da natureza intocada**. 3ed. São Paulo: Hucitec, 2001, 161 p.

FISHER, B.; TURNER, R. K. Ecosystem services: classification for valuation. *Biol. Conserv.*, v.141, n.5, 1167-1169, mai. 2008.

GARCÍA-LLORENT, M. et al. A choice experiment study for land-use scenarios in semi-arid watershed environments. *J. Arid Environ.*, v.87, p.219-230, dez. 2012.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R. Natural capital and ecosystem services: the ecological foundation of human society. *Ecosystem Services*, v.30, p.105-121, 2010.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Plano de Manejo – Fase 2 – Parque Estadual da Ilha do Cardoso**. 2001, 138p.

KAPLOWITZ, M. Identifying ecosystem services using multiple methods: lessons from the mangrove wetlands of Yucatan, Mexico. *Agri. Hum. Values*, v.17, n.2, p.169-179, jun. 2000.

MEA. MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being. A framework for assessment. *Ecosystems*, 2003. Disponível em: <<http://www.maweb.org/en/Framework.aspx>> Acesso em: 27 de janeiro de 2014.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

MOONEY, H. A.; EHRLICH, P. R. Ecosystem services: a fragmentary history. In: DAILY, G. C. (Orgs.). **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington – DC: Island Press, 1997. cap.1, p.11-22.

QUINLAN, M. Considerations for collecting freelists in the field: examples from ethobotany. **Field Methods**, v.17, n.3, p.1-16, ago. 2005.

RICHARDS, L. **Handling qualitative data. A practical guide**. 2ed. Londres: SAGE, 2009, 232p.

RODRÍGUEZ, L. C. Local identification and valuation of ecosystem goods and services from Opuntia scrublands of Ayacucho, Peru. **Eco. Eco.**, v.57, n.1, p.30-44, abr. 2006.

SWALLOW, C. et al. Methods and applications for ecosystem valuation: a collage. In: KANNINEN, B. (Org.). **Proceeding of the first workshop in the environmental policy and economics workshop series. Environmental Protection Agency**. Washington – DC.

TALAWAR, S.; RHOADES, R. E. Scientific and local classification and management of soils. **Agri. Hum. Values**, v.15, n.1, p.3-14, mar. 2008.

WIECZOREK, A. **Mapeamento de sensibilidade de derramamentos de petróleo do Parque Estadual da Ilha do Cardoso – PEIC e áreas do entorno**. 2006. Dissertação (Mestrado). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2006.



## AUSÊNCIA DE GOVERNANÇA NA GESTÃO DO AQUÍFERO GUARANI: O CASO DE RIBEIRÃO PRETO (SP)

Cínthia Leone dos Santos<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Mestranda, PROCAM-USP – cinthialeone@usp.br.

### RESUMO

O presente artigo problematiza a carência de instâncias de governança na gestão do Sistema Aquífero Guarani (SAG), usando como ponto focal de análise a maior cidade que usa exclusivamente para o seu abastecimento os recursos dessa reserva subterrânea: o município de Ribeirão Preto, no interior do Estado São Paulo. Para tanto, o presente trabalho analisa as atas de reunião do comitê, estudos da ANA sobre os níveis do reservatório e entrevista com pesquisadores dedicados ao tema. A base para as análises será a revisão da literatura científica que trata das relações entre a cidade de Ribeirão Preto e o SAG e do Estado de São Paulo com o mesmo reservatório. A cidade de Ribeirão Preto depende exclusivamente do SAG para o abastecimento de sua população, estimada em 619.746 habitantes, de acordo com o censo de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Além do abastecimento humano, que constitucionalmente é a finalidade primeira dos recursos hídricos no Brasil, a cidade é altamente demandante de água para atividades econômicas como o agronegócio, que é o principal componente do PIB municipal de aproximadamente R\$ 14 bilhões, também segundo o IBGE, em levantamento realizado em 2012. Há anos, a cidade vem apresentando rebaixamentos significativos nos níveis do SAG, sobretudo na região central do município. Esse rebaixamento compromete a capacidade de bombeamento para superfície, tornando o processo mais custoso, quando não inviável.

**PALAVRAS-CHAVE:** Sistema Aquífero Guarani, Ribeirão Preto, Gestão Hídrica, Águas Subterrâneas, Águas Transfonteiriças.

### ABSTRACT

This article explore the lack of participatory management of the Guarani Aquifer System (SAG, in Portuguese), using as a focus point the city of Ribeirão Preto, in the country side of São Paulo State, in Brazil. For this purpose, this issue analyses the meeting records of the River's Council, researches of ANA (National Water Agency or Agência Nacional de Águas, as in Portuguese) over the reservoir levels and interviews with researchers that are working on this topic. The background for this analysis will be the scientific literature about the relation of the city of Ribeirão Preto and the SAG and all over the state of São Paulo. Ribeirão Preto depends exclusively on SAG for its water supply. The population is about 619.746 people, according to the 2010's censo (survey) of the Brazilian Geography and Statistics Institute (IBGE, in Portuguese). Besides the human water supply, that according to the Constitution, is the main use of the hydraulic resources in Brazil, the city great user of water for economics activities, such as agriculture, that is main part of the city's GNP – about R\$ 14 bi, also according to the IBGE, in a survey made in 2012. It has past years since the city has start to present decreasing of SAG's water level, mainly in the city center. This decreasing affects the pumping capacity, making the cost of obtain water more expensive and maybe no longer viable.



**KEYWORDS:** Guarani Aquifer System, Ribeirão Preto, Water Management, Groundwater, Transfrontier Waters.

## OBJETIVO

Identificar que a ausência de governança coloca em risco a população da região de Ribeirão Preto quanto à sua segurança hídrica. Mostrar que essa falta de governança não é resultado de falta de arenas destinadas à este fim. Para essa finalidade, há os comitês de bacias hidrográficas que podem (embora não precisem) incluir a gestão de [água subterrânea] em suas discussões. Entretanto, é objetivo mostrar que esse espaço de participação dos sociedade civil organizada não tem se mostrado eficiente na conservação do SAG naquela região.

Também é objetivo do presente texto provocar o leitor para o debate das competências de gestão de águas subterrâneas.

## METODOLOGIA

Este trabalho de natureza interdisciplinar trabalhará com a literatura de diferentes áreas de pesquisa que se apresentam como fontes de importante contribuição para o esclarecimento do problema: integração regional internacional, geologia, geografia humana, urbanismo são exemplos do manancial de temas que contribuem para um entendimento mais específico da hipótese apresentada.

Este artigo também utiliza como fontes entrevistas conduzidas por esta autora e publicadas no PodCast Unesp sob o selo 'PodAcqua', em [www.unesp.br/podacqua](http://www.unesp.br/podacqua).

## LOCAL DE REALIZAÇÃO – OBJETO DE ESTUDO

Ribeirão Preto é a décima cidade mais rica do estado e que apresentou nas últimas décadas crescimento intenso e, sobretudo no que se refere à infraestrutura urbana, desordenado. O crescimento do número de habitações precárias na periferia e o adensamento populacional de favelas teve como raiz a precarização do trabalho nos canaviais da região, com a contratação de mão de obra em condições análogas à escravidão. São sobretudo pessoas aliciadas e cooptadas nos estados do Maranhão e do Piauí (SILVIA; M.A.M, 2011). Isso também agravou problemas pertinentes à gestão das águas, como carência de saneamento básico e ambiental em áreas periféricas.



VILLAR e RIBEIRO (2007) enfatizam a situação de estresse hídrico da cidade de Ribeirão Preto “No município de Ribeirão Preto tem-se o retrato da sociedade de risco. Ao mesmo tempo em que a população é vítima de uma ameaça resultante de sua modernização e desenvolvimento, parte dela é culpada por provocar os riscos que afligem a todos.” Assim, conforme alertam os autores, a cidade vive uma situação de aumento da demanda hídrica sem que os investimentos necessários em produção de água ou em captação em fontes alternativas tenham sido criados. O Sistema Aquífero Guarani é um modelo aquitardo de águas subterrâneas, um tipo de formação geológica de aquífero de natureza semipermeável, que permite uma taxa de transmissão de águas para as camadas subterrâneas em ritmo muito reduzido (GASTMANS, et al., 2012). Dessa forma o SAG é o que se chama na geologia de aquífero de águas antigas, ou seja, águas que foram depositadas em eras geológicas primitivas, neste caso, no período Triássico, há cerca de 220 milhões de anos. Em outras palavras, embora o SAG seja uma das maiores fontes de água doce disponível no mundo, sua disponibilidade hídrica é limitada pela sua baixa taxa de recarga. Sua superexploração pode levar a diminuição de seus níveis e de sua capacidade de afloração, inviabilizando ou dificultando o bombeamento.

Na Região de São Paulo, o Aquífero Guarani foi abastecido sob vários regimes climáticos, incluindo um clima mais úmido e frio no caso de águas de zonas próximas ao Rio Paraná e um clima mais próximo ao atual no caso de regiões de reabastecimento mais recentes (HIRATA et al., 2011).

A gestão das águas subterrâneas no Brasil, segundo a constituição brasileira, compete aos estados, e à Agência Nacional de Águas (ANA) compete promover a gestão integrada entre os estados que detém esses recursos quando interestaduais. No caso do SAG, que está sob diferentes estados da federação este é exatamente o quadro que se apresenta. (HAGER, 2002).

A ANA foi criada em meio a uma série de regulamentações relacionadas aos recursos hídricos no Brasil. Notadamente essa normatização se refere a todas as adequações legais subsequentes à lei nacional de 1997, criada após uma lei pioneira no estado de São Paulo sobre o tema, de 1991. Essas legislações e órgão reguladores tiveram influência direta do modelo francês de gestão de recursos hídricos (MACHADO, 2003).

E uma das características mais marcantes da legislação francesa sobre gestão de



recursos hídricos é a governança – a participação ativa e consciente dos diferentes atores da sociedade civil e das autoridades competentes. (MACHADO, 2003) Assim, foi criada a figura dos comitês de bacias – cada bacia hidrográfica deve ter esse comitê, que reúne representantes de organizações não governamentais, educadores, profissionais de comunicação, técnicos do setor hídrico, executivos públicos, geólogos, engenheiros e outros profissionais especializados, representantes do setor produtivo – industriais, rurais, comerciais imobiliários e, por exemplo, -- além de defensores públicos e membros do ministério público.

Entretanto, há um lapso dentro desses comitês no que se refere ao cuidado com as águas subterrâneas. Conforme identifica o pesquisador Rodrigo Manzione, em entrevista ao PodAcqua Unesp no dia 11/12/2013 [“Gestão por bacia hidrográfica erra ao desconsiderar aquíferos, afirma agrônomo da Unesp”, em <http://migre.me/hIcJU>].

*“Um dos fundamentos da lei é a unidade de gestão, que foi definida como sendo a bacia hidrográfica, seguindo o modelo francês...” “... no caso dos aquíferos, eles não obedecem essa divisão, eles envolvem muito mais de uma bacia hidrográfica, de um comitê”.*

Não há instâncias de governança específicas para águas subterrâneas, algo como Comitês de Sistemas Aquíferos. Na ausência dessas instâncias, a participação da sociedade civil, a exemplo do que ocorre nos comitês de bacias hidrográficas, ainda que extraoficialmente, pois não há regulamentação específica que obriga os comitês a trabalharem a gestão integrada de recursos superficiais e subterrâneos.

No caso do SAG, esse vácuo é ocupado pelo Comitê de Bacia do Rio Pardo (CBH-Pardo). Analisando as Atas das reuniões do CBH-Pardo em 2013, há pouca menção ao SAG nos debates, ainda que a região seja crítica par o uso do Aquífero Guarani. Assim, essa participação não tem demonstrado efetividade em se antecipar aos problemas ambientais e propor inovações nesse sentido nas políticas públicas.

Em 2013, a ANA divulgou um documento em que indica a necessidade de utilização do Rio Pardo como alternativa para abastecer a cidade. Essa necessidade de captação de água na cabeceira do rio Pardo nem chegou a ser discutida das reuniões do CBH-Pardo. Há um descompasso entre o estresse hídrico da região – devido ao crescimento urbano desordenado, intensa atividade rural e incremento populacional de consumo – e a busca por soluções de abastecimento e proteção dos mananciais.



## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Analisando as atas das reuniões do comitê de bacia do Rio Pardo, entretanto, vemos que há poucas referências ao SAG – em 2013 não é possível verificar nenhuma referência direta. Em 2012, o assunto foi tratado em apenas 2 das 4 reuniões. Lendo as atas das reuniões dos comitês dos anos de 2010, 2011 e 2012, é possível verificar a formação de grupo técnico na região para atuar no SAG, e de projeto para criação de área de proteção de região de afloramento do Guarani, além de atividades de educação ambiental. Também foi discutido na ultima reunião de 2011 o rebaixamento agudo dos níveis do SAG. Os projetos mencionados ali não se refletiram até o momento em mudança da prática dos órgãos públicos, tanto que o poder municipal ainda não tomou providencias quanto a criação de infraestrutura para captação de água no Rio Pardo, mesmo o comitê tendo apontado essa necessidade em 2011.

A dificuldade, enfrentada pelo CBH-Pardo, de prever crises hídricas de tão grave consequência econômica, social e ambiental é um indício de que o modelo de governança adotado no Brasil, sob a influência francesa, necessita de uma reforma conceitual e operacional. Essa mudança deve agir no sentido de publicitar mais as ações discutidas pelos comitês a fim de despertar o interesse de participação na população. Conforme afirma a pesquisadora Ana Paula Fracalanza, em entrevista para este trabalho e devidamente publicada na Internet para livre acesso [“A sociedade não está informada sobre o direito de participar da gestão da água, afirma pesquisadora”, em <http://migre.me/hIcis>].

*“As pessoas comuns não estão esclarecidas sobre o direito que lhes é garantido de participar da gestão das águas...” “...a melhora desse processo de participação passa também por uma amadurecimento da nossa própria democracia, quando as pessoas estariam mais capacitadas a participar dos debates públicos”*

Um maior esclarecimento pode estimular um debate além do comitê de baciais, fazendo com que as discussões sejam levadas aos comitês com maior grau de amadurecimento. Outra consequência positiva e esperada em qualquer mudança conceitual no modelo de governança atual é o estímulo ao planejamento.

Além disso, o presente artigo traz ao debate uma indagação: seria o modelo de gestão estadual o melhor tipo de gestão para águas subterrâneas? Em entrevista para o PodAqua de 24 de abril de 2013, e que faz parte do arcabouço desta pesquisa, Giuliano Saviolli Deliberador, chefe de gabinete da Superintendência do Departamento de Águas e Energia Elétrica, afirma que sim. [“Gestão integrada do Aquífero Guarani depende de fortalecimento



## Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

dos órgãos reguladores regionais dos quatro países”, em <http://migre.me/hIcvA>].

*“Quem está mais perto cuida melhor e conhece melhor os problemas...” “...é evidente que precisamos aumentar muito essa integração, mas o problema é a deficiência dos órgãos gestores dos outros estados. Tirar essa gestão dos estados só prejudica a descentralização do poder”*

Entretanto, quem está mais próximo do recurso hídrico também está mais suscetível ao assédio de atores locais detentores de poder econômico. As ocupações do solo prejudicais à sanidade do SAG, beneficiando sobretudo o setor imobiliários, são descritas na entrevista realizada com a jornalista Daniele Castro, que acompanhou por anos as discussões do CBH-Pardo. [“Imprensa ajudou sociedade a pressionar por leis sobre o Aquífero Guarani em Ribeirão Preto, diz jornalista”, em <http://migre.me/hIcpp>].

*“Era desanimador perceber que muito dos avanços que conseguíamos conscientizando as pessoas, dentro e fora dos debates no Comitê, depois não se refletiam nas ações do poder público municipal, nem dos órgãos gestores, que estavam mais preocupados em atender interesses imediatos de agentes econômicos locais”.*

## CONCLUSÕES

O atual modelo de gestão do SAG no tocante à situação vivida na cidade de Ribeirão Preto não tem se mostrado uma opção eficiente -- nem do ponto de vista da garantia da qualidade ambiental do corpo d’água, tampouco no que diz respeito à cooperação política entre os entes da federação responsáveis por sua gestão, menos ainda se levarmos em conta a efetiva participação da sociedade civil numa perspectiva de governança ambiental.

Sem o objetivo de dar propriamente uma resposta à pergunta “a gestão estadual de águas subterrâneas é o melhor modelo?”, este trabalho ao menos destaca a crise do sistema atual, que deixou que Ribeirão Preto estivesse no presente momento às portas de uma crise de abastecimento. Mesmo em cidades em que são indispensáveis, as águas subterrâneas ainda são parte de um debate pouco maduro sob um nível de esclarecimento dos entes públicos e da sociedade muito aquém do necessário para a garantia de sua conservação. Mais do que discutir a adoção de modelos de gestão, esse recurso hídrico demanda medidas de ordem política para que o simples fato de ser subterrâneo não o torne invisível.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

GASTMANS, D.; VEROVSKY, G.; CHANG, H.K.; CAETANO-CHANG, M.R.;



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Pressinotti, M. Modelo Hidrogeológico Conceptual del Sistema Acuífero Guarani (SAG): Una Herramienta para la Gestión. **Boletín Geológico y Minero**, v. 123, p. 249-265, 2012.

HAGER, Francis Priscilla Vargas e outros. A PROBLEMÁTICA DA GESTÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO BRASIL, em **XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 2002.

HIRATA, R.; GESICKI, A.; SRACEK, O.; BERTOLO, R.; GIANNINI, P. C.; ARAVENA, R. Relation between sedimentary framework and hydrogeology in the Guarani Aquifer System in São Paulo state, Brazil. **J. South Amer. Earth Sci.** v. 31, p. 444–456. 2011.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo, 2010**. Dados por motor de busca em <http://censo2010.ibge.gov.br/>.

JACOBI, P. R. Governança da Água e Aprendizagem Social no Brasil. **Sociedad Hoy**, v. 15, p. 25-44, 2008.

MACHADO Carlos José Saldanha A Gestão Francesa de Recursos Hídricos: Descrição e Análise dos Princípios Jurídicos. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n.4, p. 31-47, out./dez. 2003.

SILVA, M. A. M. Vidas transitórias. Entre os cocais maranhenses e os canaviais paulistas. **Revista da ANPEGE**, v. 7, p. 147-160, 2011.

VILLAR, P. C.; RIBEIRO, W. C. As Áreas de recarga do Aqüífero Guarani e o Planejamento urbano do município de Ribeirao Preto, SP. In: 1 Encontro Internacional de Governança da Água na América Latina, 2007, São Paulo. **Anais 1 Encontro Internacional de Governança da Água na América Latina**, 2007.



## APLICAÇÃO DO COEFICIENTE DE VARIAÇÃO NA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO TURVO/GRADE (SP) EM PERÍODOS DE EL NIÑO E LA NIÑA

Fernando Henrique Machado<sup>1</sup>; Erik Sartori Jeunon Gontijo<sup>2</sup>; Jonas Teixeira Neri<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Gestor ambiental, doutorando em Ciências Ambientais, CAPES, UNESP/Sorocaba, e-mail: fernandomtb@hotmail.com.

<sup>2</sup>Engenheiro ambiental, doutorando em Ciências Ambientais, FAPESP proc. 2012/17727-8, UNESP/Sorocaba.

<sup>3</sup>Professor doutor, UNESP/Ourinhos.

### RESUMO

Este estudo visou avaliar a variabilidade de chuvas durante períodos de El Niño e La Niña na bacia do rio Turvo/Grande (São Paulo) e seus efeitos nesta região utilizando o Coeficiente de Variação (CV). Os resultados indicaram que no período analisado houve anomalia positiva de precipitação em períodos de El Niño e anomalias negativas em períodos de La Niña.

**PALAVRAS-CHAVE:** Climatologia, Precipitação, El Niño, La Niña, UGRHI 15.

### ABSTRACT

This study aimed to evaluate the variability of rainfall during periods of El Niño and La Niña in the basin of River Turvo/Grande (State of São Paulo, Brazil) and its effects in this region using the Coefficient of Variation (CV). The results indicated that in the analysed period there was a positive precipitation anomaly in periods of El Niño and negative anomalies during periods of La Niña.

**KEYWORDS:** Climatology, rainfall, El Niño, La Niña, UGRHI 15.

### INTRODUÇÃO

Estudos climatológicos têm sido utilizados para uma variedade de aplicações, abrangendo desde o uso agrícola ao planejamento e segurança hidrológica (TAPIADOR et al., 2011). No contexto do ciclo hidrológico, o oceano e a atmosfera se interagem em diferentes escalas de tempo, podendo ser interações de curto ou longo prazo. Associado a isso, os fenômenos El Niño e La Niña merecem destaque, pois ambos afetam consideravelmente o clima e a alteram a distribuição de chuvas em escalas de tempo de vários anos em diferentes regiões do globo (TALLEY et al., 2011a). De acordo com Talley et al. (2011b), esses fenômenos são caracterizados como uma variação natural do clima e possuem suas dinâmicas centradas no oceano Pacífico tropical, com uma escala de tempo de duração interanual de 3 a 7 anos de duração, com uma quase periódica alternância entre os estados El Niño e La Niña. O El Niño é marcado por um aumento da temperatura da água (maior que 28° C) para o leste, na zona equatorial. La Niña é o oposto, onde ocorre à diminuição da temperatura da água (<



25°) e se estende muito mais para oeste ao longo do equador do que o habitual. Nesse sentido, este estudo visou avaliar a variabilidade de chuvas na bacia hidrográfica do rio Turvo/Grande, localizada entre os estados de São Paulo e Minas Gerais, em decorrência dos períodos de El Niño e La Niña. O estudo da distribuição da precipitação nessa área é de grande importância, considerando que dentro dela existem regiões de culturas perenes, que dependem da disponibilidade de água na bacia. Além disso, considerando toda a região do rio Grande, o estudo da distribuição e concentração da precipitação torna-se importante devido ao grande número de reservatórios utilizados para geração de energia elétrica e abastecimento de cidades ao longo desta bacia (SÃO PAULO, 2011). O principal objetivo desse trabalho foi aplicar o coeficiente de variação na precipitação pluviométrica da bacia hidrográfica do Turvo/Grande em períodos de El Niño e La Niña visando elucidar os efeitos desses fenômenos nessa bacia.

## ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Grande abrange uma área territorial de 143.437,79 km<sup>2</sup> nos estados de Minas Gerais (60,2 % da bacia) e São Paulo (39,8% da bacia). A área paulista possui seis unidades de gerenciamento, dentre a qual inclui a região definida para este estudo, a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 15 – UGRHI-15 (São Paulo, 2011). A UGRHI-15 totaliza uma área territorial de 15.975 km<sup>2</sup>, ocupando a 4<sup>a</sup> maior unidade do estado, se subdivide em 12 sub-bacias e tem as seguintes UGRHI limítrofes: a leste da bacia com a Baixo Pardo/Grande (UGRHI-15), a sudeste com a Mogi/Guaçu (UGRHI-9) e, pelo franco sul com a Tietê/Batalha (UGRHI-16) e São José dos Dourados (UGRHI-18). As principais vias de acesso são as rodovias BR-153, SP-330, SP-310 e SP-425 (IPT/CPTI, 2008). Na Figura 1 é apresentada a localização da UGRHI-15, bem como sua altimetria, onde se destaca que as maiores altitudes da área estão na parte central e leste da bacia, que possuem altitudes da ordem de 600 a 700 metros. Na parte oeste da bacia as altitudes estão na faixa de 300 a 400 metros. A UGRHI-15 possui 70 municípios em seu interior, com uma população estimada de 1.225.726 para o ano de 2010, com uma projeção demográfica de 1.364.002 para 2025. O espelho d'água ocupa uma área de 429, 56 km<sup>2</sup> e a vegetação nativa de porte arbóreo perfaz 299,08 km<sup>2</sup> (IPT, 2008; IPT/CPTI, 2008).

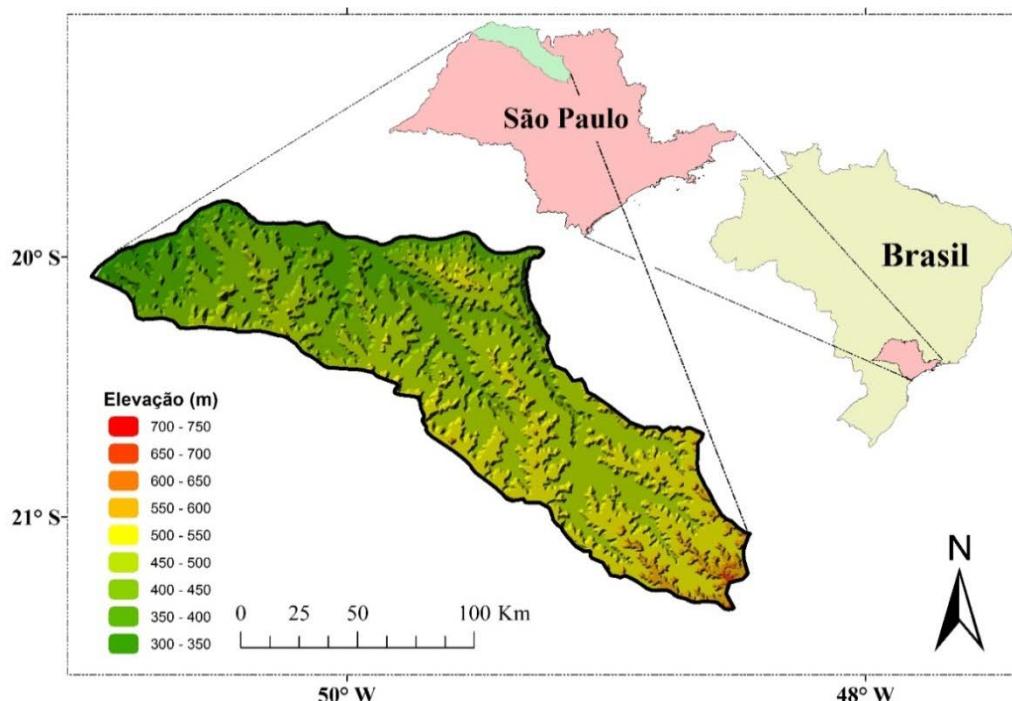


Figura 1. Localização da área estudada e altimetria  
Fonte: Elaborado a partir de dados da Embrapa/CNPM (2006).

## METODOLOGIA

Os dados de chuva de 1974 a 2010 foram obtidos por meio do banco de dados *on line* da Agência Nacional de Águas - ANA (ANA, n. d.), que disponibiliza dados de precipitação diária de diversas estações climatológicas no Brasil. A bacia analisada, que corresponde a do Turvo/Grande, foi delimitada com auxílio do *software* Surfer 8. As estações escolhidas para análise foram as que estão situadas dentro ou próximas da bacia em análise (Figura 2), onde os números nas marcações identificam as estações meteorológicas. A partir das planilhas obtidas com os dados de precipitação diária de cada uma das estações, os totais mensais e anuais foram calculados, assim como o total de dias em que houve precipitação ( $> 0$  mm) em alguns períodos neutros e de El Niño e La Niña. Os anos de El Niño considerados foram 1982, 1983, 1987, 1988 e os anos de La Niña considerados foram 1988, 1989 e 1999. A média anual de precipitação considerando os anos 1974 a 2010 também foi calculada, assim como o desvio padrão e o coeficiente de variação, que segundo Mohalle et al. (2008), é expresso por: Coeficiente de Variação (CV, em %) = (média/desvio padrão) \* 100.

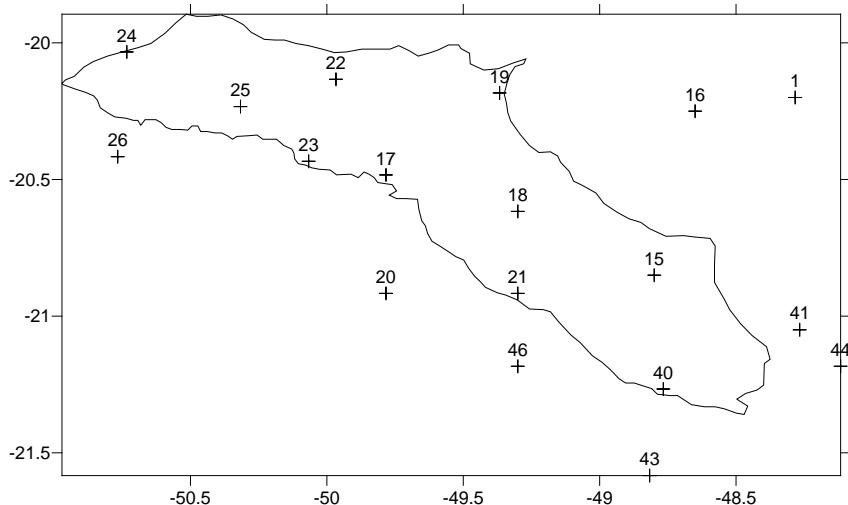


Figura 2. Localização das estações pluviométricas utilizadas na bacia do Turvo/Grande, no estado de São Paulo.  
Fonte: Os autores

Destaca-se que as anomalias de precipitação para os anos escolhidos foram calculadas para os períodos neutros e de El Niño e La Niña. Essas anomalias foram obtidas pela diferença entre o ano considerado e a média de precipitação dos anos de 1974 a 2010. Destaca-se que para todos os resultados gerados, os mapas de isolinhas foram elaborados com o software Surfer 8.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Analizando os gráficos de isolinhas do total de precipitação dos anos considerados notar-se que, em geral, os maiores valores de precipitação na área estudada se concentram próximos a 20,5° sul e entre 49,5° e 50° oeste. Destaca-se que nessa mesma área choveu um maior número de dias, se compararmos com as demais áreas da bacia. Provavelmente esses maiores volumes de chuva e de dias com precipitação estão ligados a fatores orográficos, já que a área central e leste da bacia possuem maior altitude (Figura 1) se comparado com a parte oeste da bacia. Em relação ao período de 1974 a 2010 observou-se que houve, em geral, uma variabilidade de cerca 250 mm de chuva em torno da média (Figura 3). Considerando o CV, foi constatado um desvio de apenas 18% em torno da média, ou seja, verificou-se que durante o período analisado há uma pequena variação do regime de precipitação em relação à média.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**  
**Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

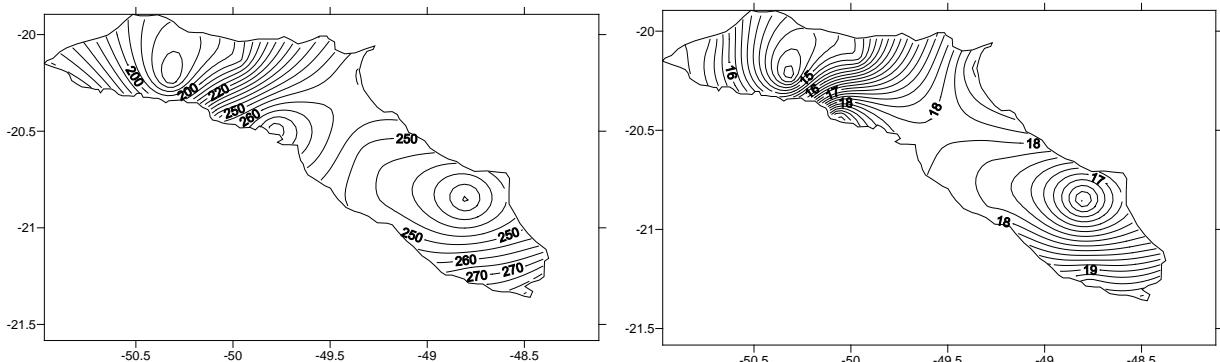


Figura 3. Mapa de isolinhas para desvio padrão (esquerda) e coeficiente de variação (direita) dos dados de precipitação anual entre os anos de 1974 a 2010.

Considerando os anos de El Niño pôde-se perceber que há uma forte anomalia positiva de precipitação na bacia, como observado no período 1982 a 1983 (Figura 4), onde a anomalia de precipitação em alguns locais da bacia passou de 900 mm a mais do que a média dos anos de 1974 a 2010.

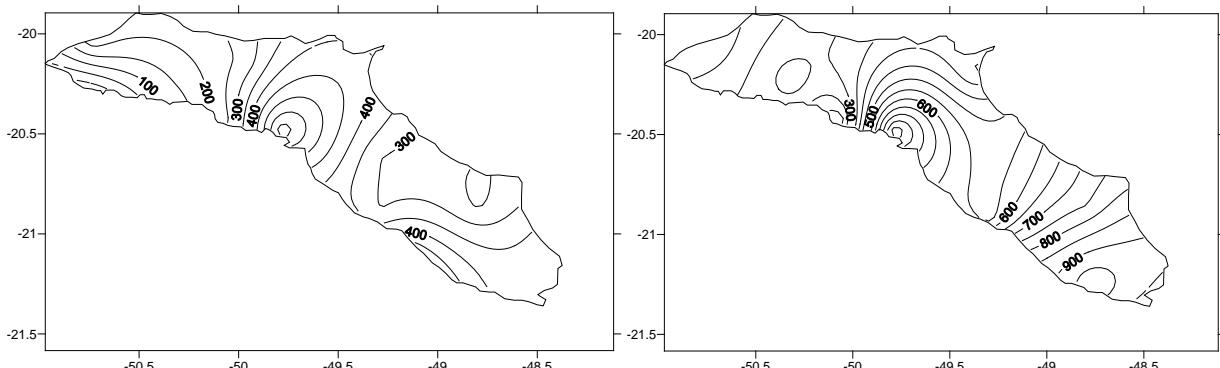


Figura 4. Mapa de isolinhas para anomalia de precipitação no ano de 1982 (esquerda) e 1983 (direita) considerando os dados do valor médio de precipitação entre os anos de 1974 a 2010.

De acordo com as observações de Oliveira (2005), não há padrões característicos de precipitação durante períodos de El Niño no sudeste, que inclui o estado de São Paulo (excetuando-se ao sul do estado). Por isso, torna-se importante conhecer os efeitos mais pontuais desse fenômeno nas bacias da região sudeste brasileira. Destaca-se que essas elevadas anomalias positivas de precipitação durante períodos de El Niño certamente impactam o volume de águas superficiais e subterrâneas e, consequentemente, áreas agrícolas, urbanas e o nível de reservatórios de geração de energia elétrica. Considerando o ano de 1999 (Figura 5), que é um ano de La Niña (1999), observou-se que há uma anomalia negativa de precipitação que passa dos 480 mm em relação à média de 1974 a 2010, o que é oposto do



que ocorre em anos de El Niño. Isso reforça, mais uma vez, a necessidade de se conhecer os efeitos dos fenômenos El Niño e La Niña pontualmente nas bacias da região sudeste. É importante destacar que essas anomalias negativas também podem impactar o nível das águas superficiais e subterrâneas, assim como a agricultura e os reservatórios de energia elétrica.

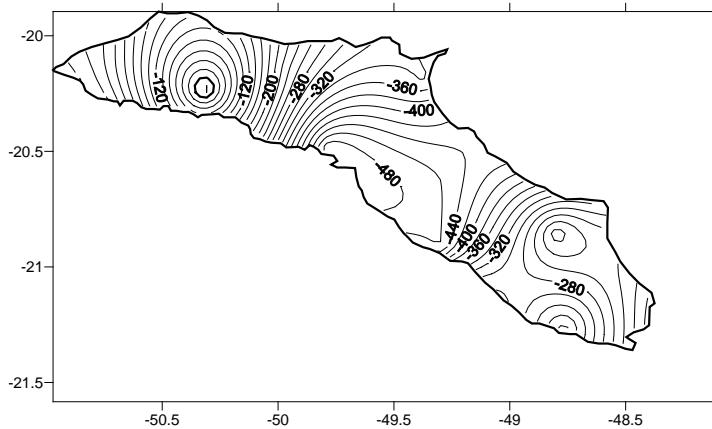


Figura 5. Mapa de isolinhas para anomalia de precipitação no ano de 1999 considerando os dados do valor médio de precipitação entre os anos de 1974 a 2010

## CONCLUSÃO

Durante o período de El Niño analisado na região da bacia do Turvo/Grande houve uma anomalia positiva de precipitação, com valores expressivos. Para o período de La Niña avaliado as anomalias foram negativas. Isso destaca a importância do estudo dos efeitos desses fenômenos localmente no estado de São Paulo, visto que a variação na precipitação pode impactar a agricultura, área urbana e nível de reservatórios, especialmente os para geração de energia elétrica.

## AGRADECIMENTOS

Os autores desse trabalho agradecem a CAPES e FAPESP pelo suporte financeiro (bolsa) dado durante a realização desse trabalho.

## REFERÊNCIAS

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Hidroweb**. Banco de dados online, não datado. Sistema de Informações Hidrológicas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 25 de abril de 2013.



IPT. INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Diagnóstico da situação dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Grande (BHRG) - SP/MG**, Relatório Técnico nº 96.581-205, Centro de Tecnologias Ambientais e Energéticas - CETAE, Laboratório de Recursos Hídricos e Avaliação Geoambiental - LabGeo, 2008. Disponível em:

<[http://www.grande.cbh.gov.br/\\_docs/outros/DiagnosticodaSituacaodosRHnoRioGrande.pdf](http://www.grande.cbh.gov.br/_docs/outros/DiagnosticodaSituacaodosRHnoRioGrande.pdf)>. Acesso em: 26 de Setembro de 2013.

IPT/CPTI. INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS/COOPERATIVA DE SERVIÇOS E PESQUISAS TECNOLÓGICAS E INDUSTRIAIS. **Plano de bacia da unidade de gerenciamento de recursos hídricos da bacia do Turvo/Grande (UGRHI 15)**, n. Relatório técnico CPTI nº 397/08 p. 172, 2008.

MOHALLEM, D. F. et al. Avaliação do coeficiente de variação como medida da precisão em experimentos com frangos de corte. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 60, p. 449-453, 2008. ISSN 0102-0935.

OLIVEIRA, G. S. **Tópicos em meio ambiente e ciências atmosféricas**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, INPE-13136-PRE/8395: 13 p. 2005.

SÃO PAULO (Estado). **Relatório de situação dos recursos hídricos do estado de São Paulo**. Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos; Coordenadoria de Recursos Hídricos. São Paulo: SSRH/CRHi, 2011.

TALLEY, L. D. et al. Chapter 1 - Introduction to Descriptive Physical Oceanography. In: (Ed.). **Descriptive Physical Oceanography (Sixth Edition)**. Boston: Academic Press, 2011a. p.1-6. ISBN 978-0-7506-4552-2.

TALLEY, L. D. et al. Chapter 10 - Pacific Ocean. In: (Ed.). **Descriptive Physical Oceanography (Sixth Edition)**. Boston: Academic Press, 2011b. p.303-362. ISBN 978-0-7506-4552-2.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

TAPIADOR, F. J. et al. On the suitability of regional climate models for reconstructing climatologies. **Atmospheric Research**, v. 101, n. 3, p. 739-751, 8// 2011. ISSN 0169-8095.



## VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO MANANCIAL DO RIBEIRÃO DO FEIJÃO, SÃO CARLOS/SP

Fernando Henrique Machado<sup>1</sup>; Francisco Antonio Dupas<sup>2</sup>; Luiz Felipe Silva<sup>3</sup>; Adriana Prest Mattedi<sup>4</sup>; Rogério Coli da Cunha<sup>5</sup>; Carlos Wilmer Costa<sup>6</sup>

<sup>1</sup>Gestor Ambiental, doutorando em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista – UNESP/Sorocaba, fernandomtb@hotmail.com.

<sup>2</sup>Engenheiro agrimensor, Instituto de Recursos Naturais, Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI.

<sup>3</sup>Engenheiro mecânico, Instituto de Recursos Naturais, Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI.

<sup>4</sup>Economista, Instituto de Ciências Exatas, Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI.

<sup>5</sup>Geógrafo, mestre em Engenharia de Energia, Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI.

<sup>6</sup>Geógrafo, doutorando em Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar.

### RESUMO

O Método de Valoração Contingente (MVC) envolve consultar pessoas quanto estariam dispostas a pagar pela proteção ambiental. O objetivo geral deste estudo foi determinar a disposição a pagar (DAP) da população de São Carlos pelos serviços ambientais oferecidos pela bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão, São Carlos - SP. A pesquisa mostrou que 56% dos entrevistados se mostraram dispostos a pagar alguma quantia mensalmente com DAP média de R\$ 3,07.

**PALAVRAS-CHAVE:** Gestão Ambiental, Recursos Hídricos, Valoração Contingente.

### ABSTRACT

The Contingent Valuation Method (CVM) involves asking people how they would be willing to pay for environmental protection. The aim of this study was to determine the willingness to pay (WTP) of the population of São Carlos for the environmental services offered by Feijão River Basin, São Carlos, State of São Paulo, Brazil. The outcomes indicate that 56% of the interviewed were willing to pay some amount monthly, with average WTP of R\$ 3.07.

**KEYWORDS:** Environmental Management, Water Resources, Contingent Valuation.

### INTRODUÇÃO

Estudos feitos por Dupas (2001), Silva-Souza et al. (2006), Tundisi et al. (2007), Cunha et al. (2011), Costa et al. (2012), Costa et. al. (2013) e Machado (2013) retratam o intenso uso e ocupação do solo que vem ocasionando impactos adversos na cobertura vegetal do município de São Carlos – SP, especificamente na bacia hidrográfica do manancial do Ribeirão do Feijão. Tais impactos são causados em áreas de alta fragilidade ambiental - por serem zonas de recarga de aquífero (TUNDISI et al., 2008; ZUQUETTE et al., 2009) - principalmente por produtores de cana-de-açúcar, laranja e pecuaristas. Com a incorporação da análise econômica na dimensão ambiental, iniciam-se os estudos sobre a valoração



econômica ambiental dos impactos produzidos pelas atividades antrópicas nos recursos naturais. A valoração econômica dos recursos ambientais constitui-se em um conjunto de metodologias que visam estimar valores para os ativos ambientais e para os bens e serviços por eles gerados (MACHADO, 2013). Nesse processo, destaca-se o Método de Valoração Contingente (MVC), que envolve perguntar a amostras de pessoas quanto estariam dispostas a pagar pela proteção ambiental. Nesse contexto, este estudo visou: (i) determinar a disposição a pagar (DAP) da população de São Carlos pelos serviços ambientais oferecidos pela bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão utilizando o MVC; (ii) identificar o nível de conhecimento da população urbana e dos docentes de duas instituições sobre o manancial que utilizam; (iii) estimar os valores necessários para ressarcir os proprietários de terras produtivas obtidos pela análise financeira de cada tipo de uso do solo; (iv) comparar os valores obtidos pela DAP com os valores da análise econômica de cada cobertura do solo.

## ÁREA DE ESTUDO

O município de São Carlos localiza-se na região sudoeste do Brasil. Possui um clima ameno, relevo acidentado, temperatura média anual de 19,5 °C e altitudes médias variando entre 800 e 1.000 metros, sendo o bioma predominante o cerrado (DUPAS et al., 2006). São Carlos está a aproximadamente 230 km a noroeste da capital do Estado, possui uma população de 221.950 habitantes, 1.141 Km<sup>2</sup> de área territorial, densidade demográfica de 195,15 hab/km<sup>2</sup> e uma população predominante urbana (IBGE, 2010). O Estado de São Paulo possui 22 Unidades de Gestão de Recursos Hídricos, sendo o Ribeirão do Feijão uma sub-bacia da unidade de gestão nº 13, denominada bacia do Tietê/Jacaré. Segundo SAAE (1995), a bacia do Ribeirão do Feijão está localizada entre os paralelos 22° e 22°10' de latitude sul e os meridianos 47°45' e 47°50' de longitude oeste. Na Figura 1 são apresentadas as sub-bacias hidrográficas do rio Mogi-Guaçu e Tiête-Jacaré presentes no território de São Carlos. Pode-se observar ao norte desta Figura, demarcada por uma quadrícula, a sub-bacia do Ribeirão do Feijão e seus municípios limítrofes. O ribeirão do Feijão tem vazão de 246,3 L/s e fornece 27% da água consumida por São Carlos (DUPAS et al., 2006; COSTA, 2010).



Figura 1. Localização dos municípios de entorno, sub-bacias hidrográficas e drenagem da bacia Mogi-Guaçu e Tietê-Jacaré presentes no município de São Carlos.

Fonte: A - DAEE (2005), B - Tundisi et al. (2007) apud Costa (2010).

## METODOLOGIA

Foram aplicadas 280 entrevistas na população de São Carlos, 104 questionários via correio eletrônico no corpo docente da EESC/USP e seus Institutos e 136 questionários no corpo docente da UFSCar. As amostragens foram probabilísticas e realizadas entre outubro e dezembro de 2010. Pelo MVC requerer o uso de questionários e envolver seres humanos, solicitou-se autorização para aplicação de questionários ao Comitê de Ética em Pesquisa - CEP da Escola de Enfermagem Wenceslau Braz – EEWB de Itajubá-MG, entidade credenciada ao CNS, sendo o pedido deferido sob número 547/2010. O questionário foi dividido em duas partes (A e B). O propósito da parte A foi identificar informações sobre as características socioeconômicas do entrevistado. Na parte B foram abordadas questões inerentes à percepção ambiental do entrevistado, bem como a DAP do indivíduo. Na análise econômica, as áreas produtivas definidas na análise econômica foram: cultura de eucalipto; pastagem (área utilizada para criação de gado de corte); cana-de-açúcar e; laranja. Para realizar este procedimento, foi utilizado como fonte de dados o mapa de cobertura do solo de



2010. Para calcular o lucro líquido anual de cada cultura, utilizou-se as fórmulas do Valor Presente Líquido – VPL e Valor Anual – VA.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

(i) A seguinte pergunta foi feita aos entrevistados: *Você estaria disposto (a) a pagar mensalmente uma quantia a mais na sua conta de água para ajudar a proteger a bacia hidrográfica do manancial do Ribeirão do Feijão e assim ajudar a garantir a futura disponibilidade de água na cidade?* A aceitação do pagamento atingiu um percentual significativo de 56% na população. Na UFSCar e na EESC/USP e Institutos os resultados foram semelhantes ao da população, com 57% dos docentes dispostos a pagarem alguma quantia. Na Figura 2 são apresentados os resultados. A DAP média da população foi de R\$ 3,07. Na EESC/USP e Institutos e na EESC/USP e Institutos foi de R\$ 7,75. A DAP média na UFSCar foi de 7,04.

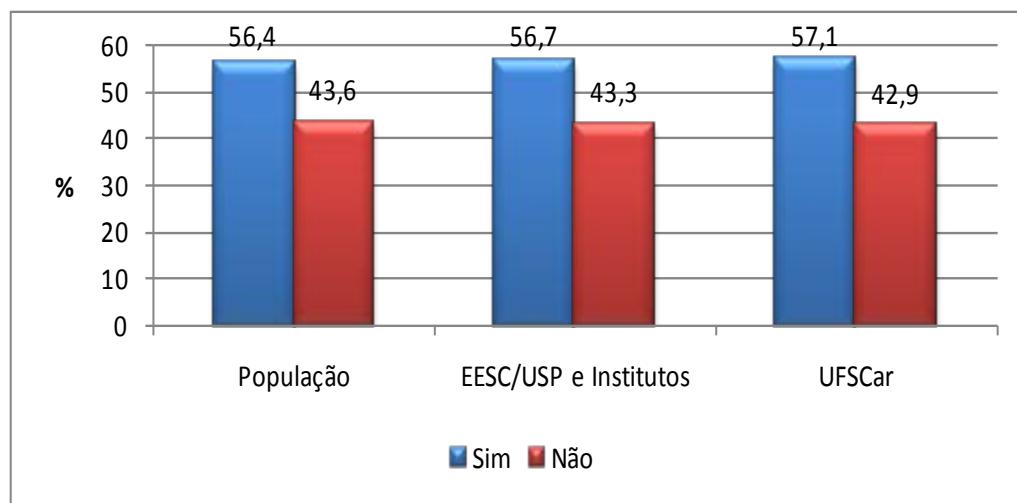


Figura 2. Entrevistados dispostos a pagar.

(ii) Na amostra da população, 67,5% dos respondentes relataram ter algum conhecimento sobre o Ribeirão. Nas instituições de ensino o nível de conhecimento foi inferior ao do município. Na amostra da EESC/USP e Institutos o percentual de conhecimento foi de 50%. Na UFSCar, o percentual foi de apenas 29%, revelando um desconhecimento desta amostragem sobre o Ribeirão do Feijão. Na Figura 3 são apresentados os resultados.

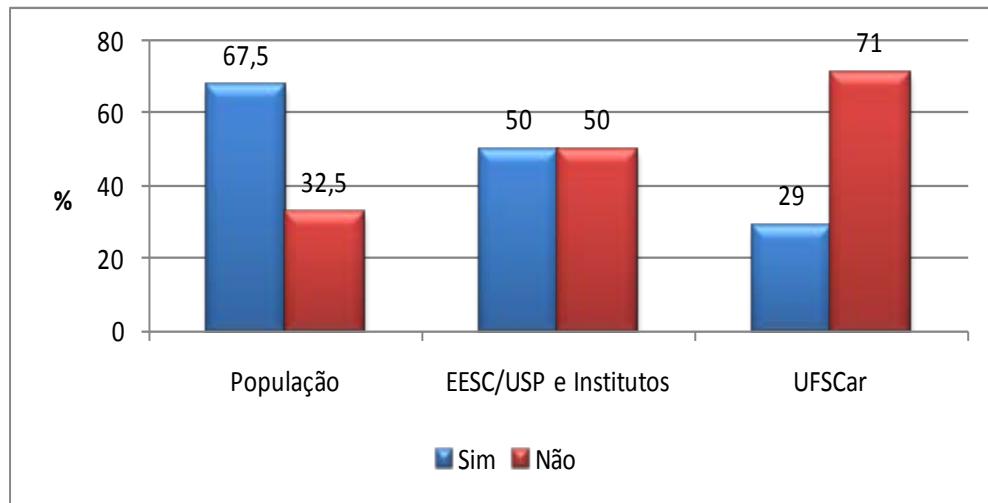


Figura 3. Conhecimento sobre o Ribeirão do Feijão

(iii) O lucro líquido total produzido em toda a bacia e conforme a área ocupada pelas atividades agropecuárias, o valor total estimado foi de R\$ 13.392.119,95 por ano para uma área produtiva de 14.694 ha (o que representa 65,87% da área da bacia e 12,88% do território de São Carlos). Na Figura 4 são apresentados os resultados.

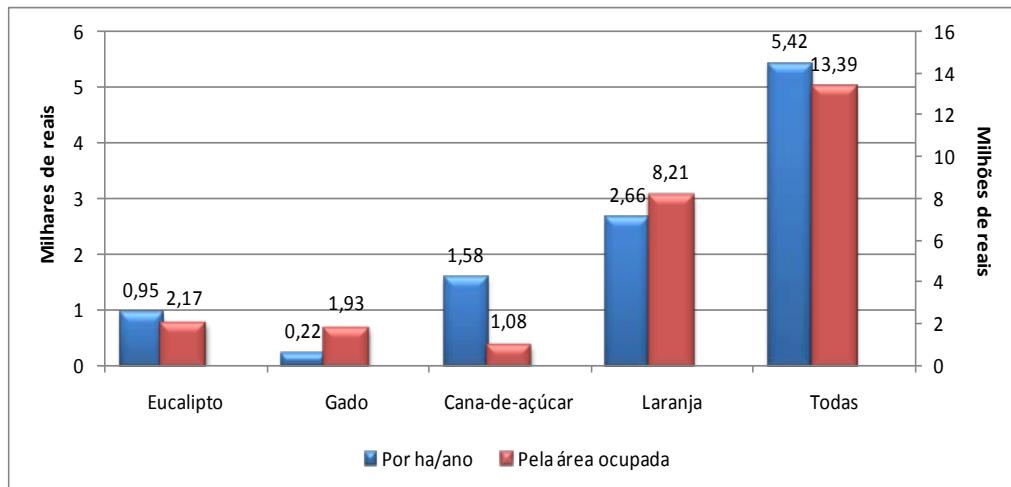


Figura 4. Lucro líquido por cobertura

(iv) Para comparar os valores obtidos pela DAP da população com os valores da análise econômica de cada cobertura do solo, foi extrapolado a DAP média de R\$ 3,07 para o número total de habitantes de São Carlos. Na Figura 5 são apresentados os resultados, que permitem comparar o lucro líquido total gerado na bacia pelas atividades agropecuárias e o valor que a população está disposta a pagar. Diante desses resultados, constata-se que o valor que a população está disposta a pagar representa 61% do lucro líquido dos produtores rurais.



Considerando o montante que poderia ser arrecadado anualmente para proteção ambiental da bacia (8,18 milhões), este valor equivale a R\$ 36.715,93 por km<sup>2</sup>/ano da área total da bacia. Esse recurso, uma vez arrecadado, pode ser utilizado para proteção da bacia de diferentes formas, tais como: compensação financeira para que os produtores deixem de produzir por meio de atividades de grande impacto ambiental; incentivo a agricultura orgânica; e pagamentos pelos serviços ambientais aos produtores rurais para a destinação de áreas previamente estudadas para proteção ambiental.

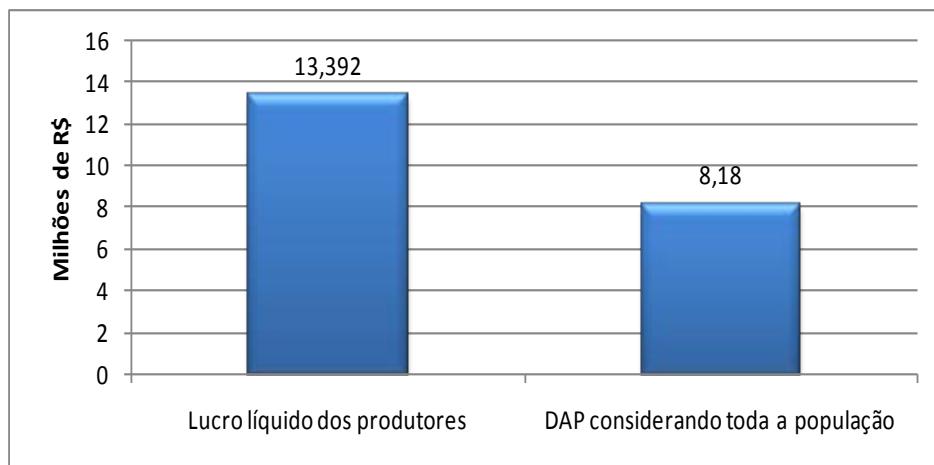


Figura 5. Lucro dos produtores x DAP da população (por ano)

## CONCLUSÃO

A determinação da DAP da população e dos docentes da EESC/USP e UFSCar utilizando o MVC apresentou ser adequado na determinação do valor econômico e ambiental da bacia. O valor que a população são-carlense está disposta a pagar representa uma parcela significativa do lucro líquido produzido na bacia (61%). Portanto, este estudo demonstrou ser tecnicamente viável para a recuperação da bacia e manutenção do manancial. Diante desses resultados, este estudo pode ser utilizado como instrumento de gestão sendo norteador nos processos de tomadas de decisões no que concernem políticas de proteção dos mananciais em São Carlos e nos demais municípios do entorno que estão contidos na bacia. Para este caso, o pagamento pelos serviços ambientais, especificamente a produção de água, deve ser considerado como uma estratégia para preservar e garantir o abastecimento urbano. Em suma, a atribuição de valores aos serviços ambientais se configura como instrumento estratégico que pode ser utilizado nas tomadas de decisões que visem mudar o sistema de produção de uma bacia hidrográfica. No entanto, este instrumento não deve ser visto unicamente como um meio



de incentivar a preservação ambiental por meio de recursos financeiros. Devem ser considerados também fatores não econômicos que envolvam outros valores, como os valores culturais, altruísticos e paisagísticos.

## **AGRADECIMENTOS**

Os autores desse trabalho agradecem a CAPES pelo suporte financeiro dado durante a realização deste trabalho.

## **REFERÊNCIAS.**

COSTA, C. W. **Expansão da mancha urbana e suas consequências sobre mananciais de São Carlos, SP.** 2010. 142 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, Itajubá - MG, 2010.

COSTA, C. W.; DUPAS, F. A.; CESPEDES, J. G.; SILVA, L. F. Monitoramento da expansão urbana, cenários futuros de crescimento populacional e o consumo de recursos hídricos no município de São Carlos, SP. **Geociências** (São Paulo. Online), v. 32, p. 63-80, 2013.

COSTA, C. W.; DUPAS, F. A.; PONS, N. A. D. Regulamentos de uso do solo e impactos ambientais: Avaliação crítica do Plano Diretor Participativo do município de São Carlos, estado de São Paulo, Brasil.. **Geociências** (São Paulo. Online), v. 31, p. 143-157, 2012.

CUNHA, R. C.; DUPAS, F. A. Análise da influência das variáveis ambientais utilizando inferência fuzzy e zoneamento das vulnerabilidades: estudo do caso da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão, São Carlos, SP. **Geociências** (UNESP. Impresso), v. 30, p. 399-414, 2011.

DUPAS, F. A.; SILVA-SOUZA, Â. T.; TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ROHM, S. A. Indicadores ambientais para planejamento e gestão de bacias hidrográficas. In: José Galizia Tundisi; Matsumura-Tundisi, T.; Galli, C.S.. (Org.). **Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e controle - EUTROSUL**. São Carlos: DMD, 2006. p. 491-506.



DUPAS, F. A. **Crescimento urbano e suas implicações ambientais: redirecionamento de cidades de médio porte utilizando as variáveis ambientais, sensoriamento remoto e SIG - Estudo do caso de São Carlos, SP.** Relatório final de pesquisa de Pós doutoramento FAPESP, Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Engenharia Civil, Engenharia Urbana, 2001. 63 f.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE cidades: São Carlos, SP.** 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 14 de Setembro de 2013.

MACHADO, F. H.; DUPAS, F. A. Valoração de recursos hídricos como subsídio na gestão do manancial urbano do Ribeirão do Feijão, São Carlos SP. **GEOUSP: espaço e tempo**, v. 33, p. 111-126, 2013.

SAAE. SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO DE SÃO CARLOS-SP. **Projeto executivo da barragem da captação do Ribeirão do Feijão.** São Carlos – SP, 1995.

SILVA-SOUZA, Â.T.; SHIBATTA, O. A.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; DUPAS, F. A.. Parasitas de peixes como indicadores de estresse ambiental e eutrofização. In: José Galizia Tundisi; Takako Matsumura-Tundisi; Corina Sidagis Galli. (Org.). **Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e controle**. 1 ed. São Carlos: Instituto Internacional de Ecologia, 2006, v. 1, p. 373-386.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PARESCHI, D. C.; LUZIA, A. P.; VON Haeling, P. H.; FROLLINI, E. H. A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. **Estud. av.**, São Paulo, v. 22, n. 63, 2008.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; DUPAS, F. A.; SILVA-SOUZA, A. T.; SHIBATTA, O. A. **Uso atual e uso potencial do solo no município de São Carlos, SP – base do planejamento urbano e rural.** Relatório final de projeto de pesquisa FAPESP de Políticas



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Públicas proc. 98/10924-3. Núcleo de Estudos Ambientais, Planejamento Territorial e Geomática – NEPA, IRN/UNIFEI. Associação Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, 2007. 95 pg.

ZUQUETTE, L. V.; PALMA, J. B.; PEJON, O. J. Methodology to assess groundwater pollution conditions (current and pre disposition) in the São Carlos and Ribeirão Preto regions, Brazil. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, v. 68, n. 1, p. 117 - 136, 2009.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

**AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DOS RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JUNDIAÍ-MIRIM VISANDO AÇÕES DE RECUPERAÇÃO E GESTÃO AMBIENTAL**

Fernando Henrique Machado<sup>1</sup>; Erik Sartori Jeunon Gontijo<sup>2</sup>; Frederico Guilherme de Souza Beghelli<sup>3</sup>; Cláudia Hitomi Watanabe<sup>4</sup>; Miyuki Elsa Kunisawa Carvalho<sup>5</sup>; Admilson Írio Ribeiro<sup>6</sup>; Gerson Araújo de Medeiros<sup>6</sup>

<sup>1</sup>Gestor ambiental, doutorando em Ciências Ambientais, CAPES, UNESP/Sorocaba, e-mail: fernandomtb@hotmail.com.

<sup>2</sup>Engenheiro ambiental, doutorando em Ciências Ambientais, FAPESP proc. 2012/17727-8, UNESP/Sorocaba.

<sup>3</sup>Biólogo, doutorando em Ciências Ambientais, FAPESP proc. 2013/03494-4, UNESP/Sorocaba.

<sup>4</sup>Engenheira ambiental, mestrandona em Ciências Ambientais, FAPESP proc. 2012/19580-4, UNESP/Sorocaba.

<sup>5</sup>Engenheira ambiental, mestrandona em Ciências Ambientais, UNESP/Sorocaba.

<sup>6</sup>Engenheiro agrônomo, professor assistente doutor, UNESP/Sorocaba.

## **RESUMO**

O rio Jundiaí-Mirim é um manancial de abastecimento público de Jundiaí – SP. Análises físico-químicas realizadas apresentaram DBO acima dos limites estabelecidos pela legislação em algumas amostras. O COT esteve dentro do esperado para águas superficiais e o cloreto indicou possível contaminação por efluentes domésticos em 2 pontos. Na análise de metais, o Mn apresentou-se acima do limite estabelecidos pela legislação em um ponto.

**PALAVRAS-CHAVE:** Gestão Ambiental, Qualidade da água, Jundiaí-Mirim.

## **ABSTRACT**

The Jundiaí-Mirim River is the main source of water supply of the city of Jundiaí, State of São Paulo, Brazil. Physical-chemical analyses performed showed that BOD was above the limits established by legislation in some samples. The results of TOC were as expected for surface waters. Chloride analysis showed possible contamination by domestic wastewater at 2 points. Mn was higher than the limit set by law at one point.

**KEYWORDS:** Environmental Management, Water Quality, Jundiaí-Mirim.

## **INTRODUÇÃO**

A Bacia dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI-05) é uma das regiões de maior escassez de água no Estado de São Paulo, tanto pelas elevadas demandas quanto pela poluição dos recursos hídricos (NEVES et al., 2007). Nessa unidade de gerenciamento de recursos hídricos se destaca a microbacia hidrográfica do rio Jundiaí-Mirim, localizada em Jundiaí-SP, responsável pelo fornecimento de 97% da água para consumo humano deste município (MORAES, 2003). Entretanto, esta bacia vem sendo alvo de diversos impactos ambientais resultantes do rápido crescimento populacional da região. A intensificação da ocupação dessa bacia, especialmente



com a expansão da mancha urbana e de atividades agropecuárias, tem provocado intensas alterações no meio físico e, principalmente, na qualidade da água (GRAMOLELLI Jr., 2004). Nesse contexto, torna-se de fundamental importância o monitoramento da qualidade de água deste manancial, dado a sua importância para o município de Jundiaí. Desse modo, o objetivo deste estudo foi realizar um diagnóstico das condições físico-químicas e biológicas das águas dessa bacia visando subsidiar ações de recuperação e gestão ambiental da área.

## **ÁREA DE ESTUDO**

O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Jundiaí-Mirim, localizada, em grande parte, no território de Jundiaí – SP. Jundiaí é um município distante 58 km da capital do Estado, possui uma população estimada de 370.126 habitantes, área territorial de 431 km<sup>2</sup>, altitude da sede de 761 metros e a mata atlântica como bioma predominante (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010). A microbacia hidrográfica do rio Jundiaí-Mirim (rio de Classe 1, conforme estabelecido pelo Decreto Estadual nº 24.839/86) é uma sub-bacia do rio Jundiaí (rio de Classe 4) afluente à margem esquerda, e faz parte da UGRHI nº 5, como pode ser visualizado na Figura 1. A microbacia do rio Jundiaí-Mirim está localizada dentro de uma Área de Preservação Ambiental – APA e possui uma área total de 11.750 ha (117,5 km<sup>2</sup>) e abrange três municípios paulistas, sendo 55% em Jundiaí, 36,6% em Jarinu e 8,4% em Campo Limpo Paulista (MORAES, 2003).

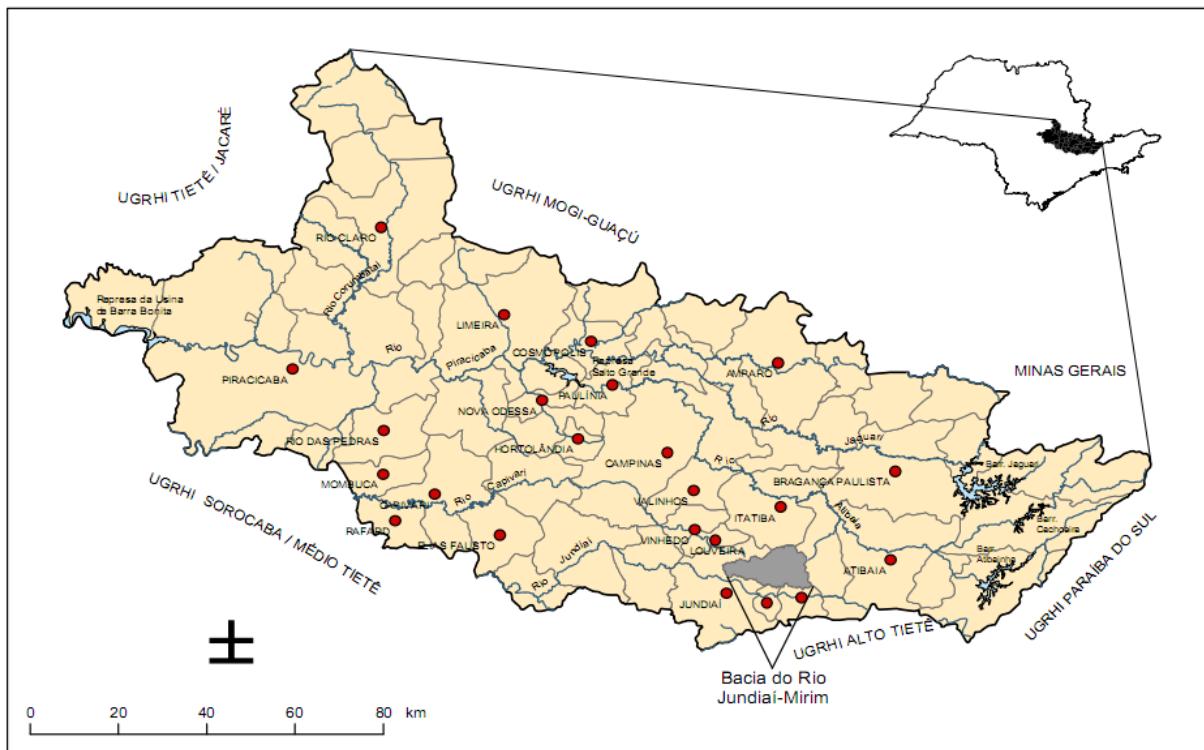


Figura 1. Localização da bacia do rio Jundiaí-Mirim na área da bacia hidrográfica dos rios Piracicaba, Jundiaí e Capivari, no Estado de São Paulo.

Fonte: Moraes, 2003.

## METODOLOGIA

Amostras de águas foram coletadas em 5 pontos selecionados ao longo da bacia do rio Jundiaí-Mirim (Figura 2). A seleção dos pontos visou abranger toda a extensão da bacia (início, meio e fim). O Ponto 1 está localizado na cabeceira da bacia. O Ponto 2 é um reservatório artificial (ambiente lento) e os Pontos 3 e 4 são paralelos entre si, sendo o primeiro ponto lótico e o segundo lento. O Ponto 5 está localizado nas proximidades do exutório da bacia. A coleta foi realizada no dia 02 de setembro de 2013. Os parâmetros físico-químicos oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade e temperatura foram medidos em campo com auxílio de aparelhos portáteis. Amostras de água foram coletadas em 2 frascos plásticos de 2 litros. Um dos frascos das coletas foi acidificado com  $\text{HNO}_3$  até  $\text{pH} < 2$  para análise de metais totais (MT). O outro frasco foi mantido *in natura* para análise de cloreto, sólidos dissolvidos totais (SDT) e metais dissolvidos (MD). Destaca-se que para MD as amostras foram previamente filtradas em membranas de  $0.45 \mu\text{m}$  para depois serem acidificadas. Também foram coletadas amostras em frascos de vidro âmbar para análises de



carbono orgânico total (COT) e carbono orgânico dissolvido (COD). Para COD as amostras foram previamente filtradas em membranas de 0.45 µm antes de armazenadas em frasco âmbar. Adicionalmente foi coletada uma amostra para análise de DBO, que foi mantida em uma estufa incubadora Quimis por 5 dias a 20°C. O oxigênio dissolvido foi medido no dia da coleta e após 5 dias. As amostras de água para análise de MT e MD foram digeridas segundo a metodologia da USEPA (1992) e analisadas em um ICP-OES da Agilent (Agilent Technologies 700 Series). As análises de COT, COD, cloreto (método argentométrico) e SDT (método gravimétrico) foram feitas de acordo com o *Standard Methods* (APHA et al., 2005). Dos pontos analisados, somente no Ponto 1 não foram feitas todas as análises, pois este ponto trata-se de uma nascente que recebe água transposta do rio Atibaia, sendo que no momento de coleta não estava ocorrendo a transposição. Assim, somente análises de turbidez, SDT e cloreto foram realizados para esse ponto.

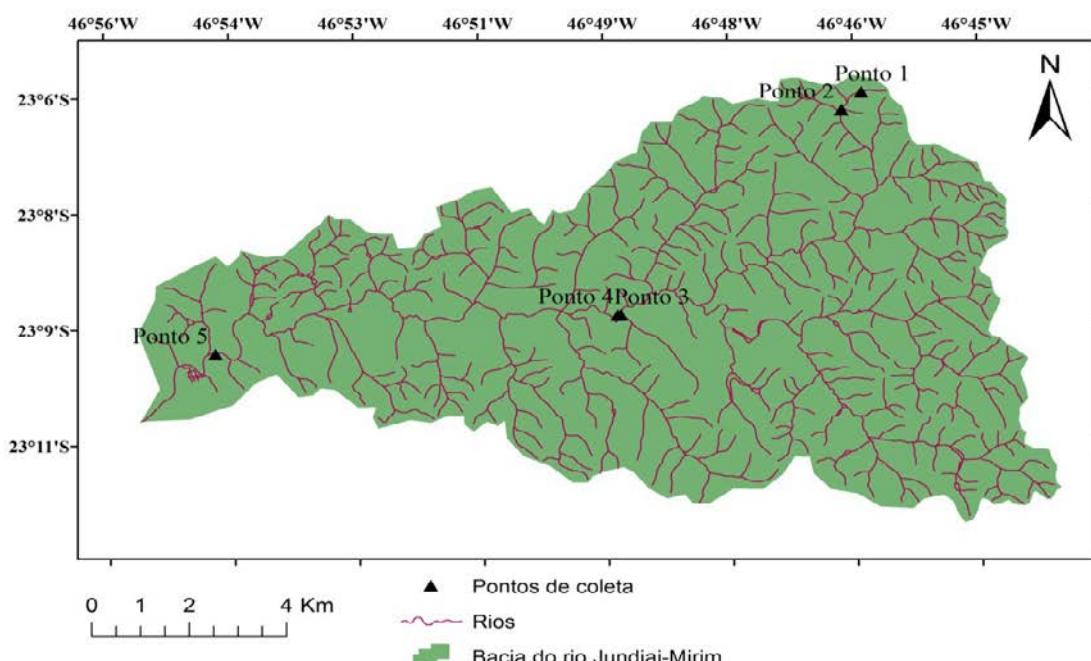


Figura 2. Localização dos pontos de coleta na bacia do rio Jundiaí-Mirim  
Fonte: Os autores.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos parâmetros físico-químicos e biológicos são apresentados na Tabela 1. Destacados em vermelho estão os parâmetros que não se enquadram na resolução CONAMA 357/05 para rio de Classe 1. As altas DBO nos Pontos 2, 3 e 4 podem estar



associadas à presença de excrementos de aves aquáticas e atividades antrópicas próximas ao curso d'água, conforme verificado no trabalho de campo. Destaca-se também que os Pontos 3 e 4 estão situados próximo a um empreendimento gastronômico e chácaras, que podem estar lançando algum efluente no curso d'água.

Tabela 1. Resultados dos parâmetros físico-químicos e biológicos

Ensaio Físico-químico e biológico								
Pontos	pH	OD (mg/L)	Temp. (°C)	Cond. (µS/cm)	Turbidez (UNT)	SDT (mg/L)	DBO (mg/L)	
Ponto 1	-	-	-	-	-	12.1	56	-
Transposição								
Ponto 2	-							
Reservatório agrícola	7.7	7.5	22.2	40	29.3	54.5	5.03	
Ponto 3	-	7.6	7.6	19.8	40	21.4	50.5	5.02
Ambiente lótico								
Ponto 4	-	7.3	7.4	21.4	50	26.9	51	4.95
Ambiente lêntico								
Ponto 5	-							
Reservatório captação	7.5	5.1	20	60	16.9	45.5	2.48	
Padrão CONAMA	6 - 9 > 6		-	-	< 40	< 500	< 3	
Classe 1								

Na Figura 3 são apresentados os resultados para cloreto e na Figura 4 são apresentados os resultados de COD e COT. As concentrações mais altas de cloreto foram nos Pontos 1 e 5, o que pode indicar a contaminação por efluentes domésticos. Isso se deve ao fato de que a dieta humana é baseada em sal de cozinha ( $\text{NaCl}$ ) e o íon cloreto desse sal passa praticamente inalterado pelo organismo humano. Isso faz com que em esgotos a concentração desse íon chegue a 15 mg/L. Assim, teores mais elevados de cloreto podem indicar a contaminação por efluente doméstico (APHA et al., 2005). No caso da bacia do Jundiaí-Mirim recomenda-se o



contínuo monitoramento desse parâmetro, para tentar identificar possíveis novas fontes poluidoras na bacia. Em relação aos teores de COD, todos os valores estão dentro do esperado para águas naturais, já que segundo Libânio et al. (2000) o teor de COT varia de 1 a 20 mg/L em águas superficiais. Já o teor de COD encontra-se baixo, dentro do esperado para águas naturais. Entretanto, seu monitoramento é importante devido a uma fração desse carbono poder reagir com o cloro em estações de tratamento de água, o que pode formar compostos orgânicos cancerígenos (THURMAN; MALCOLM, 1981; ROCHA; ROSA, 2003).

Figura 3. Resultado das análises de Cloreto

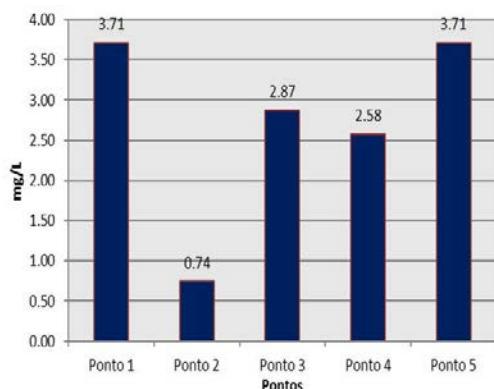
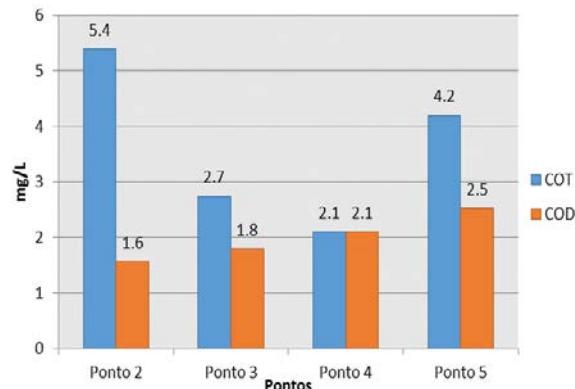


Figura 4. Resultados de COT e COD



Os resultados de metais são exibidos na Tabela 2. O resultado do Mn para o Ponto 3 apresentou-se levemente acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA 357/05. As possíveis causas da concentração de Mn devem ser melhor estudadas, pois podem estar associadas com a litologia do ponto amostrado ou devido a alguma contaminação industrial e/ou agrícola. Os elementos As, Cd, Co e Pb não foram detectados dentro dos limites laboratoriais utilizados. Outro destaque é para os elevados teores de Ca nas águas da bacia, porém, destaca-se que não há limites para este elemento na legislação. As concentrações de Al, Cr, Cu, Fe e Ni estavam dentro do limite da legislação, apresentando valores bem abaixo do estabelecido.

Tabela 2. Resultados das análises de metais

Metal Dissolvido	Al ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	Ca ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	Cr ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	Cu ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	Fe ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	Mn ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	Ni ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )
Ponto 2	22.60	3922.84	0.01	2.75	45.16	ND	0.54



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**  
**Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Ponto 3	6.78	4915.22	0.54	ND	99.89	10.04	0.04
Ponto 4	11.02	4652.82	ND	0.08	69.55	17.03	0.42
Ponto 5	34.55	6842.99	0.82	0.33	48.35	ND	0.60
<b>Metal Total</b>							
Ponto 2	63.18	4263.71	4.84	0.29	156.42	15.18	2.01
Ponto 3	103.23	5341.84	6.28	0.25	1394.31	103.21	2.59
Ponto 4	93.32	5256.88	3.82	0.54	1266.72	88.57	0.80
Ponto 5	57.93	7669.10	4.36	0.32	154.54	37.49	1.73
<b>CLASSE 1 – Limites águas doces CONAMA 357/05</b>							
Total	-	-	50	-	-	100	25
Dissolvido	100	-	-	9	300	-	-

ND = não detectado

## CONCLUSÃO

A bacia do rio Jundiaí-Mirim é uma área estratégica para Jundiaí, principalmente por fornecer quase a totalidade de água consumida pelo município. Entretanto, destaca-se que o crescimento populacional é exponencial na região, acarretando forte pressão nos recursos hídricos. Desse modo, políticas públicas devem ser criadas e incentivadas a fim de proteger essa bacia frente ao crescimento populacional, industrial e agropecuário da região, bem como para garantir o enquadramento do corpo hídrico na Classe 1. Os resultados mostraram indícios de lançamento de efluentes e atividades agrícolas ao longo da bacia do rio Jundiaí-Mirim. Assim, recomenda-se o contínuo monitoramento da região, com o objetivo de auxiliar a diminuição das pressões antrópicas que podem comprometer a qualidade da água. A inclusão de análises das variáveis hidrobiológicas e ecotoxicológicas da área também deve ser incentivada, a fim de se ter um melhor diagnóstico da saúde ambiental da área em questão.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES e a FAPESP pelo apoio financeiro (bolsas) concedido durante a realização das pesquisas.



## **REFERÊNCIAS**

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 21. Washington, D.C.: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005. 1200 p.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: Ministério do Meio Ambiente - MMA, 2005.

GRAMOLELLI JR., F. **Diagnóstico do uso da água na irrigação de culturas na bacia do Rio Jundiaí-Mirim / SP.** 2004. 101 f. (Mestrado em Engenharia Agrícola). Faculdade de Engenharia Agricola Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, Campinas, 2004.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades: Jundiaí - SP,** 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?codmun=352590#>>. Acesso em: 26 de nov. de 2013.

LIBÂNIO, M. et al. Avaliação da Relevância do Carbono Orgânico Total como Parâmetro de Caracterização de águas de Abastecimento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 4, p. 41-55, 2000.

MORAES, J. F. L. (coord.) **Diagnóstico agroambiental para gestão e monitoramento da bacia do rio Jundiaí-Mirim.** Relatório Final – 2<sup>a</sup> Fase. Processo Fapesp: 98/14181-5: Execução: Instituto Agronômico de Campinas - IAC, Instituto de Economia Agrícola - IEA, Prefeitura do Município de Jundiaí, DAE S/A. Campinas - SP, 2003.

NEVES, M. A.; PEREIRA, S. Y.; FOWLER, H. G. Impactos do sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos na bacia do Rio Jundiaí (SP). **Ambiente & Sociedade**, v. 10, p. 149-160, 2007. ISSN 1414-753X.



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental

Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. **Substâncias húmicas aquáticas: interação com espécies metálicas.** 1. São Paulo: Editora Unesp, 2003. 120 p. ISBN 85-7139-474-1.

THURMAN, E. M.; MALCOLM, R. L. Preparative Isolation od Aquatic Humic Substances. **Environmental Science & Technology**, v. 15, n. 4, p. 463-466, 1981. ISSN 0013-936X.

USEPA. THE US ENVIRONMENTAL PROTECT AGENCY. **Method 3050A: Acid Digestion of Waters for Total Recoverable or Dissolved Metals for Analysis by Flaa or ICP Spectroscopy.** p.5. 1992.



## OS DESAFIOS DA GESTÃO COMPARTILHADA NO GERENCIAMENTO COSTEIRO: REFLEXÕES SOBRE A PARTICIPAÇÃO SOCIAL NA REVISÃO DO ZONEAMENTO ECOLÓGICO ECONÔMICO (ZEE) NO MUNICÍPIO DE ILHABELA - SP

Bruno Menucci<sup>1</sup>; Cauê Carrilho<sup>2</sup>; Karolyne Ferreira<sup>3</sup>; Angela Massela<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Cientista Social – Mestrando em Ciência Ambiental, PROCAM - USP, bruno.menucci@usp.br.

<sup>2</sup>Gestor Ambiental – Mestrando em Ciência Ambiental, PROCAM - USP, cauecarrilho@gmail.com.

<sup>3</sup>Geógrafa - Mestranda em Engenharia Civil e Urbana, POLI – USP, karolyne.ferreira@usp.br.

<sup>4</sup>Geólogo – Mestranda em Geociências, IGC – USP, angelatmbrasil@hotmail.com.

### RESUMO

O Zoneamento Ecológico Econômico é um dos principais instrumentos de planejamento e gestão territorial do Gerenciamento Costeiro. A revisão do ZEE do município de Ilhabela-SP mostrou divergências de interesses do setor público, privado e da sociedade civil. Este artigo propõe uma reflexão acerca da participação dos atores. Percebe-se uma disparidade na capacidade de articulação dos atores, o que determina sua participação no processo.

**PALAVRAS-CHAVE:** Zoneamento Ecológico Econômico, Ilhabela, participação.

### ABSTRACT

The Ecological-Economic Zoning (ZEE) is one of the main instruments of land-use planning of the State Coastal Management Plans. The review of the ZEE of Ilhabela /São Paulo/Brazil showed divergent interests of both public and private sector and civil society. This paper proposes a reflection on the participation of these actors. There is a gap in the joint capacity of the actors, which determines their participation in the process.

**KEYWORDS:** Ecological-Economic Zoning, Ilhabela, participation.

### JUSTIFICATIVA

As zonas costeiras abrigam atividades econômicas que são direta ou indiretamente relacionadas ao turismo, petróleo e gás natural, pesca e outros serviços. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2011), 26,6% da população brasileira moram em municípios da zona costeira o que equivale a 50,7 milhões de pessoas. Ressaltando-se a existência de comunidades tradicionais que, em geral, possuem grande relação e dependência direta destes ambientes (DIEGUES, 2001). As zonas costeiras representam um dos maiores desafios para a gestão ambiental do País. Possuem vetores de pressão e fluxos de toda ordem, compondo um amplo e complexo mosaico de tipologias e padrões de ocupação humana, de uso do solo e dos recursos naturais e de exploração econômica. As pressões sobre os ecossistemas costeiros têm sido preocupantes e o Gerenciamento Costeiro surge da necessidade de se planejar e administrar recursos naturais de forma sustentável, integrada e



participativa. O Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) é um dos seus principais instrumentos. O ZEE apresenta duas esferas principais, uma técnica e outra política, pois envolve negociação e compatibilização dos usos do território entre as esferas do governo, do setor privado e da sociedade civil (POLETTE; SILVA, 2003). A discussão sobre a participação na gestão territorial e ambiental é acompanhada por evoluções nos dispositivos legais que prevê a participação das diferentes esferas da sociedade civil nas tomadas de decisão. De acordo com Jacobi (2008): “A participação popular se transforma no referencial de ampliação de possibilidades de acesso dos setores populares dentro de uma perspectiva de desenvolvimento da sociedade civil e de fortalecimento dos mecanismos democráticos [...].” A relação desequilibrada de forças, disparidade no nível de conhecimento técnico e na representação política dos diferentes atores ressalta a importância de entender como os mecanismos de participação funcionam e discutir como os diversos atores atuam na defesa dos seus interesses.

## OBJETIVO

O objetivo desta pesquisa é a realizar uma reflexão a respeito dos instrumentos preconizados e da participação dos atores no processo de revisão do Zoneamento Ecológico – Econômico (ZEE), um dos principais instrumentos de ordenamento territorial no Gerenciamento Costeiro, adotando o processo de revisão do ZEE no Litoral Norte, no município de Ilhabela - SP como estudo de caso.

## ÁREA DE ESTUDO

Ilhabela é um município arquipélago localizado no litoral norte do Estado de São Paulo, tendo como a maior de suas ilhas a de São Sebastião. Compõe uma área territorial de, aproximadamente, 347 km<sup>2</sup> com uma população estimada em 30.983 habitantes. É recoberta, em sua maior parte, por vegetação de mata atlântica (CALVANTE, 1999; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2013). Nas últimas décadas, município passou por inúmeras transformações territoriais, muito por conta da expansão das atividades turísticas. Pode-se citar o aumento das casas de veraneio, o crescimento populacional e o deslocamento da população caíçara (PERES; BARBOSA, 2008). A especulação imobiliária tem sido responsável pela expulsão da terra e pela desarticulação cultural dessas populações,



bem como pela destruição de importantes áreas naturais. Com diferentes usos do território e vetores de pressão de várias ordens, o Zoneamento Ecológico – Econômico (ZEE) apresenta-se como um importante instrumento de gestão da utilização dos recursos naturais no município. O ZEE de Ilhabela está em vigor desde 2004 e, como preconiza o Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro (SÃO PAULO, 2000), a cada dez anos é necessária sua revisão, sendo que o prazo final para a finalização do processo é o ano de 2014.

## **METODOLOGIA**

Para atingir o objetivo deste trabalho, procurou-se entender como o processo de revisão do ZEE opera e como se dá a participação dos diferentes atores nas arenas deste processo. Foram analisados documentos oficiais, como atas de reuniões, editais e dos mecanismos previstos em legislação. Além disso, foi realizada uma entrevista com uma antiga gestora de unidade de conservação da região - que participou das reuniões de revisão do Grupo Setorial do ZEE do Litoral Norte de São Paulo no ano de 2013 - na qual se buscou compreender qual seria sua percepção em relação à participação dos diferentes atores na defesa de seus interesses.

## **RESULTADOS**

Foi identificado que o processo de revisão do ZEE é permeado de interesses diversos e conflitantes e os instrumentos preconizados e, principalmente, sua forma de implantação, não são neutros. O decreto n. 47.303 de 2002 define a composição do Grupo Setorial (instância participativa que delibera sobre mapa e as tipologias de zonas e uso do solo propostos) constituído por 24 membros. Esse conjunto foi dividido em três grupos de conselheiros: 8 (oito) representantes das secretarias de Estado, 8 (oito) representantes de cada uma das prefeituras que compõem o setor e 8 (oito) representantes da sociedade civil dividida em segmentos socioeconômicos (mercado, sindicatos, ensino e pesquisa, comunidades locais e ambientalistas). O mapa proposto pela Prefeitura de Ilhabela e aprovado em 2013 (por 11 votos a favor, 3 contra e 6 abstenções) pelo Grupo Setorial de Coordenação do Litoral Norte, criado para realizar a revisão do Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro dos quatro municípios, desagradou grande parte da sociedade civil. Em audiências públicas, inúmeras críticas por parte da sociedade civil são feitas ao mapa proposto por permitir a urbanização em



áreas ambientalmente sensíveis e que abrigam populações tradicionais caiçaras que vivem do turismo e da pesca (exemplo das praias do Bonete e Castelhanos). A Prefeitura alega buscar infraestrutura adequada para a região, legalizar usos já existentes e oferecer serviços turísticos mais estruturados. Há um evidente interesse econômico no processo ligado às atividades imobiliárias e ao turismo, que entra em choque com preocupações ligadas às populações tradicionais, ao turismo de base comunitária e à preservação ambiental - mesmo que as últimas, algumas vezes, vão ao encontro com algumas questões econômicas, devido ao atrativo turístico na preservação das praias. Avaliou-se que a existência de uma relação desequilibrada de capacidade de mobilização de forças entre os atores acaba por conduzir o instrumento de planejamento do ZEE para a defesa de grupos econômicos no uso do solo, resultado de um embate político em arenas com um número limitado de representantes da sociedade civil, especialmente de representantes de usuários diretos dos recursos naturais. A questão da disparidade do conhecimento técnico, muito apontada em literatura, mostrou-se presente. Temos também que dar atenção à questão da divulgação e comunicação dos processos participativos, que pode ser problemática, em especial, para comunidades tradicionais. Estas, na percepção dos autores, mostraram-se fragilizadas em fazer valer seus interesses no processo.

## CONCLUSÕES

Existem múltiplos interesses na revisão do ZEE de Ilhabela. O grupo setorial (espaço colegiado que deve garantir a participação) acaba sendo hegemonizado por setores que possuem vínculos mais diretos com as políticas públicas ou os setores mais organizados quanto a recursos e capacitação. Há uma dificuldade na representação de todos os interesses, especialmente os das populações tradicionais e usuários diretos dos recursos naturais. Percebe-se uma disparidade na capacidade de articulação dos atores, o que determina uma distribuição não igualitária de poder. Conclui-se que, na perspectiva da governança, os mecanismos e procedimentos que lidam com as dimensões participativas no processo do ZEE, devem prever formas de aumentar qualitativamente a participação comunitária, especialmente dos usuários diretos dos recursos naturais, nas tomadas de decisão. A análise dos impasses e conflitos identificados trazem reflexões sobre a participação dos atores e usuários diretos, os mecanismos de representação dos interesses na aplicação deste instrumento e corroboram com



a afirmativa de que as políticas públicas devem fortalecer os mecanismos participativos descentralizados e aprofundar instrumentos para que todas as partes interessadas, em especial as comunidades locais, participem efetivamente na formulação e implementação das decisões.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFIAS

ASMUS, M. L. et al. **Gestão Costeira no Brasil:** Instrumentos, fragilidades e potencialidades. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2006. Disponível em: <<http://www.repositorio.furg.br:8080/xmlui/handle/1/2053>>. Acessado em 07/10/2013.

CALVENTE, M. C. M. H. Ilhabela -Turismo e Território. **Geografia**, Londrina, v. 8, n. 1, p. 29-36, 1999.

DIEGUES, A. C. **Ecologia humana e planejamento em áreas costeiras.** NUPAUB, São Paulo, 2001.

FONSECA, I. F. **Relações de poder e especificidades do contexto em fóruns participativos.** In: PIRES, R.R.C. (Org.) Efetividade das Instituições Participativas no Brasil: Estratégias de Avaliação. Brasília: Ipea, 2011.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades. Ilhabela.** 2013. Disponível em:  
<<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=352040>>. Acessado em: 15 jan. 2014.

\_\_\_\_\_. **IBGE em parceria com a Marinha do Brasil lança o atlas geográfico das zonas costeiras e Oceânicas. 05 dez 2011.** Disponível em:  
<<http://saladeimprensa.ibge.gov.br/noticias?view=noticia&id=1&busca=1&idnoticia=2036>>. Acesso em: 21 nov. 13.

JACOBI, P. R. Governança da Água e Aprendizagem Social no Brasil. **Sociedad Hoy**, v. 15, p. 25-44, 2008.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

PERES, S. M. P.; BARBOSA, S. R. C. S. Ilhabela, SP: Transformações Sócio-Ambientais e Processos Saúde-Doença. **IV Encontro Nacional da ANPPAS**. Brasília. 2008.

POLETTE, M.; SILVA, L. P. **GESAMP, ICAM E PNGC - Análise Comparativa entre as Metodologias de Gerenciamento Costeiro Integrado**. Gestão das Águas. 2003. Disponível em: <<http://cienciaecultura.bvs.br/pdf/cic/v55n4/a17v55n4.pdf>>. Acessado em: 08 out. 2013.

SÃO PAULO (Estado). **DECRETO N. 47.303, DE 7 DE NOVEMBRO DE 2002**. Institui e disciplina a composição e o funcionamento do Grupo de Coordenação Estadual e dos Grupos setoriais de Coordenação a que se refere o Art. 8º da Lei nº 10.019, de 3 de julho de 1998, que dispõe sobre o Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro.

SÃO PAULO (Estado). SMA. **Macrozoneamento do Litoral Norte. Plano de Gerenciamento Costeiro**. São Paulo, 1996.

SÃO PAULO (Estado). SMA. **Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro**. São Paulo, 2000.

SÃO PAULO (Estado). SMA. **Zoneamento Ecológico-Econômico - Litoral Norte São Paulo**. São Paulo: SMA/CPLEA, 2005.

SCHUBART, H. **O Zoneamento Ecológico-Econômico e o Ordenamento Territorial**. Workshop Zoneamento Ecológico-Econômico: Instrumentos para o Desenvolvimento Sustentável dos recursos da Amazônia. Anais. Manaus. INPA. 1994



## A CONSTRUÇÃO DO CONHECIMENTO INTERDISCIPLINAR EM CIÊNCIA AMBIENTAL E O EXEMPLO DO ACORDO INTERNACIONAL “CONVENÇÃO DE ESTOCOLMO PARA POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES”

Renata Stringueta Nishio<sup>1</sup>; Wanda Maria Risso Günther<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Mestranda em Ciências Ambientais, Universidade de São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental – renata.nishio@usp.br.

<sup>2</sup>Engenheira civil e socióloga, Doutora em Saúde Pública (USP), Professora Associada III do Departamento de Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo – wgunther@usp.br.

### RESUMO

Esse estudo visa apresentar como se deu historicamente a construção do conhecimento científico, traçando um paralelo com a pesquisa em meio ambiente. Busca também exemplificar como toda essa construção culminou em ações como a criação da “Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes”, trazendo aspectos interdisciplinares desse tratado internacional.

**PALAVRAS-CHAVE:** ciência ambiental, conhecimento científico, Convenção de Estocolmo, interdisciplinaridade.

### ABSTRACT

This study aims to present how scientific knowledge was historically constructed, making a parallel with environmental research. It also aims to exemplify how all this construction resulted in actions such as the creation of the "Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants", showing the interdisciplinary aspects of this international treaty.

**KEYWORDS:** environmental Science, scientific knowledge, Stockholm Convention, interdisciplinary.

### INTRODUÇÃO

O presente artigo tem por objetivo apresentar como a construção do pensamento científico se deu de forma contínua e encadeada a partir do século XVI, e como a ciência ambiental surgiu deste desenvolvimento e o tem acompanhado. Também faz parte do escopo apresentar o caso do tratado internacional “Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes” como exemplo de ações práticas resultantes de esforços interdisciplinares. Esse trabalho não tem a pretensão de aprofundar a análise das vastas obras de cada filósofo e/ou cientista mencionado, mas sim de recortar características relevantes para tornar possível a análise de como ocorreu a construção do conhecimento científico, ao longo do tempo, e por meio de várias mudanças de concepções de ciência. O método de pesquisa



utilizado baseia-se em dados secundários resultantes da compilação de fontes bibliográficas ligadas ao tema.

## **A CONSTRUÇÃO DO CONHECIMENTO - PROCESSO HISTÓRICO**

O modelo de racionalidade que a sociedade teve como paradigma dominante nos últimos séculos começou a ser constituído a partir da Idade Moderna, com a revolução científica do século XIV, e foi desenvolvido basicamente no domínio das ciências naturais. Os itens a seguir buscam apresentar como a humanidade chegou a esse paradigma e a crise pela qual esse modelo está passando atualmente.

Do início da história da humanidade até a revolução científica, o conhecimento não possuía a denominação de “ciência” (LIMA, 2004). A conexão entre mito e natureza só começou a ser rompida com os pensamentos de Tales (625 – 548 a.C.), Anaximandro (610 – 547 a.C.) e Anaxímenes (585 – 528 a.C.), apesar de ainda não trazerem à tona o questionamento sobre a existência de deuses. Nessa mesma época, houve grande desenvolvimento da matemática, através dos estudos de Pitágoras (580 – 497 a.C.), que procurava a origem e a composição do universo, e que acreditava que tudo era composto por números (ANDERY apud PECHLYIE, 2010). Iniciava-se um enfraquecimento do paradigma da natureza soberana.

O ser humano tirou o foco da natureza e tomou o lugar de ser que reflete e produz conhecimento com as ideias de Sócrates (469 – 399 a.C.), Platão (426 – 348 a.C.) e Aristóteles (348 – 322 a.C.). É a partir desse momento que a reflexão humana passa a precisar de bases rigorosas (métodos) para ser construída e considerada digna de estudo. Esse período foi de grande importância para o que veio posteriormente a ser considerado como conhecimento científico, tanto que as teorias criadas por Aristóteles sobre tudo ser fixo, imutável e ter uma finalidade duraram por quase vinte séculos (PECHLYIE, 2010).

O traçado histórico exposto mostra como o desenvolvimento do conhecimento não é individual nem linear, uma vez que depende de teorias anteriores e dos momentos históricos que estavam sendo vividos. Também é importante pontuar que o termo “avançar” não indica obrigatoriamente que uma teoria mais recente é melhor ou mais completa que uma teoria mais antiga, mas apenas que o conhecimento se desenvolve com base em conhecimentos anteriores.



## **DA IDADE MODERNA À CRISE DO PARADIGMA DA CIÊNCIA NORMAL**

A ciência moderna, desenvolvida durante a Idade Moderna (1453 – 1789), surgiu com o capitalismo e tem como contexto histórico o renascimento do comércio, as grandes navegações, a divisão do trabalho, entre outros (FERREIRA; GIOIA apud PECHLIYE, 2010).

Francis Bacon (1561 – 1626), um dos pensadores mais importantes desse período, entendia a ciência como modo de domínio do ser humano sobre a natureza. Ou seja, nessa época, tanto o paradigma de “Deus dominante” como “natureza dominante” estavam sendo ultrapassados. Do ponto de vista de metodologias de estudo e pesquisa, Bacon defendia o processo indutivo (inferência baseada na experimentação) e acreditava que essa base empírica fosse fonte de descobertas no processo científico.

O novo modelo do conhecimento científico, nascido no século XV, consolidou-se no século XVIII. Esse modelo racional de ciência, fundado na razão, na comprovação e na rigidez disciplinar, estava contextualizado na teoria positivista, mais conservadora e que tem como base a repetição das observações pelo método indutivo. Esse modelo foi posteriormente denominado “ciência normal”, termo criado por Thomas Kuhn no século XX.

O paradigma da ciência moderna de que toda teoria comprovada por meio de métodos rígidos seria considerada uma verdade absoluta começa a entrar em crise no início do século XX, com o desenvolvimento de novas teorias que demonstram que as anteriores estavam erradas. Karl Popper (1902 – 1994) é considerado um dos filósofos mais influentes desse período e criticou principalmente o método de indução e as “leis invariáveis” do positivismo. Popper (2006) desenvolve o que chama de *método dedutivo de prova*, onde uma hipótese só admite uma prova empírica, previamente formulada, para ser considerada como “sistema empírico” ou como “sistema científico”. Para separar uma ciência empírica de sistemas metafísicos, propõe como sistema de demarcação a *falseabilidade*, onde os enunciados possam ser submetidos a teste. Popper refuta o fato de existirem enunciados que sejam aceitos como verdadeiros apenas por não parecer ser possível testá-los, como ocorre no positivismo.

Thomas Kuhn (1922–1996), orientado por Popper no início de seus estudos, aprofunda-se no questionamento de como se dá o avanço científico. Questionou o desenvolvimento da ciência de forma linear por meio de falseamentos de teorias anteriores, levando ao progresso de uma nova teoria. Segundo Kuhn (2005), a ciência se desenvolve a



partir de revoluções científicas que ocorrem em intervalos grandes de tempo. Uma mudança paradigmática advém da falta de resposta para uma determinada pergunta. É essa falta de resposta, ou anomalia, que gera o avanço no conhecimento, e esse processo é longo, pois “exige a destruição em larga escala de paradigmas e grandes alterações nos problemas e técnicas da ciência normal”.

Seguindo na “evolução” cronológica do conhecimento científico, Feyerabend questionou o método científico como um todo em sua obra que traz justamente esse tema em seu título: *Contra o Método* (1975 original e 2007, na versão traduzida para português). Para este autor, o pensamento de forma padronizada não traz inovações, já que um mesmo método usado continuamente apenas confirma uma teoria.

Dando mais um passo no sentido de “desconstruir” a ciência normal, a obra “As consequências da modernidade” de Anthony Giddens (1991) sai do eixo “método/conhecimento científico”, ampliando a visão e trazendo à tona o tema da mudança ocorrida nos últimos três ou quatro séculos em todos os tipos tradicionais de ordem social. Para Giddens, o conhecimento gerado pela sociedade, independentemente do método científico utilizado, é tão grande que estamos inseridos em um universo de eventos que não compreendemos plenamente. Também pondera que o desenvolvimento do capitalismo, da indústria e de tecnologias diversas trouxe benefícios aos seres humanos, porém acrescentou riscos difíceis de serem mensurados, como o impacto dessas ações no meio ambiente, a violência e a guerra nuclear. O autor enfatiza que estamos em um único planeta e que as ações são globalizadas e interligadas, dando os primeiros passos rumo ao pensamento interdisciplinar.

## A CIÊNCIA PÓS-NORMAL E A INTERDISCIPLINARIDADE

Em 1993, Silvio Funtowicz e Jerome Ravetz abordaram em seu trabalho “La ciencia posnormal” que o termo “ciência”, quando colocado no contexto de uma visão mais ampla como a defendida por Giddens, deixou de ser uma dedução formalizada e passou a ser um diálogo interativo. Os autores criticam a base da ciência normal, onde o mundo é considerado um imenso laboratório que pode ser posto à prova mediante metodologias previamente definidas e onde as experiências e conhecimentos científicos são um componente crucial para a tomada de decisões. Para eles, exemplos clássicos de falhas graves como Hiroshima (Japão),



Chernobyl (União Soviética) e Bhopal (Índia) mostram como o domínio do homem sobre a natureza pode ser uma interferência destrutiva e arriscada. Assim, mais uma variável é colocada na lógica do conhecimento científico: os resultados dos experimentos não trazem a certeza de que aquele processo testado é correto e seguro, mas sim a incerteza do que ele significará em longo prazo e em escala mundial, visto que os riscos globais são sistêmicos e cumulativos.

Funtowicz e Ravetz propõem que os problemas sejam tratados de acordo com o risco do que está envolvido, ou em suas palavras, no que “está sendo posto em jogo na decisão”, em tradução livre. Consideram que, quando as decisões a serem tomadas possuem incertezas muito grandes, seriam casos da “ciência pós-normal”, termo escolhido para se contrapor à “ciência normal” de Kuhn. Para esses casos, não há uma solução sistemática e por isso não podem ser resolvidos com uma sistemática mais simples como a da “ciência normal”. Por exemplo: como desenhar o depósito para rejeitos de lixo nuclear de forma a garantir sua segurança pelos próximos 10.000 anos?

De forma resumida, a ciência pós-normal aborda aspectos como a pluricausalidade e complexidade dos problemas atuais de uma forma mais participativa, sendo caracterizada como uma metodologia apropriada para casos onde os fatos são incertos, onde há valores em disputa, e onde as decisões são urgentes. Nesses casos, deixa de fazer sentido olhar separadamente para cada aspecto ou disciplina, e passa-se a valorizar a sinergia que a junção desses conhecimentos pode trazer para a solução de problemas complexos. É nesse contexto que “nasce” a importância da interdisciplinaridade.

## UM PARALELO COM A CIÊNCIA AMBIENTAL

Voltando aos princípios da construção do conhecimento, Clive Ponting (1995) analisa em sua obra “Uma história verde do mundo” que o caminho percorrido pela humanidade rumo ao que se denomina *progresso* colocou em segundo plano tudo que não fosse o homem. A palavra de ordem a partir do século XVII passou a ser o *progresso*, e todo o conhecimento científico teve como pano de fundo o período de desenvolvimento da economia clássica, por meio da atividade bancária, da indústria, do aumento de produtividade e do acúmulo de riquezas. Essa linha de raciocínio perdurou por muito tempo e, mesmo após o elemento religioso ocidental ter enfraquecido a partir do século XIX, algumas de suas crenças ficaram



enraizadas, de forma que o ser humano ainda era visto (e talvez ainda seja) como separados e superiores ao mundo natural.

Apenas no século XX, se começa a lançar algumas luzes sobre as consequências da produção e consumo, como os impactos ambientais por eles causados. Passa a ser questionado se a habilidade das sociedades, em controlar e modificar o meio ambiente para suprir suas necessidades e desejos, ainda pode ser vista como progresso, já que do ponto de vista ecológico, essas ações são uma sucessão de meios complexos e nocivos para o meio ambiente (PONTING, 1995). Além disso, passa-se a observar uma falha grave no sistema econômico criado, pois se ignora o esgotamento das fontes, sendo que os recursos da terra são tratados como capital.

É nessa problemática que nos situamos ainda nos dias atuais. Temos uma população que se multiplicou cinco vezes em menos de dois séculos. Porém, tornou-se necessário o desenvolvimento de toda uma gama de produtos e tecnologias para manter as necessidades e os desejos de bilhões de seres humanos, sendo que os recursos são finitos e que há a necessidade de lidar com os subprodutos (os produtos indesejáveis, ou ainda os resíduos e rejeitos) dos processos produtivos e de todos os produtos existentes. Os impactos ambientais são um problema complexo e, por natureza, interdisciplinar.

Assim, nos anos 1990, a pesquisa ambiental estava pela primeira vez suscitando um grande número de indagações, muito diversas em seu conteúdo. A busca de respostas necessitava da participação de “múltiplas disciplinas pertencentes a quase todas as grandes áreas de investigação científica” (JOLLIVET; PAVÉ, 1996). Na tentativa de se encontrar soluções para esses problemas ambientais complexos, Jollivet e Pavé sugeriram que toda a reflexão sobre o meio ambiente como campo de pesquisa científica fosse organizada em seu início em torno de questões que delimitassem as fronteiras do estudo: O que exatamente é o que chamamos de meio ambiente? O que deveríamos estudar? Como?

Os autores defendem que o método para a investigação científica ambiental demanda um enfoque interdisciplinar, apoiando-se inicialmente sobre o que já existe no âmbito das várias disciplinas (seus métodos, modelos e teorias) e atuando de maneira recíproca, ou seja, trazendo novas problemáticas e também contribuindo para o desenvolvimento das mesmas disciplinas que apoiam a pesquisa interdisciplinar. Também mostram uma preocupação que as pesquisas tenham uma perspectiva voltada para a ação. Para temas como o impacto ambiental,



não é suficiente apenas a geração de conhecimento científico, mas também são necessárias intervenções concretas.

## O CASO DOS POLUENTES ORGÂNICOS PERSISTENTES

Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) são substâncias químicas fabricadas, intencionalmente ou não, que possuem uma combinação particular de propriedades físicas e químicas: uma vez expostos ao meio ambiente, são resistentes à degradação por longos períodos, propensos à bioacumulação em tecidos adiposos de organismos vivos e altamente perigosos para o ambiente e para a saúde humana. Essas características inerentes a esses compostos, combinadas com sua ampla produção nas últimas décadas, resultaram em uma distribuição destas substâncias em todo o globo, inclusive em locais onde nunca foram utilizados, pois são transportados pela água, pelo ar e pelos próprios animais, entrando na cadeia alimentar (STOCKHOLM CONVENTION, 2012).

Apesar de alguns desses produtos químicos terem sido fabricados em grande escala desde a década de 1930, suas características só foram percebidas no início dos anos 1960. Também nessa época, foi verificada sua presença em locais muito distantes do ponto de fabricação e aplicação. Essas propriedades não eram encontradas apenas em pesticidas clorados, mas também em químicos halogenados, dioxinas e furanos, sendo que os dois últimos são uma consequência não intencional da fabricação ou destruição de outros produtos.

Com inúmeras pesquisas comprovando os efeitos nocivos dos pesticidas clorados, a maioria dessas substâncias foi banida em todo o mundo, entre os anos de 1970 e 1980 (HESTER et al., 1996). Finalmente, após a criação de um grupo internacional de trabalho em 1995, que estudou quais químicos (não apenas pesticidas) deveriam ser banidos ou terem seu uso restrito, foi elaborado o texto oficial e surgiu a Convenção de Estocolmo, no ano de 2001. Este tratado internacional entrou em vigor em 2004, após 50 países o ratificarem.

A Convenção de Estocolmo contém três anexos que lista os POPs que estão sujeitos a controle:

- Anexo A: POPs que devem ser eliminados.
- Anexo B: POPs sujeitos a restrições de produção e utilização.
- Anexo C: POPs não intencionalmente produzidos, que incluem dioxinas, furanos policlorados, bifenilas policloradas (PCB) e (HCB).



Um caso prático de aplicação dessa Convenção é o Programa de Estoques para a África (ASP), ou *Africa Stockpiles Programme* em inglês, lançado em 2005. Trata-se de uma parceria envolvendo agências internacionais, governos africanos, organizações não governamentais e do setor privado para elaboração dos inventários nacionais de estoques remanescentes de pesticidas obsoletos, avaliação ambiental dos locais onde estão esses estoques, manutenção e centralização de locais estratégicos provisórios para armazenamento, reembalagem e exportação para o destino (PAN UK, 2012). Um caso já finalizado do ASP é o da Etiópia, onde em 1994, a FAO e a ONU estabeleceram um programa de remoção de pesticidas neste país. De 2000 a 2003, 1.575 toneladas de pesticidas obsoletos foram incinerados e 1.511 toneladas foram reembalados com sucesso. Ao todo, 243 sites foram limpos.

O que a Convenção de Estocolmo faz, portanto, é obrigar que cada um dos países signatários desenvolva uma política pública consistente de redução e eliminação dos estoques dos POPs em seu território, tanto para os que são produzidos voluntariamente, quanto para os produzidos e liberados no ambiente involuntariamente. Para isso, determina que os países ofereçam mecanismos de incentivo financeiro aos parceiros públicos e privados que possam contribuir na construção dessas políticas.

Neste contexto, a Convenção de Estocolmo pode ser considerada um caso prático de aplicação da interdisciplinaridade para a solução de problemas ambientais.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O conhecimento científico foi sendo construído ao longo dos séculos, buscando suprir as necessidades e os desejos da humanidade. Porém, esse conhecimento trouxe não apenas soluções positivas, como as vacinas e a produção de alimentos em grande escala, mas também problemas de ordem mundial, como o impacto ambiental causado pela fabricação e consumo de bens e produtos. A humanidade percebeu que a vida do ser humano corre riscos, sem saber exatamente quais são esses riscos, sua extensão e quando (e se) irão se tornar uma realidade. Trata-se de um desafio sem precedentes: como é possível atuar nesse problema, se o sistema atual pode interromper a manutenção da vida em algum ponto da história? Uma das respostas está na interdisciplinaridade, ou seja, na sinergia entre os conhecimentos de diversas áreas na busca de uma solução comum. Os tratados internacionais são um caso prático de boa



aplicação da interdisciplinaridade, como apresentado por esse artigo. Independente das saídas que venham a ser encontradas, é importante não perder de vista que o estudo da ciência ambiental não tem como objetivo substituir a ideia de progressão pela de regressão, mas sim de compreender a complexidade do que chamamos de *progresso*, sempre levando em consideração que qualquer desenvolvimento carrega em si uma incerteza de seus impactos e que a precaução e a prudência devem ser levadas em consideração nas decisões a serem tomadas.

## REFERÊNCIAS

- FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED STATES. **Stockpiles of obsolete pesticides in Africa higher than expected.** Roma. Disponível em: <<http://www.fao.org/english/newsroom/news/2002/9109-en.html>>. Acesso em: 03 ago 2012.
- FEYERABEND, Paul Karl. **Contra o método.** São Paulo: Unesp, 2007.
- FUNTOWICZ, Silvio O.; RAVETZ, Jerome R. **La ciencia posnormal:** la ciencia com la gente. Buenos Aires: Centro Editor de América Latina, 1993.
- GIDDENS, Anthony. **As consequências da modernidade.** São Paulo: Unesp, 1991.
- HESTER, R.E. et al. “Chlorinated organic micropollutants” In: **Issues in environmental sciences and technology.** Cambridge: The Royal society of chemistry, 1996.
- JOLLIVET, Marcel; PAVÉ, Alain. **L'environnement: questions et perspectives pour la recherche.** Paris: CNRS, 1992.
- KUHN, Thomas S. **A estrutura das revoluções científicas.** São Paulo: Perspectiva, 2005.
- LIMA, Vânia Mara Alves. **Da classificação do conhecimento científico aos sistemas de recuperação da informação:** enunciação de codificação e enunciação de decodificação da informação documentária. 2004. 156 g. Tese (Doutorado em Ciências da Comunicação) – Escola de Comunicação e Artes da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

PAN UK (Pesticide Action Network UK). **Africa Stockpiles Programme.** S/l. Disponível em: <<http://www.pan-uk.org/archive/Projects/Obsolete/asp.html>>. Acesso em: 09 ago 2012.

PECHLIYE, Magda Medhat. **Reflexões e análises do cotidiano de um curso de formação de professores de ciências e/ou biologia.** 2010. 246 p. Tese (Doutorado em Ensino de Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Educação, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

PHILIPPI JR., Arlindo; SILVA NETO, Antonio (editores). **Interdisciplinaridade em ciência, tecnologia & inovação.** Barueri: Manole, 2011.

PONTING, Clive. **Uma história verde do mundo.** Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 1995.

POPPER, Karl Raimund. **A lógica da pesquisa científica.** São Paulo: Cultrix, 2006.

STOCKHOLM CONVENTION. **Financial Needs Assessment 2010-2014. Chatelaine, Suíça.** Disponível em: <<http://chm.pops.int/Implementation/FinancialMechanism/FinancialNeedsAssessment20102014/tabid/710/Default.aspx>>. Acesso em 05 ago 2012.



**TRABALHANDO COM EMPRESAS: UMA ANÁLISE QUALITATIVA DO CONTEÚDO  
DE PARCERIAS PARA DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL ENTRE  
ORGANIZAÇÕES NÃO-GOVERNAMENTAIS INTERNACIONAIS E EMPRESAS**

Lívia Menezes Pagotto<sup>1</sup>

<sup>1</sup>M.Sc. Environmental Governance, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. Pesquisadora do Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getulio Vargas (GVces) - [liviapagotto@gmail.com](mailto:liviapagotto@gmail.com).

**RESUMO**

Este artigo analisa qualitativamente o conteúdo da comunicação corporativa de organizações não-governamentais (ONGs) ambientais internacionais e empresas sobre parcerias voltadas à dimensão ambiental do desenvolvimento sustentável. Os resultados indicam, por um lado, um vocabulário comum utilizado por que esses atores para descrever tais parcerias e, por outro, as diferentes estratégias usadas na forma de apresentá-las.

**PALAVRAS-CHAVE:** Governança ambiental privada, parcerias, desenvolvimento sustentável.

**ABSTRACT**

This article qualitatively analyses the content of environmental international non-governmental organizations (INGOs) and companies' communication on partnerships for sustainable development in regard to its environmental dimension. The results indicate, on one hand, that these actors use a common vocabulary to describe their partnerships; on the other, many differences in how they display the messages they want to convey were found.

**KEYWORDS:** Private environmental governance, partnerships, sustainable development.

**IMPORTÂNCIA E JUSTIFICATIVA DO TRABALHO**

Uma das justificativas para o desenvolvimento do presente estudo é a importância que vem sendo atribuída às parcerias público-privada em comparação às “institucionalizações entre atores privados que não prevem o envolvimento de governos, de agências governamentais ou organizações intergovernamentais” (PATTBERG, 2005, p.390). Além disso, no campo das parcerias privadas, a produção acadêmica é amplamente dedicada ao estudo de parcerias entre aliados tradicionais (tais como empresas e associações privadas), enquanto que a institucionalização entre adversários prévios (entre, por exemplo, ONGs ambientais e empresas) tem sido negligenciadas (PATTBERG, 2005).

Outro fator que justifica a relevância deste estudo é o reconhecimento de que empresas e ONGs ambientais tem a expectativa de que parcerias inter-setoriais se tornem mais relevantes e proeminentes para as suas próprias organizações nos próximos três anos, o que representará um maior investimento de tempo, comprometimento e recursos para o



desenvolvimento de parcerias entre ONGs e empresas (C&E, 2013). Desta forma, o presente estudo pretende contribuir para o melhor entendimento da abordagem utilizada por esses dois atores privados em termos de sua comunicação corporativa utilizada, promovendo, assim, parcerias privadas mais efetivas no futuro.

## OBJETIVO

O objetivo do presente estudo é explorar como organizações não-governamentais (ONGs) ambientais internacionais e empresas comunicam, por meio de seus *websites*, suas parcerias para desenvolvimento sustentável, especificamente no que tange à dimensão ambiental. Busca-se também compreender as razões, os princípios orientadores e as diferentes atribuições de papéis e responsabilidades relacionadas à conservação ambiental que regem tais parcerias.

## REFERENCIAL TEÓRICO

Transformações globais importantes aconteceram nas últimas décadas do século XX, resultando na reorganização das interações entre diferentes atores sociais e no enfraquecimento de processos tradicionais de governança (GEMMIL; BAMIDELE-IZU, 2002). A centralidade político-econômica do Estado passou por alterações que levaram à inclusão de atores não-estatais no processo de elaboração de políticas internacionais e no estabelecimento de novas instituições (KRIEGER; ROGERS, 2013). O campo ambiental foi um dos mais afetados por tais transformações, por causa da crescente exploração de recursos naturais e padrões de consumo (WCED, 1987), e também devido à complexa natureza das questões ambientais (persistência, complexidade, incerteza, multi-causalidade, e características intersetoriais e transfronteiriças) (JÄNICKE; JÖRGENS, 2006; BÄCKSTRAND et al., 2010; VAN BUEREN; KLIJN; KOPPENJAN, 2003).

Atores não-estatais nem sempre fizeram parte de arranjos de governança<sup>1</sup> ambiental. Formas híbridas para governar questões ambientais emergiram recentemente dado o reconhecimento que “nenhum agente sozinho possui as capacidades para lidar com as

<sup>1</sup> Entende-se aqui por governança o “desenvolvimento de formas de governar nas quais as fronteiras dentro e entre os setores público e privado se tornaram confusas” e “mecanismos de governança que não dependem de apelação a autoridades e sanções do governo” (STOKER, 1998, p.17).



múltiplas facetas, as interdependências e as escalas características dos problemas ambientais” (LEMOS; AGRAWAL, 2006, p.311). Mais especificamente, transformações sociais, políticas e econômicas levaram à emergência de co-regulação privada como umas das formas híbridas de governança ambiental (LEMOS et al., 2006).

Falkner (2003) usa o termo ‘governança privada’ para descrever interações entre atores privados em nível global ou entre, de um lado, atores privados e, de outro, sociedade civil e atores estatais. Murphy et al. (1999) destaca o fato de que as relações entre o setor privado e a sociedade civil foram historicamente baseadas em conflitos, mas que recentemente elas tiveram seu caráter transformado em função do estabelecimento formal de parcerias para desenvolvimento sustentável. Pattberg (2005) refere-se ao fenômeno de governança privada como o processo de institucionalização de regulação privada, em que atores privados e da sociedade civil interagem como resultado de normas e regras globais, tais como certificações e padrões de gestão e desempenho ambiental.

A última década do século XX é conhecida como a “era das parcerias”, na qual novas formas de colaboração foram institucionalizadas em diferentes desenhos organizacionais e áreas temáticas (MURPHY, 1998, apud PATTBERG, 2005, p.591). Parcerias para desenvolvimento sustentável são definidas como “arranjos colaborativos nos quais atores de duas ou mais esferas da sociedade (Estado, mercado e sociedade civil) estão envolvidos em um processo não-hierárquico, e pelo qual tais atores almejam um objetivo de sustentabilidade” (VAN HUIJSTEE; FRANCKEN; LEROY, 2007, p.77). No contexto internacional, parcerias são definidas pelas Nações Unidas como “iniciativas voluntárias, *multi-stakeholder* relacionadas especificamente à implementação de acordos globais” e como iniciativas que “visam facilitar, fortalecer e acelerar sua implementação por meio do envolvimento atores relevantes que podem contribuir para o desenvolvimento” (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS, 2013). Parcerias que envolvem exclusivamente atores privados são também conhecidas como “alianças verdes” (ou “green alliances”, em inglês) e são caracterizadas como “parcerias colaborativas entre ONGs ambientais e empresas que buscam atingir benefícios ecológicos mútuos” (STAFFORD; POLONSKY; HARTMAN, 2000, p.122). O fenômeno “alianças verdes” vem sido explorado pela literatura especialmente após a Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável (ou Rio+10), realizada na África do Sul em 2002, e também pelo fato de que essas parcerias representam iniciativas conjuntas



entre atores considerados antagonistas no passado (ARTS, 2002; MURPHY; BENDELL, 1999).

## METODOLOGIA UTILIZADA

A metodologia utilizada é *análise qualitativa de conteúdo* (MAYRING, 2000), aplicada dedutiva e indutivamente. Mayring (2000, p.1) define *análise qualitativa de conteúdo* como “uma abordagem para análise empírica e metodologicamente controlada de textos em seu contexto de comunicação, que seguem regras de análise de conteúdo e modelos que seguem etapas”. Esta metodologia é frequentemente utilizada com o propósito de inferir ou analisar as características de uma mensagem de forma sistemática e objetiva (NEUENDORF, 2002; BRENNER, 1985).

O material empírico utilizado para o presente artigo envolveu *websites* corporativos de 10 ONGs<sup>2</sup> e 13 empresas<sup>3</sup> que divulgam, de forma pública, o estabelecimento de parcerias privadas para a implementação de iniciativas de desenvolvimento sustentável e conservação ambiental.

A *análise qualitativa de conteúdo* proposta por Mayring (2000) pressupõe a formulação de categorias de análise. Desta forma, para o presente estudo foram deduzidas categorias iniciais a partir dos dois referenciais teóricos (governança privada e parcerias para desenvolvimento sustentável). Em seguida, categorias foram indutivamente criadas a partir do material empírico de pesquisa. Paralelamente à formulação das categorias de análise, um elemento metodológico foi incluído, qual seja a seleção de elementos relevantes na comunicação a partir das quatro funções de enquadramento de conteúdo propostas por Entman (1993). São elas: (i) definir problemas, (ii) diagnosticar causas, (iii) emitir julgamentos morais e (iv) sugerir soluções (ENTMAN, 1993, p.52). Finalmente, uma agenda de codificação de conteúdo foi estabelecida para cada categoria e sub-categoria, e assim

<sup>2</sup> Lista de ONGs ambientais internacionais estudadas: BirdLife International, Conservation International (CI), Earthwatch Institute, Fauna & Flora International (FFI), International Union for Conservation of Nature (IUCN), Rainforest Alliance, The Nature Conservancy (TNC), Wetlands International, Wildlife Conservation Society (WCS) e World Wild Fund for Nature (WWF). Total de páginas web visitadas: 93.

<sup>3</sup> Lista de empresas estudadas: Alcoa, Anglo American, BHP Billiton, British Petroleum (BP), British American Tobacco (BAT), Cargill, Cemex, HSBC, Mitsubishi, Monsanto, Rio Tinto, Shell, Starbucks. Total de páginas web visitadas: 26.



concluiu-se a interpretação dos resultados. As categorias e sub-categorias de análise finais são apresentadas a seguir, na Tabela 1.

Tabela 1. Categorias de análise

CATEGORIA	SUB CATEGORIA	DEFINIÇÃO
1. DIREÇÃO		Refere-se a como as parcerias entre ONGs e empresas são tratadas.
	Justificativa	Contem códigos relativos à explicação ou justificativa para o estabelecimento de parcerias entre ONGs e empresas.
	Objetivos	Indicações relativas a objetivos ou resultados esperados por ONGs e empresas a serem atingidos por meio de parcerias.
2. ATORES		Refere-se a quem é apresentado como agente no contexto de parcerias entre ONGs e empresas.
3. PRINCÍPIOS		Indicações relativas a princípios ou padrões de comportamento de ONGs e/ou empresas que regem as relações em parcerias para desenvolvimento sustentável.
4. MÉTODOS		Diz respeito aos meios utilizados para alcançar os objetivos.
	O que	Refere-se aos temas ambientais que são foco para a ação no contexto de parcerias.
	Como	Indica as formas por meio das quais ONGs e empresas estabelecem parcerias.
	Com quem	Refere-se aos principais atores incluídos no desenvolvimento de parcerias para desenvolvimento sustentável.

Fonte: Elaboração própria.



## **PRINCIPAIS RESULTADOS**

### Direção

O conteúdo da comunicação textual de ONGs ambientais internacionais e empresas sobre parcerias para desenvolvimento sustentável englobam dois aspectos principais: (i) justificativas declaradas por cada ator para o estabelecimento de parcerias para o desenvolvimento sustentável e, (ii) os objetivos de cada ator a serem atingidos por meio de tais parcerias.

As justificativas providas por ONGs para o estabelecimento de parcerias com empresas são baseadas em três argumentos principais. O primeiro defende a ideia de que conservação ambiental deve ser vista como uma responsabilidade comum e inter-setorial. Sendo assim, de acordo com a visão das ONGs analisadas, a conservação ambiental não é viável por ações de um só ator da sociedade, por causa da complexidade dos temas ambientais, mas também por causa de fenômenos como a globalização e aumento populacional, que resultam no uso insustentável dos recursos naturais.

O segundo argumento encontra fundamento na ideia de que a conservação ambiental cumpre, ao mesmo tempo, as missões corporativas das próprias ONGs ambientais e, ao mesmo tempo, de objetivos ambientais mais difusos, que atingem a sociedade como um todo. Já o terceiro argumento é baseado na percepção de que os resultados gerados por meio do estabelecimento de parcerias entre ONGs e empresas trazem benefícios para o meio ambiente, mas também para as pessoas e para as empresas em si (noção conhecida, a partir da década de 1990, como tripé da sustentabilidade, ou “triple bottom line” – Profit, People, Planet, em inglês) (SAVITZ, 2006).

As justificativas declaradas pelas empresas analisadas não contemplam tantos aspectos quanto as ONGs, e exploram especialmente a noção do tripé da sustentabilidade mencionado acima.

### Objetivos

As ONGs ambientais analisadas comunicam três objetivos principais a serem atingidos por meio de parcerias com empresas em iniciativas em prol do desenvolvimento sustentável. Mudar o comportamento empresarial é um deles, o que significa transformar práticas e processos de produção e consumo promovidos pelas empresas, incluindo objetivos de uso



sustentável dos recursos naturais e da biodiversidade no planejamento estratégico e na gestão empresarial. O segundo objetivo tem relação direta com o primeiro, pois prevê, além de mudanças nas práticas e processos empresariais no que tange a aspectos ambientais, o melhoramento das mesmas. Este segundo objetivo é o único mencionado pelas empresas analisadas. Por fim, o terceiro objetivo almejado pelas ONGs ambientais é criar e/ou aumentar a consciência socioambiental de vários atores da sociedade, com foco em empresas, consumidores, fornecedores e comunidades em geral. Esse movimento é considerado essencial para envolver cada vez mais atores na importante missão de proteção ambiental e desenvolvimento sustentável.

### Atores

ONGs ambientais e empresas são identificados como os dois grandes atores envolvidos nas parcerias. As ONGs ambientais atribuem uma série de papéis e responsabilidades às empresas no contexto do desenvolvimento sustentável e da proteção ambiental: (i) empresas como causadoras de degradação ambiental, (ii) empresas como parte da solução de problemas ambientais contemporâneos e, (iii) empresas como entes que, ao mesmo tempo, impactam e dependem do meio ambiente.

O material de empresas analisado não explora papéis e responsabilidades das ONGs ambientais de forma consistente que justifique o seu registro no presente artigo.

### Princípios

O conteúdo textual dos *websites* de ONGs analisadas aqui revelam um conjunto de valores corporativos que são referência para o processo de estabelecimento de parcerias com empresas. Tais valores são traduzidos em princípios norteadores, sendo eles seis: transparência (no que tange financiamento privado, por exemplo), independência (relacionada à autonomia que cada parceria deve ter nas tomadas de decisão no âmbito de parcerias), direito mútuo à discordância (a fim de garantir para cada os parceiros o direito de expressar visões divergentes e independentes sobre uma mesma questão), verdadeiro comprometimento empresarial com o desenvolvimento sustentável e proteção ambiental (demonstrável, por meio da inclusão de questões ambientais na gestão empresarial, por exemplo); alinhamento dos propósitos da empresa parceira com a missão e objetivos da ONGs ambiental em questão e;



resultados tangíveis, efetivos e mensuráveis (frequentemente este princípio norteador é citado com a finalidade de evitar *greenwashing* (termo em inglês, sem tradução direta para o português)<sup>4</sup>.

No que tange o grupo de empresas analisadas, não foi possível observar, de forma consistente, quais princípios norteiam o estabelecimento de parcerias com ONGs ambientais.

### **Métodos**

Quatro grandes temas são considerados, tanto pelas ONGs ambientais quanto pelas empresas analisadas, fundamentais para serem explorados em parcerias privadas para o desenvolvimento sustentável. São eles: (i) conservação de espécies e habitats, (ii) combate ao desmatamento, (iii) agricultura sustentável, e (iv) energia e mudanças climáticas. No que diz respeito a como ONGs e empresas estão se articulando para desenvolver suas parcerias, múltiplos arranjos foram identificados por meio da análise qualitativa de conteúdo textual. De maneira geral, iniciativas conjuntas podem ter duas naturezas: as que são baseadas no conhecimento e capacidade científica e técnica das ONGs ambientais (que incluem, por exemplo, a realização de avaliações e o desenvolvimento de indicadores ambientais, a capacidade das ONGs para incorporar externalidades nas estratégias de negócio, e o desenvolvimento de certificações ambientais, tais como o Forest Stewardship Council (FSC) e o Marine Stewardship Council (MSC), e as que são dedicadas à criação e/ou à ampliação de consciência ambiental de vários atores da sociedade (entre eles fornecedores, clientes e funcionários das empresas), especialmente para os temas de conservação da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos. Educação ambiental e ações de treinamento e capacitação voltadas à conservação e práticas empresariais sustentáveis são algumas formas para promover a consciência ambiental empresarial.

Alguns setores produtivos são considerados pelas ONGs analisadas aqui prioritários para o estabelecimento de parcerias. Eles tem em comum o fato de promoverem grandes impactos no meio ambiente e por terem cadeias de suprimento bastante extensas. Os setores produtivos destacados pelas ONGs são: indústrias com grande pegada socioambiental

<sup>4</sup> *Greenwashing* pode ser definido como o fenômeno em que “empresas simulam mudança em seu comportamento no que tange à sustentabilidade somente por meio de ações de criação de imagem e desinformação sobre as suas atividades para que sejam percebidas como uma boa empresa” (Laufer, 2003, como citado em Boué et al. 2010, p. 34).



(mineração, petróleo e gás, infra-estrutura, entre outros), setores produtivos dependentes da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (tais quais agricultura, pesca e aquacultura, atividades florestais e bioenergia), setor financeiro (bancos, seguradoras, por exemplo) e empreendimentos “verdes” (energia renovável, agricultura orgânica, comércio justo e solidários e turismo ambiental).

## **CONCLUSÃO**

As seguintes conclusões podem ser aferidas do presente estudo:

Primeiramente, foi possível identificar um vocabulário comum utilizado por ONGs ambientais internacionais e por empresas para descrever as suas parcerias para desenvolvimento sustentável. Esse vocabulário inclui similaridades no que diz respeito ao conteúdo das mensagens comunicadas por meio da Internet. Essa conclusão não emergiu de forma inesperada, uma vez que os materiais de comunicação corporativa sobre parcerias são, muito provavelmente, desenvolvidos conjuntamente entre os parceiros.

O que chama a atenção, entretanto, são as diferenças no que tange a forma como ONGs ambientais internacionais e empresas comunicam suas parcerias. Por um lado, ONGs proporcionam grande destaque à importância de parcerias com empresas, o que pode ser interpretado como uma estratégia para provocar o engajamento e de atribuir responsabilidades ambientais a empresas. De outro lado, as empresas analisadas no presente estudo são menos precisas (ou talvez intencionalmente tímidas?) ao apresentarem parcerias com ONGs ambientais. De forma estratégica ou não, tais diferenças correspondem à atividades principais e missões dos dois tipos de organizações analisadas: ONGs ambientais internacionais dedicam-se integralmente à proteção e sustentabilidade do meio ambiente, enquanto empresas (especialmente as de grande porte e com grandes impactos ambientais, tais como mineradoras, hidrelétricas e agrícolas) dependem fortemente de recursos naturais e serviços ecossistêmicos apresentando, consequentemente, grandes impactos nos mesmos. Essa tensão pode levar empresas a divulgarem suas parcerias com ONGs ambientais, mas de maneira discreta, uma vez que questões ambientais são sensíveis às empresas e estas temem acusações de *greenwashing* por parte de grupos ambientalistas.

Em segundo lugar, parece relevante uma reflexão a respeito dos mecanismos responsáveis por regular os papéis de ONGs ambientais e empresas no contexto de parcerias



para desenvolvimento sustentável. Se ONGs foram historicamente os *watchdogs* de empresas, quem desempenha esse papel em situações de parcerias e ações conjuntas? Nesse contexto, as características voluntárias, de flexibilidade e de desenvolvimento conjunto de objetivos são, ao mesmo tempo, as forças e as vulnerabilidades de parcerias privadas.

Em terceiro lugar, parece haver uma visão comum e o reconhecimento da importância do trabalho com empresas por parte do grupo de ONGs ambientais internacionais analisadas se, e somente se, resultados significativos para conservação ambiental puderem ser obtidos. Isso significa que há uma maior chance de parcerias privadas representarem efetiva contribuição aos objetivos de ONGs e empresas no que diz respeito à sustentabilidade ambiental, resultando, potencialmente, em benefícios para a sociedade como um todo ainda mais amplos. Desta forma, parcerias entre tais atores podem ser vistas como formas de lidar com as suas diferentes e, às vezes, conflitantes posições. A última conclusão indica que parcerias para desenvolvimento sustentável são uma demonstração do fato de que diferentes atores podem trabalhar juntos de forma sinérgica por um mesmo objetivo, e que conhecimento e habilidades podem ser complementadas.

## **AGRADECIMENTOS**

Registro aqui o meu agradecimento ao DAAD (*Deutscher Akademischer Austauschdienst*), pela bolsa de mestrado *Postgraduate Courses for Professionals with Relevance to Developing Countries*, concedida para a realização de meus estudos na *Albert-Ludwigs-Universität Freiburg*, no programa de mestrado *M.Sc. Program in Environmental Governance*. Gostaria de agradecer também aos meus orientadores Prof. Michael Pregernig e Prof. Reinhard Steurer.

## **REFERÊNCIAS.**

ARTS, B. 'Green Alliances' of business and NGOs. New styles of self-regulation or 'dead-end roads'? **Corporate Social Responsibility and Environmental Management**, v. 9, n. 1, p.26-36, feb. 2002.

BÄCKSTRAND, K. et al. The promise of new modes of environmental governance. In: Bäckstrand, Karin, Khan, Jamil, Kronsell, Annica & Lövbrand, Eva (eds) **Environmental**



**Politics And Deliberative Democracy: Examining the Promise of New Modes of Governance.** Cheltenham: Edward Elgar. p. 3-27. 2010.

**BOUÉ, K.; KJAER, K. Creating value through strategic partnerships between businesses and NGOs:** A descriptive case study of six partnerships in Norway. Master Thesis. Copenhagen Business School. 2010.

BRENNER, M. (Ed.) (1985). **The research interview:** uses and approaches. New York, NY: Academic Press. C&E (2013). Corporate-NGO Barometer 2013. Disponível em: <<http://cande advisory.com/barometer>>. Acessado em: 17 set. 2013.

ENTMAN, R. Framing: Toward Clarification of a Fractured Paradigm. **Journal of Communication**, v. 43, n.4, p. 51-58, feb. 1993.

FALKNER, R. Private Environmental Governance and International Relations: Exploring the Links. **Global Environmental Politics**, v. 3, n. 2, p. 72-87. 2003.

GEMMILL, B.; BAMIDELE-IZU, A. The role of NGOs and civil society in global environmental governance. In: ESTY, D. C.; IVANOVA, M. H.; Ed. **Global environmental governance:** options and opportunities. Princeton, NJ: Yale School of Forestry and Environmental Studies. 2002.

JÄNICKE, M.; JÖRGENS, H. New Approaches to Environmental Governance. In: Jänicke, Martin & Jacob, Klaus (eds): **Environmental Governance in Global Perspective. New Approaches to Ecological and Political Modernisation.** FU Berlin, Berlin: 167–209. 2006.

KIREGER, K.; ROGERS, M. B. Participation beyond the State: Why Some Environmental NGOs Partner with Business and Others Do Not. In: SIEBENHUNER, B.; ARNOLD, M.; EISENACK, K; PARK, M.; OXON, A. (Ed.) **Long-Term Governance for Social-Ecological Change.** Routledge, p. 180-200 (Routledge Research in Environmental Politics). 2013.



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental

Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

LEMOS, M. C.; AGRAWAL, A. Environmental Governance. **Annual Review of Environment and Resources**: v. 31, n. 1, p. 297-325, nov. 2006.

MAYRING, Ph. Qualitative Content Analysis. **Forum Qualitative Sozialforschung**, v. 1, n. 2, Art. 20 jun. 2000.

MURPHY, D. F.; BENDELL, J. **Partners in Time?** Business, NGOs and Sustainable Development. UNRISD: Geneva. 1999

NEUENDORFF, K. A. **The content analysis guidebook**. Thousand Oaks, CA: Sage. 2002.

ONU. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Partnerships for sustainable development**. 2013. Disponível em:

<<http://sustainabledevelopment.un.org/partnerships.html>>. Acessado em: 09 out. 2013.

PATTBERG, P. The institutionalization of private governance: how business and nonprofit organizations agree on transnational rules. **Governance**, v. 18, n. 4, p. 589–610, 2005.

SAVITZ, A. W. **The triple bottom line**: how today's best-run companies are achieving economic, social, and environmental success—and how you can too. Jossey-Bass, 2006. 320p.

STAFFORD, E. R.; POLONSKY, M. J.; HARTMAN, C. L. Environmental NGO-Business Collaboration and Strategic Bridging: a Case Analysis of the Greenpeace-Foron Alliance. **Business Strategy and the Environment**, 9, 122-135, 2000.

STOKER, G. Governance as theory: five propositions. **International Social Science Journal**, v. 50, n. 155, p. 17-28, mar. 1998.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

VAN BUEREN, E. M.; KLIJN, E. H.; KOPPENJAN, J. F. M. Dealing with Wicked Problems in Networks: Analyzing an Environmental Debate from a Network Perspective. **Journal of Public Administration Research and Theory**, v. 13, n. 2, p. 193-212. 2003.

VAN HUIJSTEE, M. M.; FRANCKEN, M.; LEORY, P. Partnerships for sustainable development: A review of current literature. **Environmental Sciences**, v. 4, n. 2, p. 75–89, 2007.



## ANÁLISE ECONÔMICA DA PRODUÇÃO DE CUCURBITÁCEAS DEVIDO À INFESTAÇÃO DE *Anastrepha grandis* (Diptera: Tephritidae)

Jasmine Asnathe Martins Rodrigues<sup>1</sup>; Yara Maria Chagas de Carvalho<sup>2</sup>; Miguel Francisco de Souza-Filho<sup>3</sup>; Joaquim Adelino de Azevedo-Filho<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Ecóloga, mestrandra do Programa de Pós-Graduação em Sanidade Alimentar e Ambiental no Agronegócio do Instituto Biológico – mineasnath@hotmail.com.

<sup>2</sup>Economista, Instituto de Economia Agrícola.

<sup>3</sup>Engenheiro Agrônomo, Instituto Biológico.

<sup>4</sup> Engenheiro Agrônomo, APTA Regional – Pólo Leste Paulista.

### RESUMO

Avaliaram-se as taxas de infestação da praga *Anastrepha grandis* em seus frutos hospedeiros (cucurbitáceas) em condições de campo, considerando as perdas econômicas. Os percentuais de perdas em dois cultivos mistos realizados (2011 e 2012) foram maiores em 2011 do que em 2012, sendo que a moranga e a abóbora seca em 2011 tiveram percentuais de perdas de 46% e 16%, respectivamente, e em 2012 perdas de 4,6% e 5,5%, respectivamente.

**PALAVRAS-CHAVE:** *Anastrepha grandis*, cucurbitáceas, perdas econômicas.

### ABSTRACT

The rates of pest infestation *Anastrepha grandis* were evaluated in their host fruits (Cucurbitaceae) in field conditions, considering the economic losses. The percentages of losses in two mixed cultures performed (2011 and 2012) were higher in 2011 than in 2012, and the squash and pumpkin in 2011 had loss percentages of 46% and 16%, respectively, and in 2012 losses of 4.6% and 5.5%, respectively.

**KEYWORDS :** *Anastrepha grandis*, cucurbits, economic losses .

### INTRODUÇÃO

A família Cucurbitaceae representa cerca de nove espécies olerícolas, sendo as abóboras as mais representativas em quantidade produzida no País, principalmente pela população de baixa renda, tais como: abobrinha (*Cucurbita pepo* L.); abóbora rasteira (*Cucurbita moschata* Duch.); moranga (*Cucurbita maxima* Duch.) e abóbora-japonesa (híbrido – *C.moschata* x *C. maxima*). A mosca-das-cucurbitáceas-sul-americana *Anastrepha grandis* (figura 1) é considerada a praga mais importante no cultivo de cucurbitáceas, devido aos danos diretos que causa aos frutos e por sua relevância quarentenária (exportação). *Anastrephagrandis* (Diptera: Tephritidae) é considerada pela *Animal and Plant Health Inspection Service* (APHIS) (setor do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos) como uma praga quarentenária, por infestar cucurbitáceas (GREEN, 2009), ou seja, é uma



praga de importância econômica potencial para uma determinada zona, região ou país, mesmo que ainda não esteja presente ou, se estiver, não esteja dispersa e se encontre sob controle oficial (BRAGA SOBRINHO et al., 2001). Devido a sua importância, a presença da *A. grandis* pode limitar a comercialização de cucurbitáceas tanto para o mercado interno quanto externo. Basicamente *A. grandis* possui ciclo de vida em três ambientes: vegetação (adultos), fruto (ovos e larvas) e solo (pupas), onde danificam a polpa dos frutos das cucurbitáceas em função da deposição de seus ovos no interior dos frutos, onde posteriormente ocorre a eclosão das larvas que se desenvolvem no interior desses frutos, alimentando-se da polpa (COSAVE, 2012).

O conhecimento da diversidade de espécies de moscas-das-frutas em uma região, suas plantas hospedeiras e índices de infestação são de fundamental importância para o controle das pragas, fornecendo informações importantes para os serviços quarentenários (ARAUJO et al., 2005). Considerando a perda econômica na produção, os dados econômicos de perda aliados aos conhecimentos biológicos de *A. grandis* são fundamentais para nortear o desenvolvimento de métodos de controle racionais que garantam a segurança alimentar e o menor impacto social (a agricultores) e ambiental.



Figura 1. Fêmea de *Anastrepha grandis*



## OBJETIVO

O objetivo do trabalho foi avaliar as taxas de infestação naturais da *A. grandis* nos frutos de moranga, abóbora menina (como abóbora seca) e abóbora-japonesa (as mais comercializadas no mercado consumidor) considerando as perdas econômicas na produção.

## LOCAL DO ESTUDO

O estudo de campo foi realizado no município de Monte Alegre do Sul (SP) ( $22^{\circ}40'50''S$ ;  $46^{\circ}40'45''W$ ; 760m) na área experimental da APTA Regional / Pólo Leste Paulista.

## METODOLOGIA

Foram realizados dois cultivos de abóboras e moranga em dois períodos (outubro/2010 a março/2011; setembro/2011 a fevereiro/2012) na estação experimental da APTA Regional/Pólo do Leste Paulista, Monte Alegre do Sul (SP). Os frutos, após o seu amadurecimento, foram colhidos e levados ao laboratório, onde foram abertos e verificados quanto à ocorrência de infestação (presença ou ausência de larvas de *A. grandis*) (figura 2). Após a contabilização dos dados realizou-se uma análise econômica da perda de cucurbitáceas, utilizando-se os dados de preço da CEAGESP (Companhia de Entrepótos e Armazéns Gerais de São Paulo), nos anos de 2011 e 2012. Os valores das perdas de frutos por infestação da mosca-das-cucurbitáceas-sul-americana foram calculados através dos preços médios recebidos pelos agricultores no mês da colheita (dados CEAGESP - anos 2011 e 2012) das variedades abóbora híbrida, moranga e abóbora menina brasileira (como abóbora seca) multiplicando-os pelas quantidades de frutos perdidos (em Kg) observados nos experimentos montados em Monte Alegre do Sul (nos anos 2011 e 2012), especificamente nos meses da colheita (fevereiro e março) e considerando os tamanhos das áreas de cultivo.



Figura 2. Larvas de *A. grandis* em fruto de cucurbitáceas

## PRINCIPAIS RESULTADOS

No experimento de 2011 – “Campo misto de cucurbitáceas”, obteve-se um total 175 frutos, com 57 frutos infestados e taxa média de 32% para as espécies acima citadas. Já o experimento de 2012 – “Campo de cucurbitáceas” foi feito com apenas com duas espécies - Menina Brasileira (Abóbora Seca) e Moranga Exposição, obtendo-se um total de 1865 frutos, com 103 infestados e taxa de infestação de 5%. Os percentuais de perdas de ambos os cultivos realizados foram maiores em 2011 do que em 2012, sendo que a moranga em 2011 teve um percentual de perda de 46 % e em 2012 uma perda de 4,6%. Para a abóbora seca as perdas foram de 16% em 2011 e 5,5% em 2012. Os dados de abóbora-japonesa não foram considerados para o ano de 2012, pois não houve plantio da mesma neste ano, sendo o percentual das perdas em 2011 de 45%. As tabelas 1 e 2 mostram os percentuais de perdas (kg/mês) dos cultivos realizados nos experimentos de Monte Alegre do Sul com cucurbitáceas.

Tabela 1. Percentuais das perdas a partir dos cálculos do experimento Monte Alegre do Sul (2011). Totais das perdas / totais produzidos no experimento.

Local	Meses da Colheita	da Experimento	Totais de perdas 1	Produção de frutos (kg)	total kg/mês	Percentual da perda
-------	-------------------	----------------	--------------------	-------------------------	--------------	---------------------



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**  
**Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Sede	Fevereiro/Março	Abóbora híbrida	71	158	45
Sede	Fevereiro/Março	Menina brasileira (abóbora seca)	33	202	16
Sede	Fevereiro	Moranga	32	70	46

Tabela 2. Percentuais das perdas a partir dos cálculos do experimento Monte Alegre do Sul (2012). Totais das perdas / totais produzidos no experimento.

Local	Mês da colheita	Experimento 2	Totais perdas kg/mês	de Produção total de frutos (kg)	Percentual da perda
Javarini	Fevereiro/Março	Moranga	140	2997	4,6
		Menina	257	4662	5,5
Javarini	Fevereiro	Brasileira (Abóbora Seca)			

Os valores da perda econômica ainda estão sendo estimados, através dos preços de abóboras (kg) e área de cultivo. Para a moranga os valores da perda por hectare (ha) estão descritos na tabela 3.

Tabela 3. Estimativa do valor da perda por hectare no experimento em Monte Alegre do Sul.

Local	Variedade	Ano	Meses da colheita	Preços meses e anos da colheita	R\$ nos da colheita	Perdas em kg	Valores perdas (por ha)
Sede	Moranga	2011	Fevereiro	0,72		32	2.400
Javarini	Moranga	2012	Fevereiro	0,87		140	1.015

Fonte: Ceagesp



## **CONCLUSÃO**

Os percentuais de perdas foram maiores em 2011 do que em 2012 para a abóbora menina e para moranga. Foi verificado o mesmo em relação aos valores das perdas por hectare. Mesmo assim, é necessária uma análise mais detalhada dos resultados econômicos aliados aos fatores ambientais das áreas de plantio, para um melhor entendimento das perdas econômicas em Monte Alegre do Sul.

## **REFERÊNCIAS.**

ARAUJO, E. L.; MEDEIROS, M. K. M.; SILVA, V. E.; ZUCCHI, R. A. Moscas-das-Frutas (Diptera: Tephritidae) no Semi-Árido do Rio Grande do Norte: Plantas Hospedeiras e Índices de Infestação. **Neotropical Entomology**, v. 34, n. 6, p. 889-894, nov./dec. 2005.

BRAGA SOBRINHO, R.; MALAVASI, A.; MESQUITA, A.; OMETO, A. **Manual operacional para levantamento, detecção, monitoramento e controle de moscas-das-frutas**. Embrapa Agroindústria Tropical. Fortaleza: 2001. 29p.

COSAVE. COMITÉ DE SANIDAD VEGETAL. **Hojas de datos sobre organismos cuarentenarios para los países miembros del Cosave** [ficha cuarentenaria]. 2012. Disponível em: <[http://www.cosave.org/admin/files/bc499d525410284\\_2.pdf](http://www.cosave.org/admin/files/bc499d525410284_2.pdf)>. Acesso em: 21 jan. 2012.

GREEN, A. **Outbreak of Anastrepha grandis(South American cucurbit fruit fly) in Panama.** 2009. Disponível em: <[http://www.nationalplantboard.org/docs/spro/spro\\_cff\\_2009\\_07\\_06.pdf](http://www.nationalplantboard.org/docs/spro/spro_cff_2009_07_06.pdf)>. Acessado: 21 jan. 2012.



## POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS: A LOGÍSTICA REVERSA E O CASO PRÁTICO DAS EMBALAGENS VAZIAS DE AGROTÓXICOS

Clarice Romão de Souza<sup>1</sup>; Mónica M. Jimenez<sup>2</sup>; Renata Stringueta Nishio<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Mestranda em Engenharia Química, Universidade de São Paulo – rsclarice@usp.br.

<sup>2</sup>Mestranda em Engenharia Metalúrgica e de Materiais, Universidade de São Paulo – monica.correa@usp.br.

<sup>3</sup>Mestranda em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo – renata.nishio@usp.br.

### **RESUMO**

Nas últimas décadas, os governos de vários países têm desenvolvido políticas públicas para regulamentar a gestão dos resíduos. No Brasil, no ano 2010, foi aprovada a política nacional de resíduos sólidos (PNRS), a qual inclui entre o seus instrumentos, a logística reversa. Assim, o presente trabalho tem como objetivo expor os principais conceitos da logística reversa, exemplificando o caso das embalagens vazias de agrotóxicos.

**PALAVRAS CHAVE:** logística reversa, embalagens vazias de agrotóxicos, PNRS.

### **ABSTRACT**

In the last decades governments of different countries have developed public policies to regulate the solid waste management. In 2010, Brazil approved the national policy of solid waste (PNRS). This policy includes in its instruments the reverse logistics. Thus, this paper aims to explain the main concepts of reverse logistics, exemplifying the case of empty pesticide containers.

**KEYWORDS:** reverse logistics, PNRS, empty pesticide containers.

### **IMPORTÂNCIA E JUSTIFICATIVA**

O tratamento dado aos resíduos sólidos é um dos maiores desafios enfrentados pelas administrações públicas no Brasil e no mundo. O caminho para se atingir um desenvolvimento sustentável, com benefícios de curto médio e longo prazos para toda a comunidade abrange a construção de um sistema integrado, participativo, com responsabilidade compartilhada, definição de metas e indicadores para permitir acompanhamento e revisão periódica, buscando formas de incentivo à não geração, à redução e à requalificação dos resíduos como materiais para reutilização e reciclagem, restando apenas como rejeito aquilo que realmente não puder ser reaproveitado (LEITE, 2012).

No Brasil, a PNRS traz alguns conceitos que, até o momento, eram pouco definidos, como por exemplo, a sustentabilidade operacional e financeira, a logística reversa, o acordo setorial, a integração de catadores, padrões sustentáveis de produção e consumo, visando,



entre outros aspectos, à proteção da saúde pública e da qualidade ambiental e à disposição final ambientalmente adequada.

Cientes desses desafios o presente trabalho foi desenvolvido visando explicar em linhas gerais a PNRS, estudar a logística reversa nesse contexto e avaliar o caso prático da logística reversa de embalagens vazias de agrotóxicos. O presente trabalho utiliza como metodologia a revisão de literatura, por meio de pesquisa à dados secundários resultantes da compilação de fontes bibliográficas ligadas ao tema, englobando importante condições contextuais pertinentes aos fenômenos de estudo.

## **A POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS**

No ano 1989 foi apresentado o Projeto de Lei do Senado Federal Numero 354, onde se regulamenta a coleta, o acondicionamento, o transporte, o tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos de serviços de saúde. Essa proposta é considerada como a primeira ação para a elaboração da PNRS no Brasil (COSTA R.E., 2010). A partir desse momento, foram tramitados e aprovados vários projetos de lei encaminhados a regulamentar o gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil. Mas, apenas em 2 de agosto de 2010 a Presidência da República sancionou a Lei 12.305 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (ANVISA, 2013).

No que se refere aos instrumentos a PNRS contempla planos de resíduos sólidos, coleta seletiva, dentre outros:

- Proteção da saúde pública e da qualidade ambiental;
- Não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos;
- Estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços;
- Desenvolvimento e adoção de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais;
- Redução do volume e da periculosidade dos resíduos perigosos;
- Incentivo à indústria da reciclagem, tendo em vista fomentar o uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e reciclados;



- Gestão integrada de resíduos sólidos;
- Articulação entre as diferentes esferas do poder público e destas com o setor empresarial com vistas à cooperação técnica e financeira para a gestão integrada de resíduos sólidos;
- Capacitação técnica continuada na área de resíduos sólidos.

O planejamento é um dos principais instrumentos da política: os planos são a base para o sucesso de sua implementação e uma ferramenta que guia como devem ser realizados. Eles são divididos em planos para o governo (federal, estaduais e municipais), e planos de gerenciamento para empresas que geram resíduos, conforme apresenta o artigo 14:

- Plano Nacional de Resíduos Sólidos;
- Planos estaduais de resíduos sólidos;
- Planos microrregionais de resíduos sólidos e os planos de resíduos sólidos de regiões metropolitanas ou aglomerações urbanas;
- Planos intermunicipais de resíduos sólidos;
- Planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos;
- Planos de gerenciamento de resíduos sólidos.

Em relação aos planos das diversas instâncias da Federação a Lei propõe que os planos sejam articulados e complementares entre si: os planos estaduais devem atender às metas do plano nacional; os municipais, intermunicipais e microrregionais, por sua vez, devem considerar metas, diretrizes, ações e programas dos planos estaduais (JARDIM et al., 2012) Os planos devem abranger todos os tipos de resíduos mencionados no artigo 13 da PNRS, sendo que a classificação dada a os resíduos é a seguinte:

- Quanto à origem (domiciliares, limpeza urbana, resíduos sólidos urbanos, de estabelecimentos comerciais, de serviços de saneamento básico, industriais, de serviços de saúde, da construção civil, agrossilvopastoris, de serviços de transporte e de mineração);
- Quanto à periculosidade (perigosos e não perigosos).

Apesar de o artigo 55 do Decreto Regulamentador 7.404/2010 instituir dois anos para que os planos estaduais (artigo 16) e municipais (artigo 18) entrassem em vigor, atualmente o público em geral tem conhecimento de apenas cinco estados que estão elaborando seus planos



(GO, RJ, RN, RS e SP) e que menos de 10% das cidades apresentaram seus planos até o marco de dois anos, em agosto de 2012 (ELY, 2012).

## LOGÍSTICA REVERSA

A PNRS em sua Seção II apresenta diretrizes orientações em relação à responsabilidade compartilhada sobre o ciclo de vida de produtos de alguns setores específicos, mencionados no Artigo 33º dessa mencionada seção. A responsabilidade compartilhada é um dos princípios da PNRS de acordo com o Artigo 6º (MARCHI, 2011) e é definida no Artigo 3º como:

*“(...) conjunto de atribuições individualizadas e encadeadas dos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, dos consumidores e dos titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos, para minimizar o volume de resíduos sólidos e rejeitos gerados, bem como para reduzir os impactos causados à saúde humana e à qualidade ambiental decorrentes do ciclo de vida dos produtos, nos termos desta Lei” (BRASIL, 2010).*

São no contexto da seção de responsabilidade compartilhada que se inserem os artigos referentes à logística reversa. Esse instrumento determina o ciclo reverso dos produtos e seus resíduos ou rejeitos (PINZ, 2012), ou seja, obriga que após sua distribuição pelos fabricantes aos comerciantes, e posteriormente aos consumidores finais, eles sejam retornados ao ponto inicial para devido destino final, com a participação de todos os elos envolvidos em seu aproveitamento financeiro ou físico. A logística reversa é assim definida no artigo 3 da referida Lei Federal:

*“(...) instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada” (BRASIL, 2010).*

De acordo com seu Artigo 33º de forma independente ao serviço público de limpeza urbana, seis setores estão obrigados a estruturar sistemas próprios de logística reversa: agrotóxicos, seus resíduos e embalagens, pilhas e baterias, pneus, óleos lubrificantes, seus resíduos e embalagens, lâmpadas fluorescentes, de vapor de sódio, produtos eletrônicos e seus componentes (SALDANHA, 2012). Além disso, outros setores poderão ser chamados pelo governo para elaborarem proposta de logística reversa, conforme apresentam os § 1º e 2º do mesmo artigo:

*“§1º Na forma do disposto em regulamento ou em acordos setoriais e termos de compromisso firmados entre o poder público e o setor empresarial, os sistemas*



## Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

### Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

*previstos no caput serão estendidos a produtos comercializados em embalagens plásticas, metálicas ou de vidro, e aos demais produtos e embalagens, considerando, prioritariamente, o grau e a extensão do impacto à saúde pública e ao meio ambiente dos resíduos gerados.*

*§2º A definição dos produtos e embalagens a que se refere o §1º considerará a viabilidade técnica e econômica da logística reversa, bem como o grau e a extensão do impacto à saúde pública e ao meio ambiente dos resíduos gerados” (BRASIL, 2010).*

Fica claro nos textos da lei aqui apresentados que a logística reversa não está sujeita a produtos, resíduos ou rejeitos perigosos, mas sim a todos os segmentos que forem considerados de grande impacto à saúde pública e ao meio ambiente. Ou seja, a periculosidade é um fato a ser considerado, mas que não é definitivo para que um setor seja chamado pelo governo para apresentar uma proposta de organização de seus sistemas de logística reversa.

As obrigações quanto à logística reversa para cada elo da cadeia estão mencionadas nos §4º, 5º e 6º do Artigo 33º. Portanto, o ciclo de vida de um produto não termina com a sua entrega ao cliente, mas sim quando ele é descartado corretamente, por meio de um canal logístico reverso ao de sua venda.

Três instrumentos estão previstos na PNRS para implementação da logística reversa (PINZ, 2012):

- Acordos setoriais: de natureza contratual, são firmados entre o poder público e o setor, por meio de seus fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes, tendo em vista a implantação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto;
- Termos de compromisso: possuem caráter impositivo e visam suprir a ausência de um acordo com setor produtivo, fazendo com que cada parte se comprometa a implantar alguma sistemática de recolhimento dos produtos após sua utilização pelo usuário final;
- Regulamento: também possui caráter impositivo e é reservado aos casos onde não foi possível realizar o acordo setorial ou o termo de compromisso. Nesse instrumento, o ente público estabelece unilateralmente as regras a serem observadas pelos elos da cadeia.



No Brasil alguns setores já realizavam a logística reversa antes da publicação da PNRS como é o caso da logística reversa de embalagens vazias de agrotóxicos que aplica a responsabilidade compartilhada desde o ano 2002.

## O CASO PRÁTICO DA LOGÍSTICA REVERSA DE EMBALAGENS VAZIAS DE AGROTÓXICOS

O setor de embalagens vazias de agrotóxicos pós-consumo foi regulamentado antes da PNRS, por meio da Lei Federal 9.974/2000 e seu Decreto 4.074/2002, que determinaram a responsabilidade compartilhada entre todos os elos da cadeia: agricultores, indústrias fabricantes e/ou importadoras, distribuidores, revendedores, cooperativas e poder público.

Ao longo dos últimos 11 anos (2002-2013), esse sistema de logística reversa, nomeado “Sistema Campo Limpo”, implementou um modelo para gestão de embalagens pós-consumo de defensivos agrícolas e é considerado uma referência mundial nesse segmento. Atualmente, o sistema destina 94% das embalagens plásticas comercializadas no país, sendo que o segundo maior índice entre outros países é o da Alemanha, com 76%, seguida pelo Canadá (73%), França (66%), Japão (50%), Polônia (45%), Espanha (40%), Austrália (30%) e Estados Unidos (30%) (JARDIM et al., 2012).

A infraestrutura criada nesse período inclui 421 unidades de recebimento, gerenciadas por associações de distribuidores e cooperativas espalhadas por 25 estados e no Distrito Federal. Essas unidades são cogerenciadas pelo inpEV (Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias), que representa a indústria fabricante de defensivos agrícolas.

Do ponto de vista da responsabilidade compartilhada, o sistema é formado por 97% das empresas fabricantes e/ou registrastes de agrotóxicos, incluindo as importadoras, cerca de 3.500 distribuidores e cooperativas e cinco milhões de produtores rurais, que têm as seguintes obrigações legais (JARDIM et al., 2012):

- Agricultor: deve tríplice lavar as embalagens passíveis de lavagem (conforme indicação na bula) e inutiliza-las no momento do preparo da calda do produto. Também deve armazenar temporariamente as embalagens na propriedade rural, devolvê-las no local indicado na nota fiscal em até um ano após a compra ou seis meses após a data de vencimento do defensivo, e guardar o comprovante de devolução para eventual fiscalização.



- Canais de distribuição: devem indicar na nota fiscal de venda a unidade de recebimento mais próxima para devolução das embalagens vazias, dispor e gerenciar o local de recebimento, emitir comprovante de devolução das embalagens, orientar e conscientizar os agricultores sobre suas responsabilidades.
- Indústria fabricante e/ou registrante: devem retirar as embalagens vazias que foram devolvidas pelos produtores rurais às unidades de recebimento, dar destino ambientalmente correto (reciclagem ou incineração, a depender do tipo de embalagem), orientar e conscientizar os produtores rurais sobre as responsabilidades legais compartilhadas.
- Poder público: devem fiscalizar o funcionamento do sistema de destinação das embalagens vazias de agrotóxicos, emitir licenças de funcionamento para as unidades de recebimento e apoiar os esforços de comunicação e conscientização do agricultor quanto às suas responsabilidades na logística reversa.

De forma compartilhada, todos os elos da cadeia produtiva investem no sistema. Além disso, a indústria também custeia a destinação e o governo apoia a divulgação de ações de conscientização. Desde o início do funcionamento desse sistema, foram investidos quase R\$ 600 milhões, sendo que cerca de 80% foi gasto pelas indústrias fabricantes, por meio do inpEV. A receita que provém da remessa das embalagens para os recicladores ajudam a reduzir a conta do sistema, porém não cobre todas as despesas, já que representam apenas 20% do custo total. Assim, trata-se de um sistema deficitário, porém com diversos benefícios ambientais (BRASIL, 2012).

A cada ano a quantidade de embalagens de agrotóxicos que recebem destinação ambiental correta aumenta. Segundo os dados do inpEV, de 2002 a 2012, mais de 240 mil toneladas de embalagens primárias (que entram em contato com o produto) e secundárias (aqueles que acondicionam as embalagens primárias, como caixas de papelão) foram enviadas ao destino final, sendo que 92% seguiram para a reciclagem e apenas 8% foram enviadas à incineração. Atualmente, 17 produtos são fabricados a partir da reciclagem: desde conduítes corrugados e até a produção de novas embalagens de agrotóxicos, fechando o ciclo do sistema (JARDIM et al., 2012).



De acordo com um estudo contratado da Fundação Espaço Eco pelo inpEV a atuação do Sistema Campo Limpo levou à criação de 1.500 empregos diretos e indiretos e reduziu em sete vezes o uso de recursos naturais, principalmente devido ao fato de que a maior parte das embalagens é reciclada (JARDIM et al., 2012).

Nota-se, portanto, que a logística reversa das embalagens vazias de agrotóxicos é anterior à publicação da PNRS. Apesar disso, só foi implementada com sucesso mediante um marco regulatório setorial importante, que foi a publicação da Lei Federal 9.974/2000 e seu Decreto 4.074/2002. Essa regulamentação, construída com o apoio de todos os elos da cadeia, permitiu que as responsabilidades de cada um deles fossem explicitada e que houvesse sanções específicas para cada um deles. Essa clareza de ações obrigatórias para cada agente específico dessa cadeia permite que o ciclo de vida das embalagens de defensivos agrícolas seja bem gerenciado no Brasil, tendo se tornado uma referência tanto para outros países, como para outros setores que precisam implementar a logística reversa mediante obrigação da PNRS.

## CONCLUSÕES

Tanto a Lei de Agrotóxicos, que regulamentou a logística reversa das embalagens vazias desse setor a partir de 2002, quanto a PNRS são importantes marcos legais, que demonstram um aumento da preocupação do governo com os resíduos gerados no país. A inserção do tema da gestão de resíduos na agenda política nas duas últimas décadas tem apresentado resultados positivos, como a maturidade atual do Sistema Campo Limpo e os avanços apresentados pelos outros setores listados no capítulo de logística reversa, como o de pneus e o de embalagens de óleos lubrificantes. Assim, ainda são necessários muitos esforços por parte da gestão pública para que a PNRS possa ser colocada em prática de forma completa em todas as obrigações que ela especifica.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANVISA. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: <<http://pisast.saude.gov.br:8080/descartemedicamentos/politica-de-residuos>>. Acesso em 10 ago. 2013.



**BRASIL. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 03 ago 2010, p. 3, coluna 1.

**BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Gestão sustentável na agricultura.** Brasília: MAPA/ACS, 2012.

COSTA E. R; **Uma visão comentada sobre a Lei da PNRS.** Revista Petrus 2010. Consulta à internet em 10/08/2013. Disponível em: <<http://www.revistapetrus.com.br/uma-visao-comentada-sobre-a-lei-da-pnrs/>>

ELY, Lara. **Plano de gestão de resíduos sólidos está atrasado no país e no Estado.** Zero Hora, Porto Alegre: jun. 2013. Consulta à internet em 25/08/2013. Disponível em: <<http://zerohora.clicrbs.com.br/rs/geral/noticia/2013/06/plano-de-gestao-de-residuos-solidos-esta-atrasado-no-pais-e-no-estado-4161974.html>>

INPEV. INSTITUTO NACIONAL DE PROCESSAMENTO DE EMBALAGENS. **Volume de embalagens vazias de agrotóxicos destinado desde 2002.** Consulta à internet em 28/07/2013. Disponível em: <[http://www.inpev.org.br/destino\\_embalagens/estatisticas/br/teEstatisticas.asp](http://www.inpev.org.br/destino_embalagens/estatisticas/br/teEstatisticas.asp)>

JARDIM, Arnaldo; YOSHIDA, Consuelo; MACHADO FILHO, José Valverde [organizadores]. **Política Nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos.** Barueri: Manole, 2012.

LEITE, W. C. de A; PUGLIESI, E.; CASTRO, M. C. A. A; SCHALCH, V. CÓRDOBA, R. E. **A política nacional de resíduos sólidos: experiências brasileiras na elaboração dos planos de gestão integrada de resíduos sólidos.** VII Congreso de Medio Ambiente. La Plata, Argentina, p. 10, 2012.



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental

Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

MARCHI, C. M. D. F. Cenário Mundial dos Resíduos Sólidos e o Comportamento Corporativo Brasileiro Frente à Logística Reversa. **Perspectivas em Gestão & Conhecimento**, v. 1, n. 2, art. 7, p. 120, 2011.

SALDANHA, Pedro Mallmann. Logística reversa: instrumento de solução para a problemática dos resíduos sólidos em face da gestão ambiental. **Revista de Direito Ambiental**, vol. 65, p. 101, jan. 2012.

SENADO FEDERAL. **Comissão Especial da Política Nacional de Resíduos**; Relatório I; p. 6,7; 13 de dezembro 2005.



**DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL NO SEMIÁRIDO DO NORDESTE CEARENSE  
BRASILEIRO: UM ESTUDO ESTATÍSTICO MULTIFATORIAL NA CIDADE  
PLANEJADA DE NOVA JAGUARIBARA (CE)**

Carlos Enrique Tupiño Salinas<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Sociólogo, Doutorando PRODEMA/UFC – e-mail: pcets2005@hotmail.com.

**RESUMO**

Embora o desenvolvimento sustentável da Comunidade Europeia seja uma estratégia política inexorável, ele é pouco praticável no contexto dos países latino-americanos. O Açude Castanhão, por exemplo, localizado no semiárido impulsionou o desenvolvimento sustentável no município de Nova Jaguaribara (CE)? Através da Análise Fatorial Múltiple (AFM), detectaram-se evidências que tal estratégia impulsionou um processo de pauperização do município. Por fim, esse processo se associa ao modelo comunitário europeu, e não a uma estratégia sertaneja.

**PALAVRAS-CHAVE:** Desenvolvimento sustentável, Análise estatística, Açude Castanhão

**ABSTRACT**

While sustainable development in the European Community is an inexorable political strategy, it is impractical in the context of Latin American countries. The *Castanhão* dam, for example, is located in semiarid of northeast Brazil and it promoted sustainable development in Nova Jaguaribara City? Through the Multiple Factor Analysis (MFA), it was detected evidence that such a strategy was a driven force to a process of impoverishment of the municipality. Finally, this process is associated with the European Community model, not *Sertaneja* strategy.

**KEY-WORDS:** Sustainable development, Statistics analysis, *Castanhão* dam

**INTRODUÇÃO**

Entre a Proposta de *Gotemburgo* e os acordos da Rio+20, o desenvolvimento sustentável da comunidade europeia converteu-se em um fato inexorável, não obstante, transita por muitos campos.

Os principais cientistas que aceitaram o desenvolvimento sustentável da comunidade européia, posteriormente região euro-comunitária, foram Fritjol Capra e Edgar Morin. Assim, enquanto Capra (1996) sugeriu o pleno desenvolvimento sustentável através de práticas comunitárias ecossistemizadas, Morin (2012) propunha esse desenvolvimento sustentável mediante a integração de saberes transculturalizados.

Entre os intelectuais mais destacados que rejeitaram o desenvolvimento sustentável euro-comunitário, encontrava-se Leonardo Boff (2012). Ele considerava o desenvolvimento



sustentável como uma estratégia de mudança meramente econômica. Tal processo representaria a troca de um modo de produção capitalista por outro também capitalista – antropocêntrico, utilitário e destrutivo. Frente a essa nova estratégia meramente econômica, surgirá outra estratégia, baseada em uma mudança integral de civilização e respeito à natureza.

Dentre os principais críticos dessa nova via, destaca-se também Milton Santos. Para ele, o desenvolvimento sustentável euro-comunitário seria uma condição político-técnica perversa. Tratar-se-ia da mudança da qualidade de vida baseada em relações técnicas de informação, o uso de instrumentos financeiros e a aceitação da degradação, da pobreza, do consumo, da força bruta e da competitividade como fatores inerentes para tal mudança (SANTOS, 2001, p.56-172).

Passada toda esta fase de discussões, os municípios de muitos países, assim como as cidades do semiárido do nordeste cearense brasileiro, não encontraram outra possibilidade que se amoldar ao conceito, bem como à estratégia de desenvolvimento sustentável euro-comunitário. Com condição equivalente se encontra a cidade de *Zigui*, que teve de se adaptar à construção da Barragem Três Gargantas na China. As comunidades indígenas da Venezuela, com a construção da Central Hidroelétrica *Simon Bolivar*. No Brasil, as populações locais e as comunidades indígenas tiveram de se adaptar às novas condições em virtude da construção da Central Hidroelétrica de Itaipu. Mais recentemente, no semiárido do Nordeste cearense brasileiro, as cidades de Jaguaretama, Alto Santo e Jaguaribara, com a construção do Açude Castanhão.

Após finalizada a construção do Açude Castanhão, foi possível impulsionar o desenvolvimento sustentável no município de Jaguaribara? Isto é, depois de mais de doze anos de concretizado a construção, o Açude Castanhão está impulsionando mudanças na população de Nova Jaguaribara? Em Nova Jaguaribara, estão se harmonizando as relações sociais e as relações com a natureza, atendendo às necessidades dos cidadãos, sem comprometer as capacidades da população?

## OBJETIVOS



O objetivo da pesquisa consiste em analisar os fatores tais como: a) unidade populacional; b) ecounidades; c) necessidades garantidas; d) capacidades comprometidas.

## **METODOLOGIA**

Os procedimentos metodológicos utilizados foram: a) análise estatística empregada pela sociologia, geografia e ciências ambientais; b) análise multifatorial através do Programa SPSS 20 (INTERNACIONAL BUSINESS MACHINES, 2011); c) uso de técnicas e produtos de sensoriamento remoto da área municipal para delimitar as comunidades populacionais, a rede hídrica e associação de solos mediante, Programa ARCGIS 10; d) visitas de campo e aplicação de questionários.

## **NOVA JAGUARIBARA E O AÇUDE CASTANHÃO**

Localizado geograficamente na latitude (S) 5° 39' 29"; longitude (WGr) 38° 37' 12" e altitude (M) 89, Nova Jaguaribara é um dos principais municípios do semiárido do nordeste cearense brasileiro, (ver Figura 1).

A cidade de Jaguaribara foi realocada para dar espaço à construção do Açude Castanhão, planejar o novo centro administrativo e reassentar a população expulsa da velha cidade.

Assim, a nova cidade de Jaguaribara, hoje conhecida como Nova Jaguaribara, bem como o Açude Castanhão , embora sofram uma dualidade climática entre enchentes e secas, encontraram-se assentadas sobre uma associação de solos muitos férteis, como, por exemplo: os *Argissolos* associados aos *Neossolos Quartzarénicos*, entre outros.



## Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

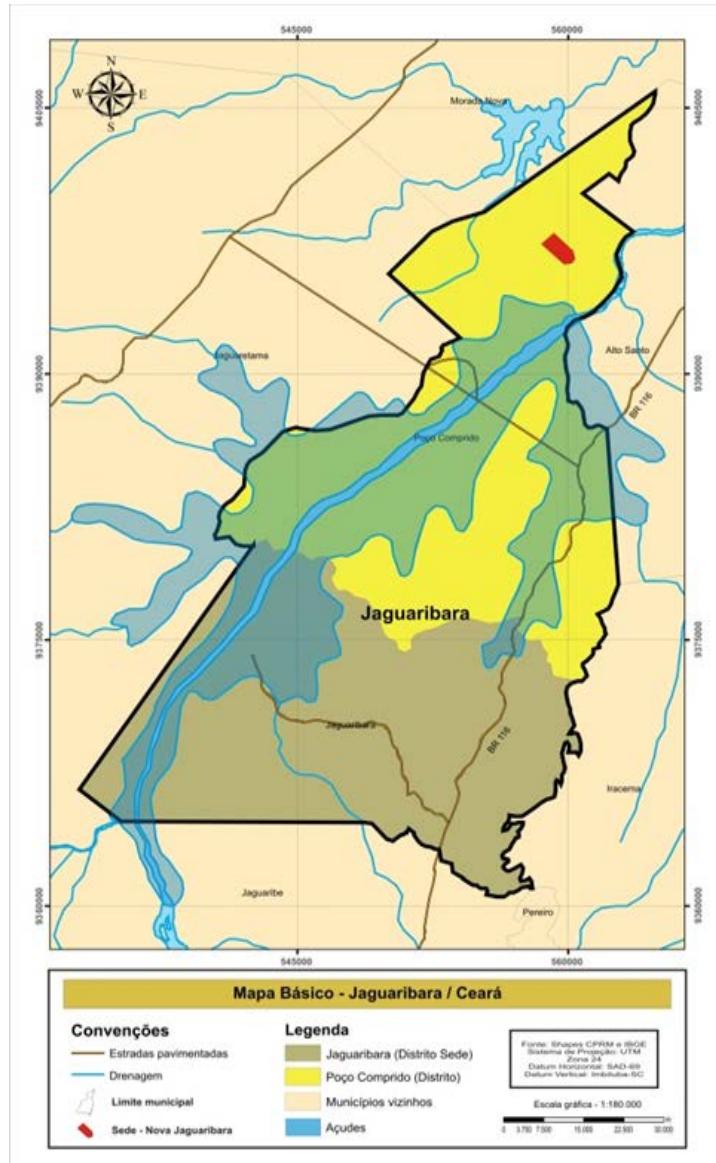


Figura 1. Mapa do município de Nova Jaguaribara.

Fonte: Elaborado pelo autor com base nas informações dos Shapes (CPRM; IPECE, 2011).

Os estudos sobre o açude sinalam que o Castanhão terá uma capacidade máxima (cota de 106 metros) de seis milhões com setecentos mil metros cúbicos ( $6.700.000.000\text{ m}^3$ ); capacidade normal (cota de 100 metros) de quatro milhões com quatrocentos sessenta e um mil metros cúbicos ( $461,000\text{ m}^3$ ); uma Bacia Hidrográfica de superfície de  $44,850\text{ km}^2$ ; uma Bacia Hidráulica de cota de 100 metros de  $325\text{ km}^2$  e, uma cota de 106,00 metros, de  $558\text{ km}^2$ ; precipitação media anual de 745 mm, nível de água máximo de 106,00 metros, um



volume morto de 250.000.000 m<sup>3</sup>; e uma área de irrigação de 43.000 hectares (TIMBÓ ARAÚJO et al., 2001, p.240-258); assim como também, o açude incluirá um maciço principal de concreto compactado, um vertedouro de perfil *creager* com comportas, uma tomada de água e nove diques (DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA AS SECAS, 1990. p.275-268).

Como tal, a construção do Açude Castanhão daria ao município de Nova Jaguariaba um potencial geográfico, populacional, natural e econômico. Terminado, o açude acumularia mais de 6 milhões de metros cúbicos para abastecer uma população de mais de 248. 299 habitantes e irrigar 35 mil hectares de solos agrícolas.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os principais resultados preliminares mostram a sede urbana como uma unidade populacional precária, com ecouidades degradadas, atendimento insuficiente das necessidades básicas e alto comprometimento das capacidades.

O Açude Castanhão desintegrou no aspecto geográfica e populacionalmente o novo município. O Rio Jaguaribe dividia o velho município de Jaguariaba em duas áreas, norte e sul, e tipos de população, urbana e rural. Com a construção do Açude Castanhão, o novo município tem quatro áreas: Sertão norte, Sertão sul, Tabuleiros Interiores periféricos ao açude, e Área Lacustre.

Do mesmo modo, a população do novo município foi dividida em grupos: a sede urbana planificada, localizada na área norte; a vila Alto Umariceira e Baixo Umariceira, localizadas também na mesma área, Sertão Norte; a rampa sedimentar localizada na margem do açude e legalmente chamada de “Área de Proteção Permanente” (APP), onde se encontraram as piscifazendas e os piscireassentamentos; a Área lacustre, onde se encontraram embriões de reservas (Figura 2).



## Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

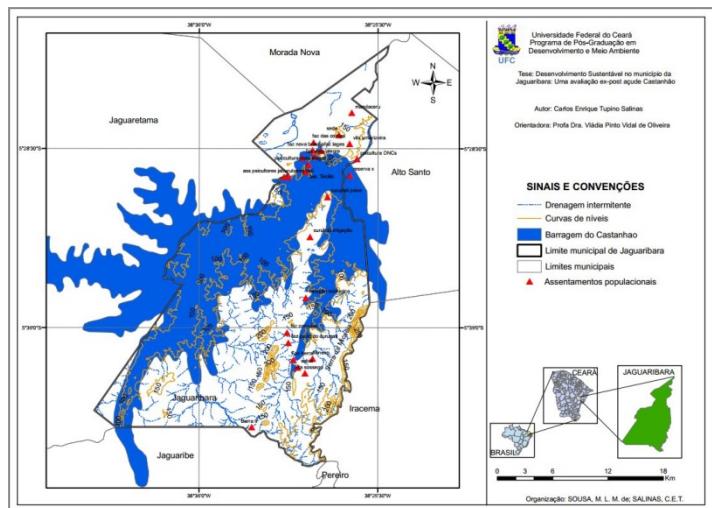


Figura 2. Mapa da distribuição populacional no município de Nova Jaguaribara, 2012.  
Fonte: Elaborado por Carlos Salinas e Losângela Sousa, 2012.

Os depoimentos dos entrevistados acrescentaram que muitas das novas empresas no município desenvolvem atividades de fruticultura e piscicultura e são da origem estrangeira, vinculadas a alguma família local. Mas, com o baixo nível das águas do açude, faz-se mais visível a divisão territorial e o regime criado por esta aliança de poder.

Através de nossa base de dados, também se pode mostrar o aumento do número de empresas, comércios, atividades turísticas, assim como o crescimento dos empregos e da renda na sede urbana de Jaguaribara (Tabela 1). No entanto, a necessidade de empregos aumentou e a capacidade de雇用 diminuiu. Em razão disso, a maioria da população está desempregada: 26% empregada; 25% desempregada; 20% autônoma informal; 10% autônomo formal; 19% aposentada.

Tabela 1. Percepção das mudanças segundo a população da sede urbana do município de Nova Jaguaribara, 2013.

Mudanças	Mudou (%)		Não mudou nada (%)
	Aumentou	Diminuiu	
Quantidade de empresas	49	30	21
Quantidade de comércios	84	9	7
Turismo	73	20	7
Número de empregos	53	39	8
Quantidade de renda	66	24	10

Fonte: Elaboração pelo autor.



Informações adicionais dos entrevistados apontam no novo município um regime de renda que varia de 100 salários para os comerciantes e de R\$ 400 reais para os empregados terceirizados nos serviços; um regime de trabalho que combina trabalho assalariado com trabalho servil, sem direito a carteira assinada, o que caracterizaria, segundo a Organização Internacional do Trabalho (2006, p.35), como trabalho forçado.

Outros resultados obtidos da população do novo município assinalam mudanças na qualidade da educação. Criou-se um regime de educação fundamentalmente primário para a população: 44%, instrução primária; 27%, secundária; 24%, analfabeta; 2%, técnica; 3% superior.

O município de Nova Jaguariaba já conta com um centro de educação primária e secundária. Somam-se a esta infraestrutura escolas privadas. Entretanto, urge a construção de mais creches, centros de ensino técnico, programas de especialização, um instituto federal e universitário. Situação esta, que impede a integração cidadã de um grande contingente de crianças, jovens, e até aposentados, colocando-os em situação de risco frente à exploração, delinquência, tráfico de drogas, prostituição e abandono.

Por outro lado, podem-se observar mudanças no campo da saúde. No referido município, apesar de haver um hospital e postos de saúde nos reassentamentos, o regime de saúde é muito precário. Regime que diminui a capacidade de resistência física e mental e a capacidade de saúde da população, através do aumento das doenças de transmissão hídrica, como, por exemplo, malária, parasitas, infecção vaginal, hepatite, dor de cabeça, diarreia, dengue, intoxicação, cólera, desnutrição, leucemia, cegueira, dor de ouvido, infecção na pele e mudanças de comportamento, como se pode observar na Figura 3.

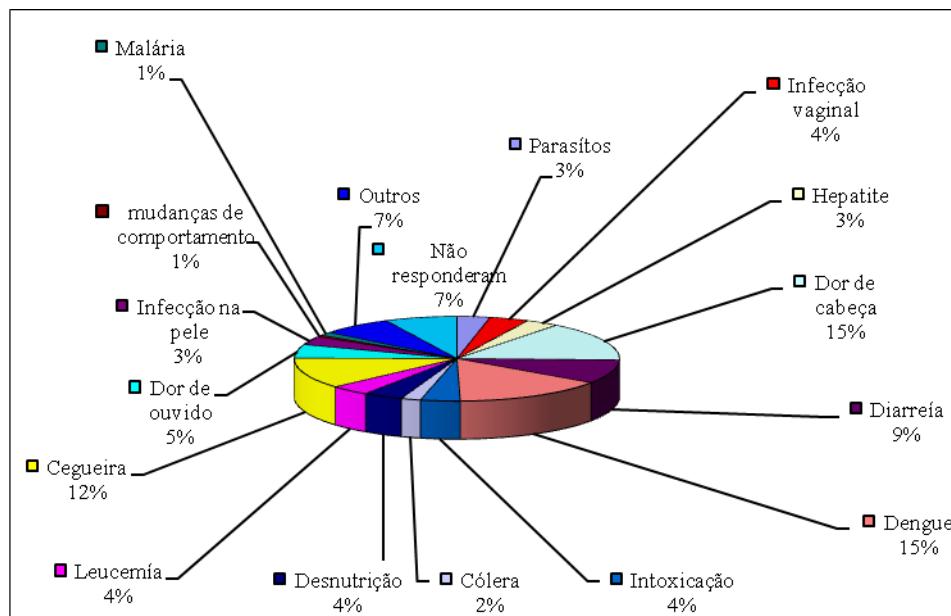


Figura 3. Tipos de doenças contraídas segundo a população da sede urbana do município de Nova Jaguariaba, 2013.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Nova Jaguariaba – não obstante contar com um posto policial e, desde o ano de 2013, com rondas policiais – tem ainda um regime de segurança pública muito precário. Constantes assassinatos e roubos fazem com que 95% dos moradores entrevistados considerem que o número de casos de violência na cidade aumentou, enquanto para apenas 10% destes, a violência tenha diminuído.

No novo município, o regime de propriedade da terra mudou relativamente. O governo reapropriou as terras privadas de influência do Açude Castanhão, mas sem desocupar os antigos donos. Depois, uma pequena parte delas, especialmente as terras que formam a área sedimentar periférica do açude, foram desapropriadas para experimentação dos projetos governamentais da piscicultura e agricultura irrigada. Em seguida, a porção maior foi encaminhada para usufruto da exploração empresarial da piscicultura e agricultura irrigada, através do Zoneamento Econômico-Ecológico – o que, segundo a perspectiva de 49% dos moradores entrevistados na sede urbana, diminuiu os conflitos pelas terras, embora, para 29% dos entrevistados, tenha ocorrido um aumento.

Com a construção do Açude Castanhão, o regime das águas no município de Nova Jaguariaba mudou. O acesso às margens do açude e a disponibilidade dos recursos hídricos são dificultados pela ocupação concentrada das piscifazendas, dos perímetros irrigados e das



fazendas tradicionais. Enquanto que o abastecimento de água, na sede urbana corresponda um menor valor de custo, o contrário recai nos reassentamentos. Assim, para 40% dos moradores entrevistados, o número de conflitos pelas águas diminuiu, mas para 39%, houve um aumentou. Deste modo, para 38% dos moradores da sede urbana do município, a pobreza cresceu, mas, para 37%, diminuiu como se pode ver na Tabela 2.

Tabela 2. Percepção das capacidades populacionais segundo a população da sede urbana do Município de Nova Jaguariaba, 2013.

Mudanças	Mudou (%)	Não mudou	
		Aumentou	Diminuiu
Número de conflitos pela terra	49	29	22
Número de conflitos pelas águas	40	39	20
Número de casos de violência	85	10	5
Número de casos de corrupção	73	10	17
Qualidade da saúde	44	41	15
Qualidade da educação	63	20	7
Pobreza	38	37	25

Fonte: Elaboração do autor.

Transcorridos mais de dez anos, constata-se que, na percepção da população, as mudanças trazem ínfimos benefícios – o que se contrapõe à pesquisa de Cavalcanti (2006, p.3), que mostrou efeitos benéficos na cidade de Jaguariaba entre 1991-1997.

Com relação às ecounidades pedológicas e hídricas no novo município, apresentam-se em estado de forte degradação. A formação do lago superficial trouxe uma disponibilidade hídrica e, subsequentemente, disponibilidade alimentar, com a extração de toneladas de tilápia, e, em menor medida, disponibilidade de frutas para o município.

Com a construção do Açude Castanhão, a qualidade da água aumentou para 91% dos moradores da sede urbana do Município de Nova Jaguariaba; porém, para 4% da população, a qualidade da água diminuiu. Nessa mesma pesquisa, 37% dos moradores perceberam que, em virtude da construção do açude, houve aumento da quantidade de chuvas na região (Tabela 3).



Mudanças	Mudou (%)		Não mudou nada
	Aumentou	Diminuiu	
Qualidade da água	91	4	5
Quantidade de chuvas	37	27	36

Fonte: Elaboração do autor.

Com esta mesma percepção, nota-se, na Tabela 4, que, para 41% dos moradores, a fertilidade dos solos aumentou e, para 39%, diminuiu, confirmando-se a alta qualidade da associação dos solos no município, como foi assinalado acima.

Tabela 4. Percepção das capacidades pedológicas segundo a população da sede urbana do município de Nova Jaguaribara, 2013.

Mudanças	Mudou (%)		Não mudou nada
	Aumentou	Diminuiu	
Fertilidade dos solos	41	39	20
Desmatamento	40	41	19
Vegetação	52	31	17

Fonte: Elaboração do autor.

Duas são as principais demandas dos moradores de Nova Jaguaribara quanto à construção do açude: o abastecimento local de água e as terras para produzir. A população reivindica que a maior quantidade de água seja destinada para os perímetros irrigados de Jaguaribe-Apodi, Braço Seco do Rio Jaguaribe, o Canal do Trabalhador, para o Município de Tabuleiro de Russas e a Região Metropolitana de Fortaleza. Em segundo lugar, recepcionou-se demandas por parte dos moradores por terras férteis irrigadas. Eles reivindicam terras para trabalhar, apesar da existência do referido Zoneamento Econômico-Ecológico (CENTRO DE TREINAMENTO E DESENVOLVIMENTO, 2006). Na prática, criaram-se as Áreas de Preservação Ambiental (APP) e privilegiaram o uso e ocupação das melhores terras às empresas estrangeiras e locais.

As demandas da população do município de Nova Jaguaribara reforçam a tese da importância de otimizar a disponibilidade hídrica (ARAÚJO, 2011) e da potencialidade dos solos férteis (SOUZA; OLIVEIRA, 2002) e indicam como os maiores problemas: a gestão dos recursos hídricos e a reforma da estrutura agrária nos municípios do semiárido cearense brasileiro.



## **CONCLUSÕES**

Conclui-se, por um lado, que a precarização está mais associada ao conjunto de medidas adaptadas do modelo euro-comunitário do que a um padrão estratégico próprio de desenvolvimento sustentável. Por outro lado, a inoperatividade das principais metas da Agenda 21 Global, impede a efetivação das prioridades vindas do exercício de práticas e símbolos da cultura sertaneja comunitária.

## **REFERÊNCIAS**

ARAÚJO, J. C. Los pequeños embalses y su relación con el uso racional de los recursos hídricos. In: Convención Internacional de Geografía, Medioambiente y Ordenamiento Territorial, La Habana, 22 a 25 de novembro de 2011. **Anales**, 2011, p. 1-13.

BOFF, L. **Sustentabilidade**: o que é – o que não é. Petrópolis, RJ: Vozes. 2012.

CAPRA, F. **A teia da vida**: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos. Tradução de Newton Roberval Eichemberg. São Paulo: Cultrix, 1996.

CAVALCANTE, A. S. M. **Nova Jaguaribara**: de uma ação mitigadora a uma cidade planejada. 2006. Dissertação (Mestrado em Políticas públicas) – Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2006.

CETREDE. CENTRO DE TREINAMENTO E DESENVOLVIMENTO. **Zoneamento ecológico-econômico das áreas de influência do reservatório da barragem Castanhão/Ceará**. Fortaleza, 2006.

DNOCS. DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA AS SECAS. **Relatório de Impacto do Meio Ambiente RIMA**. Açude público Castanhão. Fortaleza, v. 1. 1990.

IBM. INTERNACIONAL BUSINESS MACHINES. **IBM SPSS Statistics 20 Brief Guide**. IBM Corporation, U.S. 2011. p. 156. Disponível em:



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

[http://public.dhe.ibm.com/software/analytics/spss/documentation/statistics/20.0/en/client/Manuals/IBM\\_SPSS\\_Statistics\\_Brief\\_Guide.pdf](http://public.dhe.ibm.com/software/analytics/spss/documentation/statistics/20.0/en/client/Manuals/IBM_SPSS_Statistics_Brief_Guide.pdf). Acesso em: 25 mai. 2013.

**IPECE. INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. Perfil Básico Municipal 2011:** Jaguaribara. Fortaleza: IPECE, 2011.

**MORIN, E. Entrevista completa de Edgar Morin para a Associação Transdisciplinar.** Instituto Palavrações: transformando utopias em realidades. Bragança, julho, 2012. Entrevista cedida a Maria neves Alves. Disponível em: [http://www.dailymotion.com/video/xs73rd\\_itw-em\\_webcam?start=109](http://www.dailymotion.com/video/xs73rd_itw-em_webcam?start=109). Acesso em: 25 mai. 2013.

**SOUZA, M. J. N.; OLIVEIRA, V. P. V. Semiárido do Nordeste do Brasil e o fenômeno da seca.** In: LUGO H.; IMBAR MOSHE. **Desastres naturales en América Latina.** México, DF: Fondo de Cultura Econômico, 2002. p. 207- 221.

**OIT. ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DO TRABALHO. Trabalho escravo no Brasil do século XXI.** Brasília, DF: OIT, 2006.

**SANTOS, M. Por uma outra globalização:** do pensamento único à consciência universal. Rio de Janeiro: Record, 2001. 174 p.

**TIMBÓ ARAÚJO, M. Z. et al. Barragens do Nordeste do Brasil:** experiência do DNOCS em barragem na região semi-árido. 3. ed. Fortaleza: DNOCS, 2001.



## AMBIENTE TECNOLOGICAMENTE E ECOSSOCIALMENTE RESPONSÁVEL PARA O DESENVOLVIMENTO REGIONAL

Vital Pereira dos Santos Junior<sup>1</sup>; Carlos Alberto Cioce Sampaio<sup>2</sup>; Marcos Antônio Mattedi<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Mestre, IFC - vital\_junior@yahoo.com.br.

<sup>2</sup>Doutor, FURB/PUC-PR/UFPR/UACH - carlos.cione@gmail.com.

<sup>3</sup>Doutor, FURB - mattediblu@furb.br.

### RESUMO

Este projeto abrange o estudo da questão ambiental, com foco no âmbito dos impactos causados pela opção tecnológica. A necessidade de ambientes tecnologicamente e socialmente responsáveis é uma preocupação global, visto que a expansão do uso de equipamentos eletrônicos é crescente, abrindo espaço para a elaboração de soluções viáveis que resolvam ou minimizem os impactos no meio ambiente.

**PALAVRAS-CHAVES:** Tecnologia, Sustentabilidade, Desenvolvimento Regional.

### ABSTRACT

This project includes the study of environmental issues, focusing on the scope of the impacts caused by technological developments. The need for technologically and socially responsible environment is a global concern, since the expansion of the use of electronic devices is increasing, making room for the development of viable solutions that solve or minimize impacts on the environment.

**KEYWORDS:** Tech, Sustainability, Regional Development.

### JUSTIFICATIVA

De forma geral, a ciência e a tecnologia, apropriadamente utilizadas, têm muito a colaborar para alcançar bons resultados com o mínimo de impacto ao meio ambiente, considerando-se que, de acordo com o conhecido livro verde, esta é a era da sociedade da informação, cujo fenômeno global representa profundas mudanças na sociedade e na economia.

Por convenção, nomeia-se como TI Verde ou Tecnologia da Informação Verde as práticas sustentáveis que abrangem os impactos dos recursos tecnológicos no meio ambiente (HIRD, 2008).

Seguindo esta linha de raciocínio, pode-se perceber que a prática verde tem a tendência de trazer grandes mudanças e impactos positivos para toda a comunidade. A execução dessas práticas verdes pelos envolvidos no processo, permite manter certa proteção ao meio ambiente, entretanto, programas educacionais e exemplos das lideranças são



## Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

fortemente indicados. Além dos itens apontados, vários outros aspectos podem trazer, além de benefícios para o meio ambiente, redução de custos, baseando-se na proteção ao meio ambiente (BALTZAN, 2012).

Esta proposta de pesquisa justifica-se pelo seu caráter social e inédito na região, podendo contribuir incomensuravelmente para o desenvolvimento tecnológico sustentável da cidade de Morretes-PR e quiçá servir de modelo para outras praças.

### **OBJETIVO GERAL**

O objetivo geral deste trabalho é avaliar os ambientes de tecnologia na região, amparado pelo movimento mundial em prol de ambientes tecnologicamente e socialmente sustentáveis, sugerindo um modelo ecologicamente correto.

### **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Analizar os modelos de ambientes tecnológicos sustentáveis para a comunidade de Rio Sagrado; Estabelecer um modelo que atenda a região e gere impactos sociais positivos; Avaliar a possibilidade de um projeto piloto do modelo.

### **LOCAL DE REALIZAÇÃO**

O local de realização do trabalho de pesquisa será na região de Rio Sagrado, localizado na cidade de Morretes, no estado do Paraná. Na Figura 1 pode-se observar o mapa da Região Sul do Brasil juntamente com um ponto de sinalização, representado através de um quadrado, indicando geograficamente o objeto de estudo.



Figura 1. Município de Morretes – Região Sul.



Ampliando-se o ponto de sinalização é possível notar os limites do município de Morretes, além da comunidade de Rio Sagrado, representada dentro da cidade de Morretes e fazendo divisa com a cidade de Guaratuba.



Figura 2. Comunidade de Rio Sagrado – Morretes – PR.

Rio Sagrado é uma região montanhosa e com muita vegetação que concentra uma comunidade cuja principal fonte de renda é o turismo, entretanto, o acesso à tecnologia poderá permitir o seu desenvolvimento em diversas áreas como saúde, educação, infraestrutura e consequentemente a profissionalização do turismo.

## METODOLOGIA

Para atender ao objetivo geral e aos objetivos específicos propostos no projeto, será realizada inicialmente pesquisa bibliográfica, com a leitura de livros e artigos nacionais e internacionais que envolvem o assunto, principalmente o livro **Turismo comunitário, solidário e sustentável: da crítica às ideias e das ideias à prática**, que foi o resultado do esforço no desenvolvimento da região de Rio Sagrado (SAMPAIO; HENRÍQUEZ; MANSUR, 2011). Na sequencia ocorrerão reuniões com integrantes de grupos de pesquisa da área específica, bem como a realização de entrevistas diretamente com a comunidade envolvida nas questões de ambientes tecnologicamente sustentáveis.

Sabe-se que a região é atendida de forma extremamente precária quanto ao acesso a Internet, limitando assim o acesso a informações relevantes para o desenvolvimento da região. Tem-se como hipótese que ao melhorar a infraestrutura de redes, especificamente o acesso a



Internet, será possível promover o desenvolvimento da comunidade. Com isso, a implantação de um telecentro, com acesso a temas educacionais variados, acena como uma solução provável.

Com base nas entrevistas e dados coletados da comunidade, inicia-se o processo de elaboração de um modelo mais adequado que conte cole o uso da tecnologia de forma sustentável. Será realizado um estudo de viabilidade de aplicação, buscando-se o envolvimento de entidades, como instituições de ensino, empresas e governo, com o intuito de execução de um plano piloto do modelo, incluindo-se um telecentro no centro comunitário.

## **PRINCIPAIS RESULTADOS**

Como o projeto ainda está em fase inicial ainda não existem resultados a serem analisados e expostos, entretanto realizou-se uma visita a localidade. Esta visita ou vivência ocorreu como parte da disciplina de ecossocioeconomia, cursada no Programa de Doutorado em Desenvolvimento Regional da FURB, ministrada pelos professores Sampaio e Mansur. Além de pernoitar em Rio Sagrado, também conhecemos a Associação Comunitária Candonga, que mantem a cozinha e a biblioteca comunitária. Visitamos ainda o engenho de farinha manipulado de forma artesanal e onde são produzidos alguns produtos comercializados no turismo, como o chips de mandioca e a própria farinha.

A vivência permitiu conhecer informalmente a comunidade e seus anseios e necessidades, que futuramente aparecerão em resultados empíricos através da Tese de Doutorado.

## **CONCLUSÃO**

Com o primeiro contato feito na comunidade de Rio Sagrado e conhecendo sua história, observou-se que a tecnologia da informação aplicada de forma adequada poderá auxiliar muito a região. Notou-se que um critério relevante é o acesso a Internet, que hoje é extremamente precário. Com isso, aponta-se para a possibilidade de criação de um Telecentro Comunitário, no mesmo local onde já existe a biblioteca e a cozinha comunitária. Com o acesso da população a um Telecentro de forma gratuita e Internet de alta velocidade, será possível desenvolver várias áreas, como saúde, educação e turismo, tornando os nativos da



localidade mais confiantes para cuidar e proteger esse patrimônio verde, explorando-o de forma sustentável.

*Comentários:*

1. *O uso do termo “evolução tecnológica” pode ser discutido e justificado. Pode-se, de forma opcional, utilizar o termo “opção tecnológica”, onde fica mais evidente que independentemente do que se chame de “evolução”, os atores fazem “opções”.*
2. *Como o texto está mais próximo de um “projeto de pesquisa”, seria interessante evidenciar as questões de pesquisa e as hipóteses. A evidência das hipóteses facilita inclusive a compreensão do campo teórico a que o trabalho irá se enquadrar.*

**REFERÊNCIAS.**

BALTZAN, P. **Sistemas de Informação**. Porto Alegre: AMGH, 2012.

HIRD, G. **Green IT in Practice**: how one company is approaching the greening of its IT. Reino Unido: IT Governance Ltd, 2008.

SAMPAIO, C; HENRÍQUEZ, C; MANSUR, C. **Turismo comunitário, solidário e sustentável: da crítica às ideias e das ideias à prática**. Blumenau: Edifurb, 2011.



## **VERIFICAÇÃO DA OCORRÊNCIA DE ALGAS CIANOFÍTICAS EM ÁGUA DE DESEDENTAÇÃO DE BOVINOS CRIADOS EXTENSIVAMENTE**

Ariane Carrascossi da Silva<sup>1</sup>; Iveraldo dos Santos Dutra<sup>2</sup>; Juliana Albarracín García<sup>3</sup>; Marcelo José Martini Bartholomei<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Bióloga, Faculdade de Medicina Veterinária de Araçatuba – UNESP - arianecarrascossi@gmail.com.

<sup>2</sup>Médico Veterinário, Faculdade de Medicina Veterinária de Araçatuba – UNESP.

<sup>3</sup>Bióloga, Faculdade de Medicina Veterinária de Araçatuba – UNESP.

<sup>4</sup>Biólogo, Faculdade de Medicina Veterinária de Araçatuba – UNESP.

### **RESUMO**

A presença de cianobactérias patogênicas na água de dessedentação bovina tem como consequência danos à saúde dos animais. O objetivo foi verificar a presença dessas e descrever alguns parâmetros físico-químicos. As análises foram feitas através de microscópicos ópticos e equipamentos próprios para os parâmetros. A presença de cianotoxinas revela a possibilidade de ocorrência de problemas sanitários nos bovinos.

**PALAVRAS-CHAVE:** água, eutrofização, cianobactérias, cianotoxinas.

### **ABSTRACT**

The presence of cyanobacteria pathogenic in watering bovine results in damage to the health of animals. The objective was to verify the presence of these and describe some physicochemical parameters. The analyzes were performed by optical microscopic and equipment for specific parameters. The presence of cyanotoxins reveals the possibility of health problems in bovine.

**KEYWORDS:** water, eutrophication, cyanobacteria, cyanotoxins.

### **INTRODUÇÃO**

Uma das preocupações ambientais associada à degradação da qualidade da água é com o processo de eutrofização. Os impactos causados nos ecossistemas aquáticos induzem a ocorrência da eutrofização, enriquecimento artificial ocasionado pelo aumento das concentrações de nutrientes (principalmente nitrogenados e fosfatados), resultando num aumento dos processos naturais da produção biológica (VEIGA, 2011). Segundo Jardim et al. (2007) essa constatação, associada às elevadas temperaturas com longos períodos de estiagem, propiciam uma maior concentração desses nutrientes, enquanto que Molica (1996) acrescenta outros fatores como níveis altos de radiação e pH neutroalcalino. Conforme Assis (2006), a eutrofização produz um intenso crescimento biológico (florações) de uma comunidade fitoplanctônica, geralmente com predominância das cianobactérias em relação às demais espécies de algas. Algumas das florações de cianobactérias provocam alterações no



gosto da água, redução do oxigênio dissolvido, além da liberação de toxinas prejudiciais à saúde humana e animal. Há vários registros de morte por envenenamento de bovinos, cavalos, porcos, ovelhas, cães, peixes e invertebrados, pela ingestão ou contato com essas florações tóxicas (CARMICHAEL, 1994; FALCONER, 1999). Na produção animal, estudos que relacionam as ocorrências de contaminação por cianobactérias são escassos, embora não se tenha relato a associação de problemas sanitários em bovinos no país à ocorrência de cianobactérias. A presença dos micro-organismos, das suas florações e das condições epidemiológicas favoráveis nos sistemas de produção de bovinos indica a necessidade de se dar atenção maior à questão.

## **OBJETIVO**

Verificar a presença de cianobactérias em cacimbas de água utilizadas para a dessedentação de bovinos em propriedades rurais localizadas nos municípios de Brasilândia (MS), Guararapes (SP), Lavínia (SP), Nova Crixás (GO) e Aruanã (GO), e descrever alguns parâmetros físico-químicos (pH, temperatura e oxigênio dissolvido) das águas coletadas dessas cacimbas.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

As coletas foram realizadas em propriedades rurais com criações de bovinos localizadas nos municípios de Brasilândia (MS), Guararapes (SP), Lavínia (SP) e em cidades do Estado de Goiás (GO). Das amostras de água que foram retiradas das cacimbas foram analisados o pH, a temperatura e o oxigênio dissolvido (OD). O pH e a temperatura foram medidos com o pHmetro da marca pHTek dentro da própria cacimba de água. Para a análise da quantidade de OD foram feitas coletas com frascos para demanda biológica de oxigênio (DBO) e as amostras foram mantidas sob refrigeração, em caixa de isopor com gelo, até o seu processamento em laboratório. Para a análise de OD das amostras de água colocadas em frascos de DBO, foram adicionados 2mL de sulfato de manganês, mergulhando-se a ponta da pipeta no interior do líquido, em seguida o frasco foi agitado para a homogeneização da mistura, seguindo-se a adição de 2mL de solução alcalina de iodeto-azida; novamente a mistura foi agitada por inversões sucessivas, em seguida, a mistura foi decantada por precipitação por 3 minutos, logo após foi adicionado 2mL de ácido sulfúrico concentrado,



agitando-se novamente como descrito anteriormente. Após essas etapas, mediu-se no cilindro graduado 200mL do líquido e introduziu-se o mesmo em um Erlenmeyer de 500mL, titulando-se com o reagente tiosulfato de sódio 0,025N até o aparecimento de uma cor amarelo palha; a seguir, foram adicionadas 5 gotas de amido, houve o aparecimento de uma cor azul, a titulação continuou até a viragem para incolor. O valor total do OD foi anotado conforme o gasto do tiosulfato usado no procedimento. Para a análise qualitativa, as coletas foram manuais, com o emprego de garrafas do tipo âmbar de 1L, coletando-se as amostras sempre que possível 20cm abaixo da superfície da água. O reagente lugol foi utilizado para a preservação das amostras, onde para cada 100mL de amostra de água foi adicionado 1,0mL do reagente. A identificação das cianobactérias foi realizada através de exame microscópico utilizando o aumento de 40x para alguns tipos de algas e cianobactérias e, para a visualização das microcistinas, utilizou-se o aumento de 100x com a aplicação do óleo de imersão. O procedimento para a visualização das algas e cianobactérias no microscópio óptico foi com o uso de lâminas, em cada qual foi colocada uma gota da água da amostra no seu centro, cobrindo-a com a lamínula, fazendo 10 repetições de cada amostra.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

As amostras de água coletadas de cacimbas eram provenientes de precipitação pluviométrica e as mesmas foram construídas para a contenção de erosão (propriedades rurais no Estado de São Paulo) ou para utilização como bebedouro de bovinos (propriedades rurais situadas no Estado do Mato Grosso do Sul e Goiás). Em nenhuma das cacimbas da propriedade rural situada em Brasilândia (MS) havia cochos por perto e nem presença de alimentos dentro d'água, porém, em duas dessas cacimbas havia a presença de fezes bovinas; isso se deve ao fato dos animais entrarem para beberem água, nessa situação, eles podem defecar ou urinar dentro da mesma (Figura 1). Contudo, em nenhuma das cacimbas havia a presença visível de floração.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**



Figura 1. Bovinos dentro da cacimba em propriedade rural localizada no município de Brasilândia (MS).



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Na primeira cacimba, associada à ocorrência de problemas sanitários em bovinos em anos anteriores (Figura 2), foi observada a presença de uma coloração esverdeada ao redor da coleção de água (Figura 3). Essa capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias (FUNASA, 2003). Diversas espécies vivem em solos e rochas desempenhando importante papel nos processos funcionais do ecossistema e na ciclagem de nutrientes. Entretanto, ambientes de água doce são os mais importantes para o crescimento de cianobactérias, visto que a maioria das espécies apresenta um melhor crescimento em águas neutroalcalinas (pH 6-9), temperatura entre 15-30°C e alta concentração de nutrientes (AZEVEDO, 2011).



Figura 2. Cacimba da Fazenda C.A., Brasilândia (MS), associada a episódios de problemas sanitários em bovinos em anos anteriores.



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental

Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo



Figura 3. Amostra do solo com material de coloração esverdeada, observada nas proximidades da borda da cacimba empregada na dessedentação de bovinos. Fazenda C.A., Brasilândia (MS).

Nessa situação, devido ao tipo de construção, com os animais tendo acesso ao interior das cacimbas, possibilita defecarem e urinarem no seu interior, o que favorece a criação de condições para a proliferação de cianobactérias ou algas. Mesmo em coleções de água transparentes pode-se encontrar cianobactérias, motivo pelo qual foram examinadas amostras desses bebedouros. Nas amostras de água dos animais na Fazenda C.A., Brasilândia (MS), foi possível caracterizar a presença de *Merismopedia* e *Microcystis*, além de outras sem significado potencial (Tabela 1).



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**  
**Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Tabela 1. Gêneros de cianobactérias presentes em amostras de água da Fazenda C.A., Brasilândia (MS).

REINO	FILO	GÊNERO
Monera	Cyanophyta	<i>Merismopedia</i>
		<i>Microcystis</i>
	<i>Navicula</i>	
Plantae	Bacillariophyta	<i>Pinnularia</i>
	Chlorophyta	<i>Stauroneis</i>
		<i>Scenedesmus</i>
Protista	Chlorophyta	<i>Spirogyra</i>
		<i>Closterium</i>
	Euglenozoa	<i>Pediastrum</i>
		<i>Euglena</i>

As cianobactérias do gênero *Merismopedia* produzem lipopolissacarídeos que são conhecidos por irritarem a pele sendo, portanto, uma dermatotoxina e podendo também causar distúrbios gastrointestinais (BUKHARIN et al., 2001). As microcistinas são heptapeptídeos cíclicos que podem ser sintetizados por vários gêneros de cianobactérias tais como *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Anabaena*, que podem contaminar águas para consumo humano e prejudicar os organismos aquáticos. A microcistina é a hepatotoxina mais estudada dentre as cianotoxinas (BISHOP et al., 1959). As variáveis abióticas das cacimbas da Fazenda C.A. apresentaram os seguintes valores médios: pH 7,4, temperatura de 32,6°C e OD de 8,3 mg/L (Tabela 2).

Tabela 2. Variáveis abióticas das amostras de água obtidas de cacimbas e bebedouros da Fazenda C.A., Brasilândia (MS).

	Parâmetros	Valores
<b>Cacimba 1</b>	pH	7,6
	Temperatura	34°C
	OD (mg/L)	9,1
<b>Cacimba 2</b>	pH	7,2
	Temperatura	31°C
	OD (mg/L)	7,8



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

<b>Cacimba 3</b>	pH	7,4
	Temperatura	33°C
	OD (mg/L)	8,2

Essas variáveis representam um potencial favorável para a rápida proliferação de algas e cianobactérias. Além disso, pH neutroalcalino e temperaturas acima de 20°C também favorecem a ocorrência de florações nos ecossistemas aquáticos (CHORUS; BARTRAM 1999). Na Fazenda S.H.R.V., localizada no município de Guararapes (SP), não foram encontradas cianobactérias consideradas potencialmente problemáticas para a saúde bovina (Tabela 3). Os valores abióticos estão registrados na Tabela 4.

**Tabela 3.** Gêneros de algas encontrados na Fazenda S.H.R.V., Guararapes (SP)

<b>REINO</b>	<b>FILO</b>	<b>GÊNERO</b>
Plantae	Charophyta	<i>Hyalotheca</i> <i>Spondylosium</i>
		<i>Closterium</i>
		<i>Micrasteria</i>
Protista	Chlorophyta	<i>Pediastrum</i> <i>Spirogyra</i> <i>Zygnema</i>

**Tabela 4 –** Variáveis abióticas das cinco cacimbas da Fazenda S.H.R.V., Guararapes (SP)

<b>Cacimba nº</b>	<b>Parâmetros</b>	<b>Valores</b>
1	pH	7,6
	Temperatura	31°C
	OD (mg/L)	8,5
2	pH	9,7
	Temperatura	32°C
	OD (mg/L)	9,2



	pH	7,7
3	Temperatura	32°C
	OD (mg/L)	30
	pH	8,5
4	Temperatura	33°C
	OD (mg/L)	10
	pH	7,7
5	Temperatura	33°C
	OD (mg/L)	30

Esses valores, comparados com os valores das cacimbas da Fazenda C.A. indicam que essas bacias também estão com potencial para ocorrência do processo de eutrofização e, como consequência, para a multiplicação das cianobactérias, ou seja, valor de pH neutroalcalino e alta temperatura. Mesmo se algumas cacimbas apresentarem valores com alta concentração de OD, podem também indicar que o ambiente esteja eutrofizado, ou seja, uma água eutrofizada pode apresentar concentrações de oxigênio bem superiores a 10mg/L, mesmo em temperaturas superiores a 20°C, caracterizando uma situação de supersaturação. Isto ocorre principalmente em locais de baixa velocidade da água, na qual chegam a se formar crostas verdes de algas à superfície (BRAILE; CAVALCANTI, 1993). A presença de *Microcystis* em processo de floração característico foi observada na Fazenda S.P., localizada no município de Lavínia (SP) (Figura 4 A, B e C).



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**



Figura 4. (A, B e C): Floração visível de *Microcystis* em cacimba empregada na dessedentação de bovinos na Fazenda S.P., Lavínia (SP).



Este gênero de cianobactéria produz a microcistina. A sua presença está associada comumente à presença de floração por esta cianobactéria, principalmente quando ela forma espuma na superfície da água. Desta forma, a formação de espuma pode ser usada como um indicativo de microcistina, mas a ausência de espuma não quer dizer ausência de cianotoxinas ou mesmo de suas toxinas, pois os outros tipos de cianobactérias produtoras de microcistinas podem estar presentes, como no caso das cianobactérias *Planktothrix agardhii* e *P. rubescens* (FASTNER et al., 1999). Nesta propriedade, a presença da floração ocorreu em um período de aproximadamente uma semana, coincidindo com a retirada dos animais que estavam na pastagem. Após este período a cacimba secou, o que eliminou temporariamente a possibilidade de ocorrência de problema sanitário nos bovinos. Nas propriedades de Goiás (GO), com 10 amostras coletadas de 2 municípios, não foram detectadas nenhuma alga e nenhuma cianobactéria; esse fato pode ter ocorrido devido à quantidade de lugol utilizada ou por motivos desconhecidos, portanto, neste caso, deve ser feito um aprofundamento nas pesquisas futuras, podendo-se estudar o solo, e também indicadores de água.

## **CONCLUSÃO**

A presença de cianobactérias classificadas como patogênicas, *Merismopedia* e *Microcystis*, indica a possibilidade da ocorrência de problemas sanitários nas propriedades rurais nas quais os bovinos são mantidos em sistemas de produção em que a água de dessedentação esteja contaminada. Os parâmetros físico-químicos também tiveram grande importância para compreender que os valores obtidos têm relação com ocorrência do processo de eutrofização.

## **REFERÊNCIAS.**

**ASSIS, R. S. S. de Remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas por flotação por ar dissolvido - estudo em escala de bancada utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes.** Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2006, 119 p.

**AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública.** Disponível em:

<[http://www.medonline.com.br/med\\_ed/med3/microcis.htm](http://www.medonline.com.br/med_ed/med3/microcis.htm)>. Acesso em: 09 abr. 2011.



BISHOP, C. T.; ANET, E. F. L. J.; GORHAM, P. R. Isolation and identification of the fast-death factor in *Mycrocystis aeruginosa* NRC-1. **Can. J. Biochem. Physiol.**, v. 37, n. 3, p. 437-453, 1959.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo, CETESB, 1993.

BUKHARIN, O. V.; NEMTSEVA, N. V.; SHABANOV, S. V.; PLOTNIKOV, A. O. Atividade antilisozima como um fator de sobrevivência de algas em biocenoses aquáticas. **Rus. J. of Ecology**, v. 32, n. 2, p. 94-97, 2001.

CARMICHAEL, W. W. The toxins of cyanobacteria. **Scientific American**, v. 270, n. 1, p. 78-86, 1994.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. E&FN Spon – New York, 1999, 416 p.

FALCONER, I. R. An overview of problem caused by toxic blue-green algae (Cyanobacteria) in drinking and recreational water. **Environ. Toxic.**, v.14, n. 1, p. 5–12, feb. 1999.

FASTNER, J.; Erhard, M.; Carmichael, W. W.; Sun, F.; Rinehart, K. L.; Ronicke, H.; Chorus, I. Characterization and diversity of microcystins in natural blooms and strains of the genera *Microcystis* and *Planktothrix* from German freshwaters. **Arch. Hydrobiol.**, v. 145, p. 147-163, 1999.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. 2003, 56p.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

JARDIM, F. A.; Moreira, A. A.; Santos, D. M.; Pimenta, M. C. A.; Giani, A. Avaliação química das florações de cianobactérias - Uma ferramenta útil para o monitoramento. In: **24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, Belo Horizonte, MG: Abes - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1–8, 2007.

MOLICA, R. J. R. **Efeitos da intensidade luminosa no crescimento e produção de microcistinas em duas cepas de *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend. Elenkin (Cyanophyceae).** Dissertação de Mestrado. Centro de Ciências da Saúde. Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia Vegetal. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1996, 88 p.

VEIGA, N. C. de A. R. **Cianobactéria tóxica na água para consumo humano.** Disponível em:

<[http://www.viannajr.edu.br/site/menu/publicacoes/publicacao\\_tecnologos/artigos/edicao4/Artigo5.pdf](http://www.viannajr.edu.br/site/menu/publicacoes/publicacao_tecnologos/artigos/edicao4/Artigo5.pdf)>. Acesso em: 10 mar. 2011.



## CEMITÉRIOS E SEU POTENCIAL POLUIDOR: ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE BANDEIRANTES/PR

Diego Contiero da Silva<sup>1</sup>; Teresinha Esteves da Silveira Reis <sup>2</sup>; Armando Castello Branco Jr.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Biólogo Mestrando em Agronomia, Universidade Estadual do Norte do Paraná – diego.contiero@uenp.edu.br.

<sup>2</sup>Engenheira Agrônoma Doutora em Agronomia, Universidade Estadual do Norte do Paraná.

<sup>3</sup>Biólogo Doutor em Parasitologia, Faculdades Integradas de Ourinhos.

### RESUMO

Várias atividades humanas são causadoras de problemas ambientais e a sociedade vem tentando combater isso. Os cemitérios são um exemplo de atividade que causa danos ao ambiente e põem em risco a saúde pública. Consequências como a poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas são encontrados em vários estudos realizados pelo Brasil. O presente trabalho fala sobre o potencial poluidor do Cemitério Municipal de Bandeirantes/PR.

**PALAVRAS-CHAVE:** cemitérios, necrochorume, potencial poluidor.

### ABSTRACT

Several human activities are causing environmental problems and society has been trying to fight this. Cemeteries are an example of activity what causes environment damages and endanger the public health care system. Consequences like soil pollution, surface and underground water are found in several studies performed in Brazil. The present paper talks about the pollution potential of Municipal Cemetery of Bandeirantes/PR.

**KEY WORDS:** Cemetery, leachate, pollution potential.

### INTRODUÇÃO

Depois de morto, o corpo humano se transforma em um ecossistema diversificado. Considerando os cemitérios como depositórios de cadáveres, tem-se que apresentam riscos que exigem cuidados para sua implantação. (MATOS, 2001)

Barbosa e Coelho (2011) citam três fatores que devem existir para o risco ambiental: a fonte de contaminação, o alvo e os caminhos da contaminação até o alvo.

Os cemitérios são fontes de impactos ambientais, quanto ao risco de contaminação das águas por microorganismos que proliferam durante os processos de decomposição dos corpos. Esta água contaminada, por sua vez, acaba sendo utilizada pela população (FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE, 2007).



O contaminante proveniente dos cemitérios é o necrochorume, produto da decomposição dos corpos, constituído por 60% de água, 30% de sais minerais e 10% de substâncias orgânicas (SILVA, 1996).

As águas subterrâneas representam 22% de toda água doce no planeta. Com a população seis vezes maior e o consumo de água doce no planeta triplicado, os recursos hídricos estão com sua qualidade comprometida e como consequência, a utilização das águas subterrâneas vem aumentando (VASCONCELOS et al., 2006).

Assim, considerando-se a relevância do licenciamento ambiental de cemitérios para a proteção do meio ambiente e da saúde da população do município, este trabalho tem por objetivo realizar o diagnóstico do cemitério do município de Bandeirantes/PR quanto ao seu potencial como fonte poluidora e avaliar a situação de atendimento legal em termos ambientais.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

Foram feitas visitas técnicas ao cemitério municipal de Bandeirantes, no norte pioneiro do Estado do Paraná, assim como entrevistas com funcionários do cemitério. Os dados técnicos foram obtidos com o responsável pelo cemitério e com as regionais do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) de Jacarezinho e Cornélio Procópio que abrangem a região do Norte Pioneiro do Paraná.

## **RESULTADOS**

O município de Bandeirantes, localizado no norte pioneiro do Paraná, tem cerca de 32.000 habitantes em um território de 445 km<sup>2</sup> (IBGE, 2010).

Os solos da região de estudo, segundo a EMBRAPA (1999), são o Latossolo Vermelho eutroférico, o Nitossolo eutroférico, os Chernossolos e Neossolos litólicos. de Bandeirantes (fig. 1) está no local há 60 anos. Neste local estão sepultadas O Cemitério Municipal atualmente 23.254 pessoas.



## Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo



Figura 1. Foto Aérea do Cemitério de Bandeirantes/ PR e seu entorno.

Fonte: Google Earth (2011)

O cemitério ocupa uma área aproximada de 55.000,00 m<sup>2</sup>, foi construído em uma área de relevo com uma parte mais alta e outra mais baixa, favorecendo o escoamento da água e a formação de enxurradas (fig. 2).

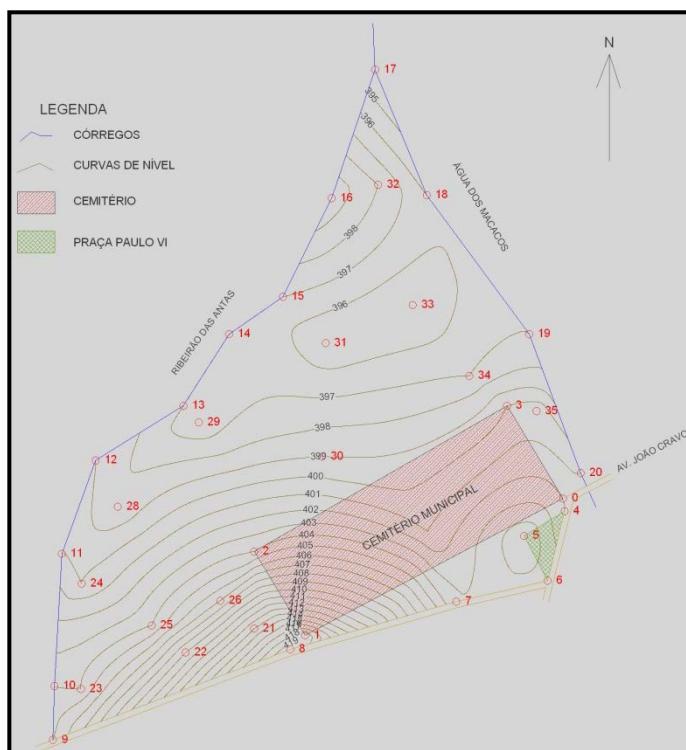


Figura 2. Mapa Planialtimétrico do cemitério de Bandeirantes, Paraná

Considerando os dados do Instituto Ambiental do Paraná, regional Cornélio Procópio e regional Jacarezinho sobre os cemitérios nos municípios sob sua jurisdição, tem-se que não há regularização de cemitério algum quanto ao licenciamento ambiental.



Segundo a administradora do cemitério, ocorrem 25 sepultamentos por mês, o que acarreta 300 sepultamentos por ano.

Considerando-se que um corpo médio de 70 kg pode produzir 30 a 40 litros de necrochorume (MATOS, 2001), estima-se que estão sendo gerados nove mil litros de necrochorume no cemitério por ano.

Maiores estudos são necessários para a correta avaliação de uma contaminação dos mananciais no entorno do cemitério. Salienta-se que o poder público municipal foi notificado sobre a possível contaminação e a construção de poços de monitoramento. Infelizmente não foi tomada medida alguma para sua viabilização.

## **CONCLUSÕES**

Os resultados obtidos, no presente trabalho, permitem as seguintes conclusões:

- 1- O não atendimento aos quesitos legais de licenciamento de cemitérios é uma realidade em todos os municípios do Norte Pioneiro do Paraná, inclusive quanto ao cemitério de Bandeirantes/PR;
- 2- O necrochorume é um agente poluidor tanto do solo quanto de águas subterrâneas e superficiais;
- 3- O correto planejamento de cemitérios observando fatores como proximidade a cursos d'água e tipo de solo contribui de tal forma que áreas vulneráveis não sejam selecionadas para tais empreendimentos;
- 4- O relevo planialtimétrico do cemitério de Bandeirantes/PR sugere que um grande número de sepultamentos, nos últimos 60 anos, ocorreu em área de alta e extrema vulnerabilidade ambiental;
- 5- A vulnerabilidade das áreas de sepultamento associada ao volume estimado de necrochorume gerado por ano sugere que haja contaminação do entorno do cemitério, inclusive de águas superficiais e subterrâneas;
- 6- Estudos são necessários para corroborar a hipótese levantada no presente trabalho.



## Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental

Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

### REFERÊNCIAS

BARBOSA, M. C; COELHO, H. **Impacto ambiental dos cemitérios horizontais e sua relação com o controle sanitário nas áreas urbanas.** In: <<http://www.biossegurancahospitalar.com.br/files/ImAmbCem>> Acesso em 06 jan. 2011.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: **Embrapa Produção da Informação**; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999.

FUNASA. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Cemitérios como Fonte Potencial de Contaminação das Águas Subterrâneas Região de Cuiabá e Várzea Grande (MT) - Relatório Final**, 2007.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, **Informações Municipais.** In: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>> Acesso em: 19 de Abril de 2010.

MATOS, B. A. **Avaliação da ocorrência e do transporte de Microorganismos no Aquífero Freático no cemitério de Vila Nova Cachoeirinha Município de São Paulo.** 2001.p Tese (Doutorado em Geologia), Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências, São Paulo.

SILVA, L. M. **A influência dos Cemitérios no Meio Ambiente** – Universidade São Judas Tadeu – Faculdade de Tecnologia e Ciências Exatas – Engenharia Civil - São Paulo, 1996.

VASCONCELOS, U; ANDRADE LIMA, M.A.G; MEDEIROS, L.V; CALAZANS, G.M.T. Evidência do antagonismo entre *Pseudomonas aeruginosa* sobre bactérias indicadoras de contaminação fecal da água. **Revista Higiene Alimentar**, São Paulo, v. 20, n. 140, p. 127-131, abr. 2006.



EFEITOS DA INTEGRAÇÃO AO MERCADO DE PRODUTOS FLORESTAIS NÃO MAIDEIREIROS (PFNM) SOBRE A DEPENDÊNCIA DESSES PRODUTOS PARA A ALIMENTAÇÃO DE QUATRO SOCIEDADES AMAZÔNICAS DO BRASIL E DA BOLÍVIA

Laize Sampaio Chagas e Silva<sup>1</sup>; Carla Morsello<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Mestranda do Programa de Ciência Ambiental, PROCAM/USP – laizesampaio@usp.br.

<sup>2</sup>Professora Doutora da Escola de Artes, Ciências e Humanidades, EACH/PROCAM/USP.

## RESUMO

Este artigo avalia os efeitos da integração ao mercado de produtos florestais não madeireiros (PFNM) sobre a dependência desses produtos para a alimentação<sup>5</sup> de 156 unidades domésticas, pertencentes a quatro sociedades da Amazônia brasileira e boliviana. Para isso, os dados deste estudo foram coletados entre os anos de 2002 a 2005, por meio de técnicas de *survey* e observações sistemáticas direta (*weigh day, time allocation*). Os resultados demonstraram que os PFNM contribuem com 13% da renda monetária total e com 10% da renda de subsistência total. Foi identificado também que as unidades domésticas com menor renda monetária dependem mais dos PFNM para o seu consumo. Além disso, unidades domésticas mais integradas ao mercado, tendem a diminuir seu consumo de PFNM. Essas evidências contribuem com os estudos de pobreza, conservação e dependência de recursos naturais entre as populações de regiões florestadas. Estes resultados, juntamente com outros estudos já realizados, podem colaborar com a formulação de políticas públicas voltadas a estas populações.

**PALAVRAS-CHAVE:** produtos florestais não madeireiros, dependência, mercado, unidades domésticas, Amazônia.

## ABSTRACT

This paper access the effects of the integration of non-timber forest products (NTFP) market on the dependency of these products for subsistence of 156 households from 4 communities from Brazilian and Colombian Amazon. Data were collected between 2002 and 2005, using the following technics: survey, weigh day and time allocation. The results show that NTFPs contribute with 13% of the total income and with 10% of the subsistence income. They also show that the poorest households rely more on the NTFPs. Furthermore, the households with higher levels of market integration, tend to have lower levels of NTFP consumption. These evidences contribute to the studies about poverty, conservation and natural resources dependency of inhabitants of forested areas. These results combined with previous studies can help with the development of public policies for these communities.

**KEYWORDS:** non-timber forest products, reliance, market, household, Amazonia.

<sup>5</sup>As variáveis na categoria principal de análise deste estudo: Alimentação. Estão sendo criadas no banco de dados e, portanto, os resultados apresentados aqui são parciais e preliminares, eles provêm de análises de dados de consumo de PFNM (alimento, construção e manufatura, instrumentos de subsistência e cuidados pessoais).



## INTRODUÇÃO

Produtos florestais não madeireiros (PFNM) são definidos de forma simplificada como aqueles que não têm origem na madeira (FAO, 1994). Para alguns estudiosos, são somente os produtos de origem vegetal e, portanto, frutos, amêndoas, sementes, exsudatos, folhas, dentre outros (TEDDER; MITCHELL, 2002; HEUBACH et al., 2011), enquanto que outros autores incluem nesta lista produtos de origem animal como, por exemplo, caça e mel (ROS-TONEN; WIERSUM, 2003; CIFOR, 2011). Até a década de 80, os PFNM eram considerados erroneamente como produtos menores, de baixa importância econômica mesmo para os habitantes de áreas florestais (PETERS et al., 1989). Essa interpretação incorreta derivava da não incorporação nos cálculos da importância destes produtos para o próprio uso, ou seja, a subsistência das populações, habitantes de áreas florestadas, muito embora esses produtos contribuam significativamente para a redução dos índices de pobreza, desigualdade de renda e servem como salvaguarda (*safety net*) quando outras atividades geradoras de renda estão indisponíveis (SHACKLETON et al., 2007; HEUBACH et al., 2011). Estimar o valor tanto em termos monetários quanto de uso dos produtos da floresta passou a ser considerado importante para fornecer uma medida realista da pobreza rural e do nível de dependência que existe dos recursos florestais (DELANG, 2006; BABULO et al., 2007). Pois incorporar no cálculo da renda rural apenas o retorno da agricultura e criação de animais mostrou trazer uma visão distorcida da realidade. Por exemplo, em estudo de Babulo et al. (2007) realizado no Norte da Etiópia com 360 *households*, pertencentes a 12 comunidades rurais, encontraram em suas análises que ao incorporar a renda florestal na renda rural, a contribuição percentual desta última na renda total das famílias estudadas passaria de 32% para 47%. Dessa forma, a incorporação da renda florestal nos estudos de contribuição econômica dos recursos florestais no modo de vida de população que vivem dentro ou próximos a região de floresta, auxilia na redução das medidas de pobreza e desigualdade de renda entre essas populações. Atualmente, o acúmulo de estudos mostra que habitantes de áreas rurais possuem grande dependência de PFNM, embora esses produtos sejam importantes até mesmo para populações de áreas peri-urbanas e urbanas (LEWIS, 2008). Estima-se que cerca de um bilhão de pessoas no mundo dependam destes produtos (KAMANGA et al., 2009; YEMIRU et al., 2010), como fonte de renda monetária ou de subsistência (SHACKLETON; SHACKLETON, 2006). Contudo, o nível de dependência de PFNM varia entre as populações, famílias e indivíduos, a depender



de fatores diversos, como o acesso a outras fontes de renda monetária que pode influenciar a dependência por PFNM. Por exemplo, a renda monetária advinda de PFNM pode ser baixa, ou contribuir com uma porcentagem menor da renda total, no caso daquelas famílias rurais com fontes diversificadas e que priorizam a agricultura ou à criação de animais (ZENTENO et al., 2013). Assim como ocorre a variação da renda total, ocorre também variação no uso dos PFNM para a subsistência em diferentes regiões, por exemplo, entre as famílias que habitam as regiões da América Central e Norte da África, a categoria de subsistência “preparação de alimento” foi a mais consumida, seguida pela a de alimentação e medicamento tradicional (MAMO et al., 2007; CÓRDOVA et al., 2013). Enquanto que famílias do Sudeste da África dependiam mais da categoria “lenha” para a sua subsistência (KAMANGA et al., 2009). A renda tanto de subsistência quanto monetária proveniente dos PFNM pode ser influenciada pelo nível de riqueza das famílias. Em geral, estudiosos mostram que as famílias mais pobres dependem mais dos PFNM para a subsistência do que aquelas mais ricas (MAMO et al., 2007, KAMANGA et al., 2009; HEUBACH et al., 2011). Por exemplo, em famílias habitantes de comunidades da Etiópia, a porcentagem de renda advinda de PFNM para a subsistência foi de 28% para os mais pobres contra 11% nos mais ricos (ASFAW et al., 2013). Contudo, no caso da renda monetária proveniente destes produtos, ela pode ser alta para aquelas famílias que possuem capital e tecnologias necessárias ao acesso e processamento dos PFNM, em detrimento de famílias mais pobres desprovidas desses insumos (CÓRDOVA et al., 2013). No nível dos indivíduos, existe variação na dependência de PFNM segundo o gênero e a idade. Em relação ao gênero, homens tendem a ganhar mais em termos absolutos com a venda de PFNM do que as mulheres, pois em algumas sociedades, os homens ficam responsáveis por coletar, processar e comercializar produtos de maior valor comercial, enquanto as mulheres coletam produtos destinados, em sua maioria, a alimentação e vendem os excedentes, que em muitos casos têm baixo valor comercial (ASFAW et al., 2013). Embora as mulheres não tenham melhor remuneração e não possua o controle da renda gerada com os PFNM, tarefa muitas vezes subordinada aos homens (NEUMANN; HIRSCH, 2000; AWONO et al., 2010). A comercialização de PFNM pode permitir a inserção de mulheres no mercado de PFNM, aumentando assim o empoderamento feminino no ambiente rural, bem como sua dependência de PFNM (NEWTON et al., 2006). Quanto à idade, indivíduos mais velhos de uma unidade doméstica, podem ter maior conhecimento de PFNM,



quanto a sua extração e utilização adequadas. Além de esses indivíduos servirem como transmissores de conhecimento dentro de suas unidades domésticas, eles podem se envolver na extração de PFNM, uma vez que esta atividade de renda requer habilidades físicas relativamente baixas. Assim, pode-se crer que indivíduos mais velhos dependem mais de PFNM que àqueles mais novos (HEUBACH et al., 2011). Outro fator que pode afetar a dependência de PFNM é o acesso ao mercado. Este acesso pode influenciar tanto a renda monetária advinda dos PFNM, quanto o uso destes produtos para subsistência. Por um lado, maior acesso ao mercado pode estar associado a maior renda monetária de PFNM (GODOY et al., 1995). Quando famílias extrativistas estão próximas a grandes centros consumidores, a renda monetária de PFNM pode ser mais significativa, pois, além do produto ser mais valorizado, os custos de transporte serão menores e a qualidade de produtos perecíveis será melhor garantida (ANDERSON; IORIS, 1992). Por outro lado, a maior participação de populações ao mercado de PFNM pode afetar suas relações com a floresta. O aumento da produção comercial pode vir acompanhado de uma queda na produção para a subsistência, porque o tempo alocado na coleta comercial pode, proporcionalmente, diminuir o alocado na coleta de subsistência (SIERRA et al., 1999). Dessa forma, o consumo de PFNM também pode ser afetado. Em especial, os hábitos alimentares podem ser modificados com o maior acesso à renda monetária (PYHALA et al, 2006). Heubach et al. (2011) identificaram, em estudo com diversos grupos étnicos do Oeste da África, que famílias com menor renda monetária dependiam mais dos PFNM, especificamente, de seu uso para a alimentação. Baseando-se neste contexto, este artigo tem por objetivo apresentar resultados parciais e preliminares da avaliação dos efeitos da integração ao mercado sobre a dependência das unidades domésticas de PFNM e, em particular em relação ao consumo de PFNM para a própria alimentação. A hipótese a ser testada é a de que: *famílias com menor renda monetária de PFNM tendem a depender com maior frequência destes produtos para a sua própria alimentação, pois dispõem de menos recursos monetários para substituir tais produtos por aqueles industrializados.* Os resultados deste estudo são relevantes, pois, apesar das diversas evidências sobre os efeitos da integração ao mercado na renda monetária de PFNM (GODOY et al., 1995; SIERRA et al., 1999; DELANG, 2006; BABULO et al., 2007; ILLUKPITIYA; YANAGIDA, 2010), poucos estudos avaliam os efeitos no consumo para a alimentação. Essa informação é, todavia, relevante devido a diversos estudos que abordam desigualdade de



renda e pobreza entre as populações que habitam regiões florestadas e dependem destas para a sua sobrevivência (BABULO et al., 2007; KAMANGA et al., 2009; CAVENDISH, 2000). Dessa forma, este estudo busca colaborar com a literatura sobre dependência de PFNM.

## ÁREAS DE ESTUDO

As comunidades caboclas e indígenas estudadas (Asuriní do Koatinemo, Araweté do Ipixuna, Pupuaí, Roque, San Antonio e Yaranda), habitam regiões distintas da Amazônia (Figura 1), pertencem a etnias diversas e falam idiomas diferentes, porém são semelhantes quanto à forma de utilização dos recursos naturais. Todas baseiam suas atividades econômicas especialmente na caça, pesca, coleta e agricultura de corte-e-queima. Além dessas atividades, as comunidades possuem algumas fontes de renda monetária, como a venda de excedentes de produtos agrícolas e florestais, o trabalho remunerado e transferências monetárias por parte do governo. No entanto, todas são comunidades pouco integradas à economia de mercado, as quais compartilham organização e estrutura sociais baseadas no parentesco, e são sociedades bastante igualitárias (MORSELLO, 2011).

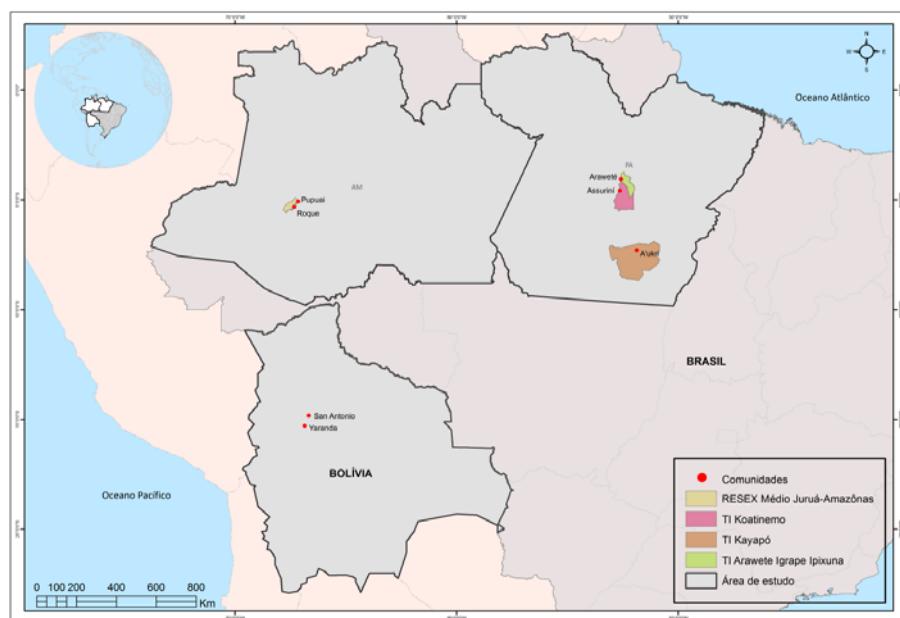


Figura 1. Mapa de localização das áreas de estudo.



## MÉTODOS

Para caracterizar a coleta e o destino dos PFNM coletados, foram utilizados dados de 156 unidades domésticas das seis comunidades, cuja forma de amostragem é apresentada em Morsello et al. (2012). Os dados utilizados provêm de técnicas de *survey* por meio de entrevistas e duas técnicas de observação sistemática direta (*weigh day* e *time allocation*). Coletados de duas a cinco vezes, dependendo do local de estudo. As entrevistas serviram para coletar informações demográficas, características das unidades domésticas e dados de renda monetária. Já a técnica de alocação de tempo (ver JOHNSON, 1975) serviu para levantar informações sobre a proporção de tempo investido na coleta comercial de PFNM (coleta, processamento, transporte e venda desses produtos), em dois períodos por dia (07:00-18:00) escolhidos ao acaso, em três dias da semana também escolhidos aleatoriamente. Para as informações sobre consumo de PFNM foram levantadas por meio da técnica de observação *weigh day* (ver WONG; GODOY, 2003). A Tabela 1 apresenta a definição e mensuração das variáveis usadas aqui para testar a hipótese deste estudo. Os resultados parciais deste estudo foram obtidos por meio de técnicas de estatística descritiva. A versão final deste artigo apresentará as categorias da frequência de consumo de PFNM: alimentação, construção e manufatura, instrumentos para a subsistência (instrumentos utilizados na caça, pesca, coleta e também na horticultura) e cuidados pessoais. As quais estão sendo criadas neste momento. Para criar a variável desejada serão somados os valores em dólares de cada PFNM que entrou na unidade doméstica, ou seja, que foi consumido. Para estimar o valor monetário de um produto destinado ao consumo, foi realizada uma pesquisa do preço daquele produto no local do estudo para assim calcular o seu valor. Porém, caso o preço do produto não existisse, o seu valor era estimado por meio do valor de um produto substituto, ou então perguntando sobre o custo de trabalho de cada produto (REYES GARCÍA et al., 2011). A partir de então o valor de cada produto será agrupado a sua categoria correspondente e estas categorias relacionadas à variável “integração ao mercado” (i.e., renda monetária de PFNM). Neste estudo, além dos resultados, correspondentes a análises descritivas, há também resultados da relação preliminar das variáveis principais “integração ao mercado” *versus* “consumo de PFNM”. Aqui o consumo retrato abrange todas as categorias citadas acima. Nas quatro comunidades brasileiras (Koatinemo, Ipixuna, Pupuaí e Roque) o levantamento de renda monetária por entrevistas ocorreu 30 dias após a chegada do entrevistador nesses locais, para que houvesse



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

uma data mais clara para os entrevistados, pouco acostumados ao calendário (MORSELLO, 2006). Por sua vez, nas duas comunidades bolivianas (San Antonio e Yaranda), o levantamento de renda levou em conta os 15 dias anteriores à entrevista (REYES-GARCÍA et al., 2011). Desta forma, o *survey* de renda foi repetido a cada período de campo, com intuito de incorporar flutuações e variações sazonais de renda. Para padronizar a renda monetária a valores comuns em todas as comunidades, as estimativas foram primeiramente ajustadas para valores mensais. Em seguida, foram convertidas para dólares internacionais nas datas relativas à coleta dos dados, utilizando-se o índice anual de paridade de poder de compra, fornecido pelo Banco Mundial<sup>6</sup>.

Tabela 1. Definição e mensuração das variáveis.

Variáveis	Descrição	Unidade
	Consumo total de PFNM por unidade doméstica, per capita e por indivíduos adultos.	US\$ internacionais
Consumo de PFNM	Porcentagem do valor (em dólares internacionais) do consumo total de PFNM (incluindo todas as categorias de consumo)	%
	Renda monetária de PFNM	US\$ internacionais
Integração ao mercado de PFNM	Porcentagem do valor da renda total que vem de PFNM	%
	Tempo alocado na coleta comercial dedicado a estas de PFNM	% do esforço
		atividades

<sup>6</sup> Para mais informações ver: <http://data.worldbank.org>.



Renda monetária (sem PFNM)	Renda monetária de outras fontes US\$ de subsistência internacionais Porcentagem do valor da renda monetária de outras fontes de % subsistência
Tamanho da unidade doméstica	Número de pessoas na unidade doméstica Nº de indivíduos
Adultos	Número de adultos (>16 anos) na unidade doméstica Nº de indivíduos
Educação	Ranking <sup>7</sup> do nível de educação atingido na unidade doméstica 0; 1; 2

<sup>1</sup> 0= sem escolaridade; 1= 3 a 5 anos de escola primária; 2= escola secundária.

## RESULTADOS

*Características das Unidades Domésticas:* As unidades domésticas amazônicas do Brasil e da Bolívia (n=156) possuem, em média, oito indivíduos por residência, dos quais três são adultos ( $\geq 16$  anos), com idade média de 29 anos e baixo grau de escolaridade<sup>8</sup> (nível de educação<1).

*Rendas Monetária e de Subsistência:* Através das análises dos períodos de coleta dos dados foi identificado que a renda monetária mensal das unidades domésticas, provenientes de todas as fontes de subsistência (i.e., venda de PFNM, venda de excedentes de produtos agrícolas e madeira, trabalho remunerado e transferências monetárias por parte do governo) foi de US\$433,12 (DP= US\$501,63, Min.=0, Máx.= US\$2971,99). Enquanto que a renda monetária apenas de PFNM foi de US\$35,87 (DP= US\$118,62 , Min.=0, Máx.= US\$1718,65). Já a renda total desses produtos, ou seja, aquela obtida com a troca, venda e salários, foi de US\$70,61 (DP= US\$163,65, Min.=0, Máx.= US\$1718,65). Em termos percentuais, os PFNM contribuíram com 13% da renda monetária total das unidades domésticas unidades (DP=0,28, Min=0, Máx.=1). A renda de subsistência, ou seja, o consumo próprio, das unidades domésticas, em média foi de US\$9,68 (DP=US\$23,07; Min=0,

<sup>8</sup>0= sem escolaridade; 1= 3 a 5 anos de escola primária; 2= escola secundária.



Máx.=US\$184,41). Em termos de valores *per capita*, a renda de subsistência de PFNM foi de US\$1,47 (DP=US\$4,15; Min=0, Máx.=US\$47,74), considerando todos os indivíduos da unidade, e US\$2,29 (DP=US\$6,96; Min=0, Máx.=US\$80,23),, considerando apenas os adultos. Os resultados dos valores percentuais, em dólares internacionais, demonstraram que os PFNM foram a quinta fonte mais consumida (10%) pelas unidades domésticas, na época do estudo. Entretanto, a agricultura de corte-e-queima com culturas anuais e perenes, é a principal fonte de consumo dos indivíduos dessas unidades (31%), em segundo lugar está pesca (25%), em terceiro a caça (13%), e quarto produtos industrializados (11%). A categoria artesanato e produtos manufaturados contribuiu muito pouco com a renda de subsistência (0,82%), assim como a criação de animais (1%) (Figura 2). Além disso, mais da metade das unidades domésticas amazônicas (85%) consomem produtos advindos da floresta. Em valores monetários, este consumo corresponde, em média, a US\$39,10 (DP=US\$95,22; Min=0; Máx=US\$800,95) (Figura 3).

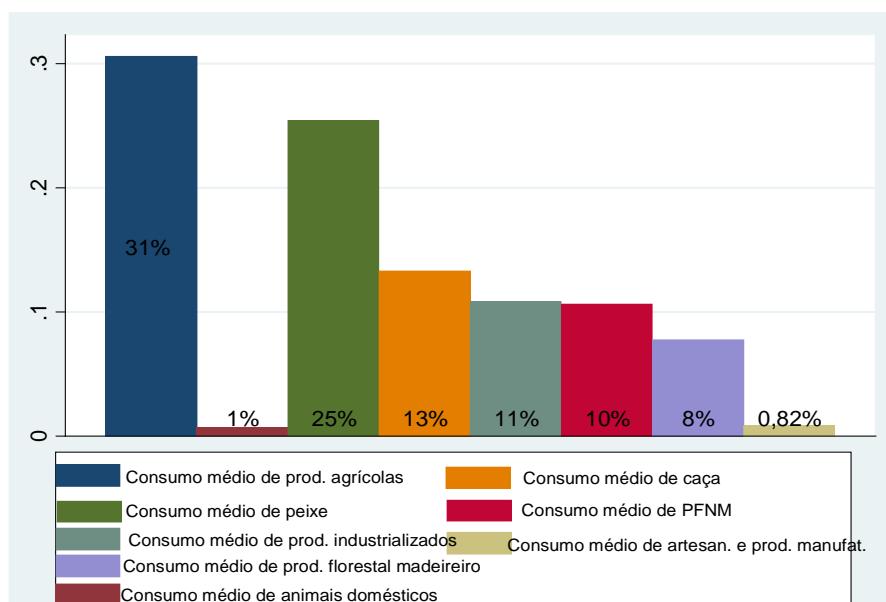


Figura 2. Porcentagem média do valor em dólar PPP da renda de subsistência (consumo) proveniente de diversas fontes.

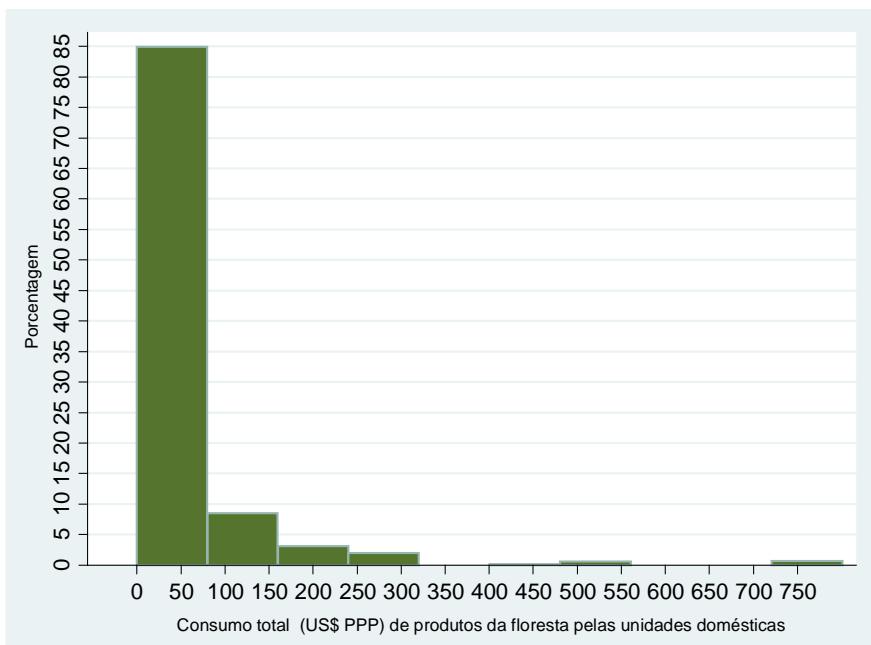


Figura 3. Distribuição da renda de subsistência (US\$ PPP) de produtos advindos da floresta entre as *households* do estudo.

*Tempo Alocado as Atividades de PFNM:* Para analisar os efeitos da integração ao mercado de PFNM sobre a dependência desses produtos para alimentação. É necessário mensurar o esforço que as unidades domésticas gastam ao coletar PFNM, tanto para a sua subsistência quanto para a comercialização dos mesmos (i.e., processamento, transporte e venda). Os resultados demonstraram que, em média, as unidades domésticas alocam maior tempo em atividades comerciais de PFNM (2%) ( $DP=5\% Min=0; Máx=53\%$ ). E pouco tempo em atividades de subsistência com esses produtos (0,31%) ( $DP=1\%; Min=0; Máx=12\%$ ). Unindo essas duas atividades, as unidades domésticas chegam, em média, a gastar 3% do seu tempo com os PFNM ( $DP=7\%; Min=0; Máx=58\%$ ) (Apêndice A).

*Efeitos da Integração ao Mercado sobre o consumo de PFNM:* O resultado da associação entre os níveis de renda monetária proveniente de PFNM e consumo de destes produtos sugeriu que, quanto maior a renda monetária das unidades domésticas, menor é o valor do consumo em dólares internacionais destes produtos (Figura 3).

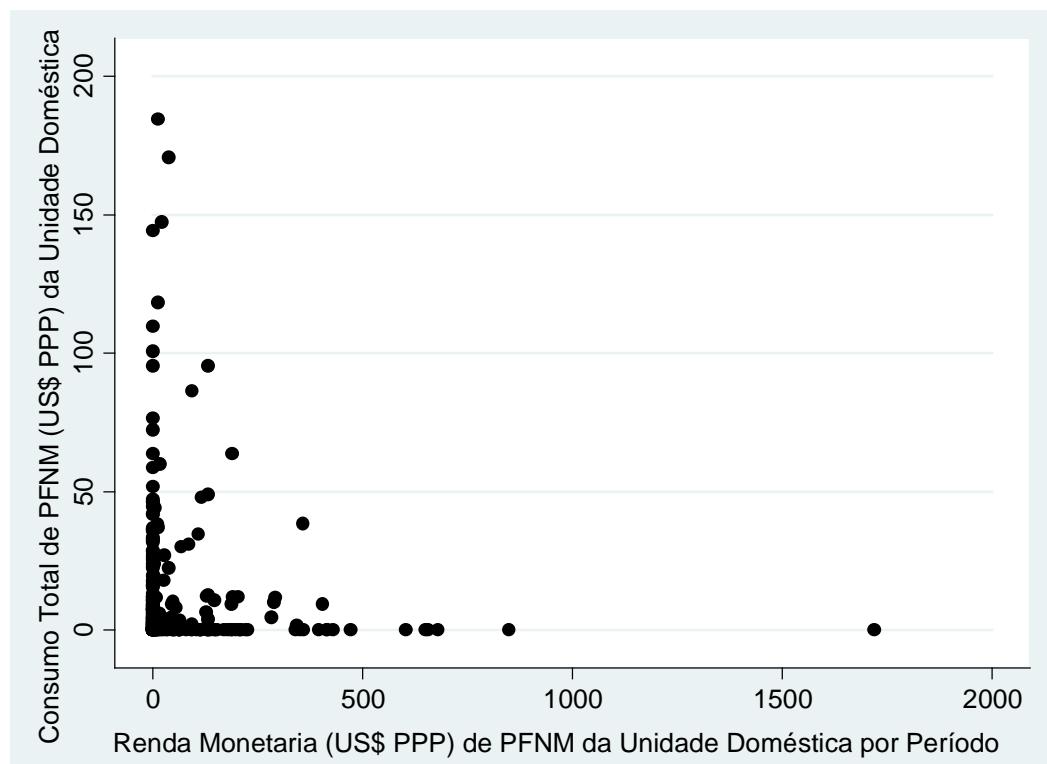


Figura 3. Distribuição das unidades domésticas quanto à relação de consumo e renda de PFNM em valor de dólares internacionais.

De forma semelhante, quanto maior a porcentagem do tempo dedicado à coleta comercial de PFNM, menor o consumo de PFNM (Figura 4).

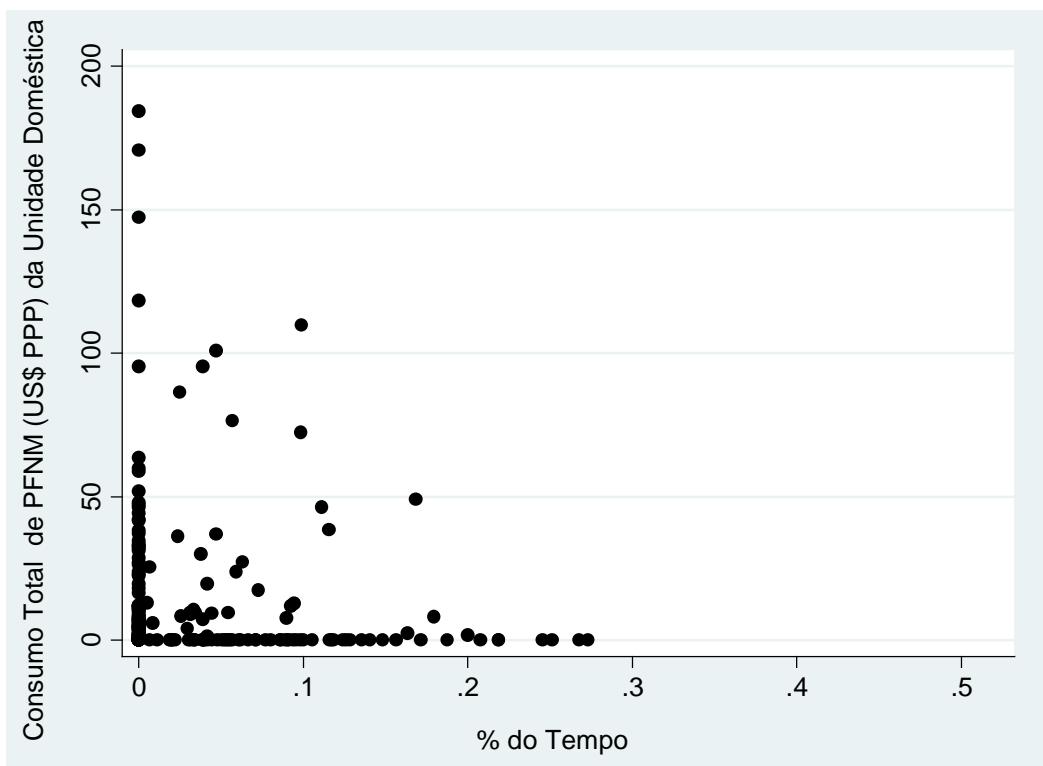


Figura 4. Relação entre porcentagem do tempo dedicado ao comércio de PFNM e consumo de PFNM (em US\$).

## DISCUSSÃO

Os resultados demonstraram que a renda monetária mensal de PFNM das unidades domésticas estudadas variou fortemente (US\$0,00 até US\$ 1.718,65). Enquanto que a renda monetária mensal de outras fontes obteve uma variação maior, indo de US\$0,00 a US\$2971,99. No caso da renda de subsistência de PFNM, esta teve variação de US\$0,00 até US\$184,41. Esses resultados demonstram que as unidades domésticas, em geral, apresentam maior dependência de PFNM para geração de sua renda monetária, do que para a de subsistência. Esses resultados são similares àqueles encontrados por Heubach et al. (2011) ao estudarem comunidades rurais do Oeste da África com forte dependência da floresta. Os autores encontraram que, entre os grupos étnicos ali existentes, havia forte dependência de PFNM para a geração da sua renda monetária, principalmente, entre as famílias mais ricas. Apesar das comunidades deste estudo serem todas habitantes de áreas florestadas, a agricultura foi a principal fonte de consumo, enquanto os PFNM vegetais, com 10% ocuparam apenas a quinta posição em termos de porcentagem de contribuição ao consumo. Se



somados a este valor as contribuições de outros produtos coletados do ambiente natural, como caça, pesca e madeira, essa porcentagem sobe para 46%. Esse nível de contribuição dos PFNM vegetais no consumo das unidades domésticas é similar aos 10% da renda de subsistência total encontrado entre as comunidades agrícolas da república do Congo (DE MERODE et al., 2004). É menor, todavia, da dependência encontrada por Babulo et. al., (2009) de bens provenientes da floresta (i. e. alimentos, lenha, materiais de construção, medicamentos, ervas, etc.), os quais constituíam 27% da renda total das *households* do Norte da Etiópia. Além disso, 85% das unidades domésticas amazônicas consumiram, em média, US\$39,10 de produtos da floresta. O valor de consumo variou de US\$0,00 até US\$800,95. Por fim, os resultados mostraram que o nível de integração ao mercado esteve associado negativamente ao consumo de PFNM: unidades domésticas menos integradas ao mercado de PFNM (i. e., menor percentual de tempo dedicado à coleta de comercial desses produtos) foram aquelas mais dependentes de PFNM para a própria subsistência. Essas evidências estão de acordo com outros estudos que indicam que unidades domésticas mais pobres tendem a depender mais de produtos da floresta para a própria subsistência do que aquelas mais ricas (CAVENDISH, 1999; SHACKLETON; SHACKLETON, 2005; PYHALA et al., 2006; BABULO et al., 2007; CÓRDOVA et al., 2013).

## **CONCLUSÃO**

Os resultados preliminares deste estudo revelaram que as unidades domésticas analisadas, mesmo sendo habitantes de regiões florestadas, dependem muito mais dos PFNM vegetais para a aquisição de renda monetária do que para o seu próprio consumo (subsistência). Entretanto, ao associar o nível de integração ao mercado de PFNM com o consumo destes produtos, foi identificado que as unidades domésticas mais pobres possuem sim maior dependência de PFNM para o seu consumo. Portanto, até o momento, esses resultados estão de acordo com a hipótese aqui gerada. Essas evidências contribuem com os estudos sobre pobreza e conservação de florestas, pois revelam a diferença existente entre as famílias engajadas ou não na coleta comercial de produtos da floresta, assim como aquelas que participam de projetos florestais que visam aliar conservação e desenvolvimento dessas populações. Estudos como este, colaboram as tomadas de decisões sobre como gerir melhor o ambiente florestal.



## AGRADECIMENTOS

Este estudo foi financiado por meio de bolsa de mestrado FAPESP (Processo: 2012/19214-8) e está baseado em banco de dados gerado por meio de projeto de colaboração entre a Universidade Autônoma de Barcelona (Espanha; HBP2009-0014) e a Universidade de São Paulo (Brasil; CAPES AUX-PE-DGU 744/2010). Agradecimentos à Dra. Isabel Ruiz-Mallén pela criação do banco de dados, aos pesquisadores envolvidos na coleta e aos membros das comunidades estudadas.

## REFERÊNCIAS.

ASFAW, A.; LEMENIH et al. Importance, determinants and gender dimensions of forest income in eastern highlands of Ethiopia: The case of communities around Jelo Afromontane forest. **Forest Policy and Economics**, v.28, n. 0, p.1-7, 2013.

ANDERSON, A. B.; IORIS, E. M. Valuing the rain Forest: Economic Strategies by Small-Scale Forest Extractivists in the Amazon Estuary. **Human Ecology**, v. 20, n. 3, p. 337-369, 1992.

BABULO, B.; MUYS, B.; NEGA, F.; TOLLENS, E.; NYSSEN, J.; DECKERS, J.; MATHIJS, E. The economic contribution of forest resource use to rural livelihoods in Tigray, Northern Ethiopia. **Forest Policy and Economics**, v.11, p.109-117, 2007.

CAVENDISH, W. **Quantitative methods for estimating the economic value f resource use to rural households**. Uncovering the hidden harvest. B. M. Campbell and M. K. Luckert. London, Earthscan: 16-65. 2002.

CIFOR. CENTER FOR INTERNATIONAL FORESTRY RESEARCH. **Forests and non-timber forest products**. CIFOR fact sheets. <http://www.cifor.cgiar.org/publications/corporate/factSheet/NTFP.htm> 2011.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

CÓRDOVA, J. P. P. et al. Rural Income and Forest Reliance in Highland Guatemala. **Environmental Management**, p. 1-10, 2013/03/19 2013. ISSN 0364-152X. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-013-0028-6>>.

DELANG, C. O. Not just minor forest products: the economic rationale for the consumption of wild food plants by subsistence farmers. **Ecological Economics**, v. 59, p. 64–73, 2006.

DE MERODE, E.; HOMEWOOD, K.; COWLISHAW, G. The value of bushmeat and other wild foods to rural households living in extreme poverty in Democratic Republic of Congo. **Biological Conservation**, v. 118, n. 5, p. 573-581, aug. 2004.

GODOY, R.; BROKAW, N.; WILKIE, D. The effect of income on the extraction of non-timber tropical forest products: Model, hypotheses, and preliminary findings from the Sumu Indians of Nicaragua. **Human Ecology**, v. 23, n. 1, p. 29-52, 1995. ISSN 0300-7839. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/BF01190097>>.

HEUBACH, K; WITTING, R. et al. The economic importance of non-timber forest products (NTFPs) for livelihood maintenance of rural west African communities: a case study from northern Benin. **Ecological Economics**, v. 70, n.11, p. 1991-2001, 2011.

ILLUKPITIYA, P.; YANAGIDA, J. F. “Farming vs forests: trade-off between agriculture and the extraction of non-timber forest products”. **Ecological Economics**, n. 69, p. 1952-1963, 2010.

JOHNSON, A. Time Allocation in a Machiguenga Community. **Ethnology**, v. 14, p. 301-310, 1975.

KAMANGA, P.; VEDELD, P.; SJAASTAD, E. Forest incomes and rural livelihoods in Chiradzulu District, Malawi. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 613-624, 2009.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

LEWIS, J. The power of knowledge: information transfer and açaí intensification in the peri-urban interface of Belém, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 74, n. 3, p. 293-302, 2008.

MAMO, G.; SJAASTAD, E.; VEDELD, P. Economic dependence on forest resources: A case from Dendi District, Ethiopia. **Forest Policy and Economics**, v.9, p. 916-927, 2007.

MORSELLO, C. **Os efeitos do mercado no bem-estar e no uso de recursos naturais por povos indígenas e tradicionais amazônicos: estudo comparativo entre Bolívia e Brasil.** Relatório do projeto Colaboração PROCAM – UAB. São Paulo, 2011.

MORSELLO, C. et al. The Effects of Processing Non-Timber Forest Products and Trade Partnerships on People's Well-Being and Forest Conservation in Amazonian Societies. **PLoS One**, v. 7, n. 8, p. e43055, 2012.

NEUMANN, R. P.; HIRSCH, E. Commercialisation of Non-Timber Forest Products: **Review and Analysis of Research**, CIFOR, Bogor, Indonesia. 176p. 2000.

NEWTON, A. C.; MARSHALL, E. Use of Bayesian belief network to predict the impacts of commercializing non-timber Forest products on livelihoods. **Ecology and Society**, v. 11, n. 2, p. 24, 2006.

PETERS, C. et al. Valuation of an Amazonian Rainforest. **Nature**, v. 339, p. 655-656, 1989.

PYHALA, A.; BROWN. Implications of livelihood dependence on non-timber products in Peruvian Amazonia. **Ecosystems**, v. 9, p. 1328-1341, 2006.

REYES-GARCÍA, V.; MORSELLO, C.; RUIZ-MALLÉN, I. **The use of primary data for cross-cultural research: an example from five Amazonian societies.** (Tsimane' Amazonian Panel Study – Working Paper Series, nº 68). Disponível em: [www.tsimane.org/working%20papers/TAPS-WP-68.pdf](http://www.tsimane.org/working%20papers/TAPS-WP-68.pdf). Acesso em: 20 ago. 2011.



**ROS-TONEN, M.; WIERSUM.** **The importance of non-timber forest products for forest based rural livelihoods:** an evolving research agenda. 2003, Bonn.

**SIERRA, R.; RODRIGUEZ, F.; LOSOS, E.** “Forest resource use change during early Market integration rain forest sthe Huaorani of upper Amazonia”. **Ecological Economics**, v. 30, p. 107-119, 1999.

**SHACKLETON, C. M.; SHACKLETON, S. E.** Household wealth status and natural resource use in the Kat River valley, South Africa. **Ecological Economics**, v. 57, n. 2, p. 306-317, 2006.

**SHACKLETON, C. M.; SHACKLETON, S. E.; BUITEN, E.; BIRD, N.** The importance of dry woodlands and forests in rural livelihoods and poverty alleviation in South Africa. **Forest Policy and Economics**, v. 9, p.558-577, 2007.

**TEDDER, S.; MITCHELL.** Property rights in the sustainable management of non timber forest products. **British Columbia Ministry of Forests**, p. 140-140, 2002.

**ZENTENO, M. et al.** Livelihood strategies and forest dependence: New insights from Bolivian forest communities. **Forest Policy and Economics**, v. 26, n. 0, p. 12-21, 2013./

**WONG, G. Y.; GODOY, R.** Consumption and Vulnerability Among Foragers and Horticulturalists in the Rainforest of Honduras. **World Development**, v. 31, n. 8, p. 1405-1419, 2003.

**YEMIRU, T. ROOS, A. CAMPBELL, B. M. BOHLIN, F.** “Forest income and poverty alleviation under participatory forest management in the bale highlands, Southern Ethiopia”. **International Forestry Review**, v. 12, n. 1, p. 66-77, 2010.

**APENDICE A:** Características das unidades domésticas do estudo.

---

Características das Unidades Domésticas

---



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**  
**Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Variáveis	Obs.	Média	Desv. Pad.	Mín.	Máx.
Número de pessoas na unidade doméstica	560	6,34	3,1	1	18
Idade média dos indivíduos (adultos) da unidade doméstica	562	29,44	12,92	6,94	75,73
Número de adultos na unidade doméstica	560	2,86	1,40	0	8
Ranking do nível de educação atingido na unidade doméstica	512	0,62	0,48	0	2
<hr/>					
Renda Monetária de Outras Atividades					
Renda monetária (PPP) de outras fontes	562	210,15	287,58	0	2303,63
<hr/>					
Renda Monetária de PFNM e Renda de Subsistência de (PFNM)					
renda monetaria (PPP) de PFNM da household por periodo	562	35,87	118,62	0	1718,65
Consumo de PFNMs por UD no período (valor em PPP)	361	9,68	23,07	0	184,41
Consumo de PFNMs por UD per capita no período (valor em PPP)	361	1,47	4,15	0	47,74
Consumo de PFNMs por UD por equivalente em adultos no período: valor em ppp	361	2,29	6,96	0	80,23
<hr/>					
% da Renda Monetária Total que vem de PFNM					
Porcentagem da renda total que é proveniente de PFNMs	512	0,13	0,28	0	1
<hr/>					
% do Tempo Alocado na Coleta Comercial					



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Porcentagem média do tempo dedicado à coleta comercial de PFNMs pelos adultos da UD

---

408 0,023 0,053 0 0,52



## SOCIEDADE, SUSTENTABILIDADE E POLÍTICAS PÚBLICAS NO VALE DO RIBEIRA: UMA REVISÃO

Joaquim Alves da Silva Jr.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Graduado em Gestão Ambiental, Mestrando pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental PROCAM/IEE/USP – joaquimasjr@gmail.com.

### **RESUMO**

O presente trabalho objetiva, por meio de uma revisão da literatura, sistematizar as principais ações e políticas públicas incidentes na região do Vale do Ribeira nos últimos 20 anos. Os resultados mostraram que a indução de diversas políticas públicas, tanto de caráter territorial como de caráter ambiental, possuem diversos desafios para promover o desenvolvimento e a sustentabilidade no território Vale do Ribeira.

**PALAVRAS - CHAVE:** Desenvolvimento Territorial Rural Sustentável, Políticas Públicas, Vale do Ribeira, Sustentabilidade.

### **ABSTRACT**

The present paper aimed through a literature review systematize the main actions and policies that focused the Ribeira Valley region in the last 20 years. The results showed that, even with induction of various policies of both territorial character as environmental character have many challenges for promoting the development and sustainability in Vale do Ribeira territory.

**KEYWORDS:** Sustainable Rural Territorial Sustainable Development, Public Policy, Ribeira Valley, Sustainability.

### **INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA**

A região do Vale do Ribeira possui um histórico marcado pelo baixo Índice de Desenvolvimento Humano, em muito devido ao seu relativo isolamento dos incentivos ao desenvolvimento econômico e, até recentemente, às esparsas e intermitentes intervenções por parte do poder público. Por outro lado, a região concentra o maior contínuo de florestas que compõe o bioma Mata Atlântica, representando um total de 18% dos remanescentes restantes no Brasil (BIM, 2012).

As intervenções estatais chegaram tarde na região, a partir da implantação da rodovia BR-116, Régis Bittencourt (MUNARI, 2009; FUTEMMA et al., 2014), bem como as obras de infraestrutura articuladas no âmbito da Sudelpa. Já a partir da década de 1980 são reforçadas as políticas de conservação da biodiversidade da região implementadas no formato



de comando e controle, tendo como principal instrumento as unidades de conservação (RESENDE, 2002).

Tais intervenções não se deram sem conflitos com as comunidades tradicionais e dos pequenos agricultores. As políticas de infraestruturas aumentaram os conflitos fundiários, intensificados com a invasão e permanência de posseiros, em sua maior parte em terras devolutas do governo (RESENDE, 2002). Além disso, a sobre-exploração da floresta foi intensificada, onde o palmito teve um papel de destaque como estratégia de sobrevivência das comunidades pobres que viviam na região.

A promulgação da Constituição Federal, reconfigurou a relação Estado-sociedade de forma a aumentar a permeabilidade entre ambos a partir do aumento do peso de importância da participação popular nas tomadas de decisões e formulação de políticas públicas. Além disso, a Constituição garantiu amplos direitos às comunidades tradicionais, alterando o ambiente político-institucional na relação homem-meio ambiente, principalmente em relação às comunidades quilombolas, que ocupam a região há séculos e hoje estão agrupadas em 66 comunidades no Vale do Ribeira (ISA, 2013)<sup>9</sup>.

Nas ultimas duas décadas a questão ambiental entrou na agenda pública, devido a maior intensidade de movimentos sociais e a incidência de ONGs ambientalistas. Esta interação promoveu um amplo debate sobre a importância do contínuo florestal da mata atlântica e o papel das comunidades na sua conservação. Recentemente, a região foi alvo de políticas públicas de incentivo ao desenvolvimento local e regional, a partir da perspectiva da sustentabilidade e da abordagem territorial, o que, pelo menos em parte, reorientou a produção agrícola e as demais relações de trabalho no Vale do Ribeira (FAVARETO; SCHRODER, 2007).

## **OBJETIVO**

Este trabalho tem por objetivo responder a seguinte questão: **como se deu a implantação de ações públicas no Vale do Ribeira nas últimas duas décadas?**

A partir de uma revisão da literatura, este trabalho pretende sistematizar as principais políticas públicas implementadas na região, além dos efeitos mais relevantes destas,

---

<sup>9</sup> O número abrange tanto as comunidades apontadas, as comunidades em processo de titulação e as comunidades que já receberam seus títulos.



evidenciando seus avanços e desafios a partir dos conflitos socioambientais emergentes induzidos com a implementação destas políticas. Esta sistematização se faz importante, já que a partir da compreensão do histórico recente das políticas públicas implementadas pode-se compreender com maior clareza atual fase de ação dos programas de desenvolvimento territorial incidentes na região, em especial o Programa Territórios da Cidadania.

Serão discutidos os principais resultados com o apoio da literatura que traz luz ao debate do Desenvolvimento Territorial Rural Sustentável e das implementação de Políticas Públicas, onde o objetivo é a construção de uma linha interdisciplinar de análise da revisão proposta.

Schejtman e Berdegué (2002) discutem um aporte teórico da “teoria para a ação”, conceituando o termo Desenvolvimento Territorial Rural a partir de um processo de transformação produtiva e institucional de um espaço determinado, cujo fim é reduzir a pobreza rural. Em sua dimensão produtiva, o propósito é a transformação dos padrões de produção e de emprego a partir da articulação competitiva e sustentável da economia de um determinado território. Já a dimensão institucional propõe uma maior sinergia e concertação entre os diferentes atores atuantes no território, com o intuito de alterar regras formais e informais de reprodução da exclusão e das desigualdades no campo (SCHEJTMAN; BERDEGUÉ, 2002, p.30).

O intenso debate realizado pela academia e por organizações internacionais a partir da abordagem territorial, na década de 1990, promoveu a entrada do tema na agenda pública dos países da América Latina, em especial o Brasil. Neste sentido, o debate estava centrado na reorientação teórica do meio rural como setor estritamente voltado à produção agrícola (BUAINAIN et al., 2003, p.313). Tal reorientação, em consonância com o surgimento dos movimentos sociais de apoio para a agricultura familiar elucidou um novo problema e o alçou na agenda pública brasileira, onde se criou situações políticas favoráveis à materialização das releituras teóricas sobre o meio rural e as ações dos movimentos sociais na implementação de políticas públicas de desenvolvimento dos territórios.

A luz do modelo de múltiplos fluxos, Kingdon (2006) define que a confluência dos problemas, da mobilização dos atores em torno deste problema e o surgimento do ambiente institucional favorável possibilita a inclusão de novos temas na formulação da agenda governamental. A formação de uma nova agenda é fundamental para que se promova a



implementação novas políticas públicas, neste caso, a implementação de políticas voltadas a abordagem do território e da agricultura familiar.

O Vale do Ribeira foi palco de implementação de políticas voltadas tanto ao desenvolvimento territorial como as políticas de conservação dos remanescentes de mata atlântica. Apesar de sua vocação principal ser a conservação do contínuo florestal (BIM, 2012, p.21), as discussões em fóruns participativos locais, colocou a vocação agrícola como o escopo central para o desenvolvimento da região. Esta tendência acompanhou a reorientação das políticas de indução ao desenvolvimento baseado na pequena agricultura de caráter familiar (FAVARETO; SCHRODER, 2007), além das linhas de pesquisas, que estavam alterando a sua leitura do meio rural a partir de uma construção social do território, com valorização de identidades regionais e vantagens comparativas locais, transformando-as em vantagens competitivas, fundamentais para a redução da pobreza (SCHEJTMAN; BERDEGUÉ, 2002; FAVARETO; SCHRODER, 2007).

## **METODOLOGIA**

As linhas de apoio e a discussão dos resultados serão articuladas com base no conceito de interdisciplinaridade, que defende a integração de diferentes correntes do saber científico a fim de analisar o problema de pesquisa de forma mais ampla.

A metodologia construída para a elaboração deste trabalho iniciou-se pela revisão bibliográfica da literatura especializada, em principal as que foram produzidas com foco na região, além dos registros e atas das reuniões do CONSAD e legislações vigentes que incidem na região. Os trabalhos de campos realizados nas comunidades quilombolas, em apoio ao projeto de pesquisa “Modelos de Sistema multiagentes como ferramenta para a avaliação da adoção e difusão de novas tecnologias agrícolas em comunidades quilombolas no Vale do Ribeira” (Processo FAPESP nº 2011/10666-0), realizada no município de Eldorado, lançou-se mão da observação participante, a fim de compreender como as políticas públicas incidem nas comunidades quilombolas e nas comunidades agricultores familiares. Outra proposta metodológica utilizada foi a “bola de neve” (BERNARD, 2006), onde foi possível a expansão do leque de agentes atuantes na região, ligados ou não a instituições públicas e organizações do terceiro setor. Foi possível realizar entrevistas semi-estruturadas com gestores públicos e técnicos do governo.



## **LOCAL DE REALIZAÇÃO**

O Vale do Ribeira está localizado no sudoeste do estado de São Paulo, entre o oceano Atlântico e a Serra do Mar, representando 10% do território do Estado. A região possui 1,7 milhões de hectares, possuindo um total de 430 mil habitantes divididos em 25 municípios<sup>10</sup> (BIM, 2012). Devido ao seu contexto econômico marcado pela marginalidade e relativo isolamento, bem como a implantação de unidades de conservação de diversas categorias, permitiu a manutenção de um extenso contínuo de cobertura vegetal, além de salvaguardar, em partes, diversas comunidades tradicionais. Apesar da relevante mudança social, econômica e cultural (ADAMS et al., 2013), a região ainda sofre com problemas estruturais relativos à regularização fundiária e os conflitos que surgiram entre as comunidades tradicionais, as estratégias de conservação da biodiversidade e as comunidades formadas por pequenos agricultores (RESENDE, 2002).

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

A Constituição Federal de 1988 foi um marco para a mudança das proposições e políticas para o meio rural, antes visto como local de estrita produção de matérias primas de baixo valor agregado e marcado pela visão de atraso no desenvolvimento econômico. A promulgação da lei foi acompanhada por um intenso movimento de se repensar o meio rural e as populações que nele vivem. Neste sentido, a visão setorial de produção de commodities transitava para uma visão de um território construído socialmente, com base nos atributos e potencialidades locais, bem como trabalhar na redução da pobreza no meio rural, e a inclusão das comunidades mais isoladas na esteira da economia globalizada.

Na época, o Vale do Ribeira era palco de intensos conflitos fundiários. Dentre os principais, a proposta da Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) de construção da Barragem do Tijuco Alto no Rio Ribeira de Iguape. Esta proposta visava a geração de energia para a empresa proponente, porém, a obra se mostrava uma grande ameaça para as

---

<sup>10</sup>Sete Barras, Ilha Comprida, Apiaí, Barra do Chapéu, Barra do Turvo, Eldorado, Itapirapuã Paulista, Miracatu, Ribeira, Ribeirão Branco, São Lourenço da Serra, Tapiraí, Cajati, Cananéia, Iguape, Iporanga, Itaóca, Itariri, Jacupiranga, Juquiá, Juquitiba, Paríquera-Açu, Pedro de Toledo, Peruíbe e Registro.  
Fonte: Territórios da Cidadania – Vale do Ribeira SP:

[http://www.territoriosdacidadania.gov.br/dotlrn/clubs/territriosrurais/valedoribeirasp/one-community?page\\_num=0](http://www.territoriosdacidadania.gov.br/dotlrn/clubs/territriosrurais/valedoribeirasp/one-community?page_num=0)



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**  
**Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

comunidades quilombolas e de pescadores que moram e dependem do rio para a sua sobrevivência.

O Movimento dos Ameaçados por Barragens (MOAB) nasceu em 1989 com o intuito de combater o projeto de instalação da usina de Tijuco Alto. Este movimento tinha uma forte influência das ONGs locais e internacionais, além das entidades religiosas ligadas às Comunidades Eclesiais de Base (CEB) e ainda hoje possui grande influência na luta contra a barragem (RESENDE, 2002; COELHO, 2005).

O Instituto Sócio Ambiental (ISA) é uma das principais ONGs ambientalista da região onde a sua principal atuação se dava nas articulações voltadas para a valorização da identidade das comunidades quilombolas do Vale do Ribeira e a proteção dos remanescentes de mata atlântica. O ISA foi um dos articuladores para a implementação do Projeto de Preservação da Mata Atlântica - PPMA, a partir de um convênio realizado entre o banco alemão KFW e a Secretaria do Meio Ambiente do governo do estado de São Paulo (RESENDE, 2002).

As ações dos movimentos sociais e ONGs naquele momento eram garantir a sobrevivência das comunidades tradicionais a partir da valorização da sua identidade e dos atributos socioculturais. Esta relação reforçou a visão na qual as comunidades tradicionais seriam os “guardiões da floresta”, construída com a premissa de uma relação equilibrada destas comunidades e os remanescentes de biodiversidade da mata atlântica (PENNA-FIRME; BRONDÍZIO, 2007).

Essa linha de ação por parte dos movimentos sociais e a força crescente dos movimentos ambientalistas resultou no refreamento do desmatamento que se arrastava a passos largos na região, reflexo da fase de intensos conflitos por terras e pelos usos dos recursos naturais (RESENDE, 200, p.181; FAVARETO; SCHRODER, 2007).

Além das ações dos movimentos sociais, a promulgação de legislações ambientais (tais como o Decreto Federal nº 750, mais adiante a implantação de unidades de conservação com base no Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC, e a implementação de arenas de gestão compartilhada dos recursos naturais (como o Conselho de Bacias Hidrográficas Ribeira de Iguape e Litoral Sul, formado em 1996) por meio do Estado evidenciou a vocação florestal da região (RESENDE, 2002; BIM, 2012). Contudo, a partir da então recente categoria de comunidades tradicionais, em principal as comunidades



quilombolas, novos conflitos se configuraram, em principal entre as comunidades quilombolas e as comunidades de agricultores familiares. Segundo Penna- Firme e Brondízio (2007), além da relativa ausência de lutas pela redução das desigualdades sociais, a relação entre a conservação em caráter estrito e as comunidades que lá vivem trás à tona uma visão mítica e estética das comunidades tradicionais.

Outro ponto crítico é a sobreposição dos territórios das comunidades tradicionais e a implantação das unidades de conservação (FERREIRA, 2004). Esta sobreposição com os instrumentos de proteção ambiental geraram um conflito por causa das restrições impostas pelo modelo de área protegida, impedindo a realização de atividades antes comum relacionadas a reprodução social destas comunidades, sendo o exemplo mais nítido, o impedimento da agricultura de corte e queima, sistema agrícola utilizado há séculos por diversas comunidades residentes na região (GOMES et al., 2013; HAYAMA, 2013; FUTEMMA et al., 2014).

Em relação às comunidades de agricultores familiares da região, a sua história de reivindicações e demandas nasce a partir da organização do Sindicato da Agricultura Familiar do Vale do Ribeira (SINTRAVALE), onde os conflitos, novamente, estavam centrados nos habitantes de áreas convertidas em unidades de conservação (COELHO et al, 2005).

Mesmo com a ausência de resolução dos problemas estruturais do campo, os movimentos sociais ligados ao SINTRAVALE tiveram importância fundamental na promulgação de políticas voltadas para as regiões rurais pobres. O Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar - PRONAF - um marco no apoio institucional de crédito para a agricultura familiar, é um resultado da luta dos movimentos sociais do campo (SCHNEIDER et al, 2004; COELHO et al, 2005).

A região do Vale do Ribeira experimentou as experiências participativas junto ao estado a partir da introdução dos conselhos municipais de desenvolvimento rural e dos projetos de Desenvolvimento Local Integrado e Sustentável - DLIS<sup>11</sup> (ABRAMOVAY, 2001; GRAZIANO DA SILVA et al, 2008). Mas os fóruns de referencia para a região são o Conselho de Bacias Hidrográficas (CBH Ribeira de Iguape) e o Consórcio de Segurança

<sup>11</sup>Estes projetos estavam ligados ao Programa Comunidade Ativa, da extinta Secretaria do Programa Comunidade Solidária, do governo federal. Essas ações tinham como objetivo Pactuar a Agenda de Desenvolvimento Local, a partir da construção de capital social e a dinamização da economia local (GRAZIANO DA SILVA et al, 2008).



Alimentar e Desenvolvimento Local do Vale do Ribeira – CONSAD. Este último fórum, criado em 2004 com fomento do Ministério de Desenvolvimento Social e Combate à Fome (MDS), e tinha como premissa a articulação entre sociedade e poder público com o intuito de discutir as formas de implantação das políticas públicas na região, em principal no âmbito do programa Fome Zero. O CONSAD ainda abrigava a elaboração da agenda 21, do Ministério do Meio Ambiente (MMA), e as políticas de indução ao desenvolvimento rural sustentável, a cargo do Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA).

Ficou a cargo do Instituto para o Desenvolvimento Sustentável e Cidadania do Vale do Ribeira – IDESC - a elaboração do Plano Vale do Ribeira Sustentável. Esse plano passava por diversas reuniões participativas nas cinco microrregiões da região para ter o maior número de participantes possível. O Plano foi terminado em 2007, mas não foi executado. As ONGs possuíam um importante papel de implementar projetos voltados ao desenvolvimento sustentável, e com a ausência destas o resultado foi a desarticulação da sociedade civil organizada e esvaziamento dos fóruns participativos.

Em 2008 foi implementado o Programa Territórios da Cidadania (PTC). Este programa foi uma continuidade do Programa de Desenvolvimento Sustentável dos Territórios Rurais - PRONAT (LEITE & WESZ J., 2012, p.647). O objetivo principal do PTC estava na promoção do desenvolvimento territorial rural sustentável a partir da intensa participação da sociedade civil organizada. Neste sentido, o programa pretende induzir o desenvolvimento econômico e a universalização dos programas básicos de cidadania por meio da estratégia de desenvolvimento territorial sustentável (CARVALHO, 2012).

Apesar da sua implementação, os dados obtidos evidenciam uma intermitência no seu funcionamento e capacidade de atrair a sociedade civil organizada em participar das reuniões de planejamento. No ano de 2013, por exemplo, a reunião de definição e encaminhamento do orçamento anual foi realizada somente em outubro, sendo que segundo o calendário oficial, tal reunião deveria ocorrer em janeiro.

Esta pequena revisão mostra que a região do Vale do Ribeira passou por um intenso aprendizado institucional (FAVARETO; SCHRODER, 2007). Este aprendizado se deu a partir do momento que houve uma maior interação entre o poder público e a sociedade civil organizada. Além disso, há um contínuo processo de diversificação econômica, principalmente em relação aos novos setores de trabalho, incluindo as indústrias e o setor de



serviços, e uma relativa melhora da qualidade de vida da população (HOGAN et al., 1999; FAVARETO; SCHRODER, 2007), o que reflete, em partes, uma mudança nas formas produtivas (SCHEJTMAN; BERDEGUÉ, 2002), mas que ainda carece de uma análise mais profunda e sistemática.

Contudo, apesar das novas releituras sobre o meio rural, a inclusão do conceito de agricultura familiar e da premissa das territorialidades na agenda pública, inclusive com a promulgação de políticas públicas contendo tais objetivos, há claras evidências de ineficácia no processo de implementação por causa da ausência de um ambiente institucional que concerte e articule regras de incentivo e constrangimentos indutoras do desenvolvimento sustentável.

Os resultados parciais obtidos até o momento mostram que alguns dos grandes entraves para uma maior eficácia de implementação das políticas públicas passa pela falta de convergência de ação entre os diversos órgãos públicos atuantes na região, além da ausência da arquitetura institucional entre os diferentes níveis de governo. Desde a falta de articulação entre os diferentes ministérios, até os posicionamentos conflitantes entre os gestores públicos, muito deles com base em premissas partidárias (COELHO et al., 2005), refletem em políticas intermitentes e ineficientes. A intermitência das ações criam dificuldades para uma construção coletiva das demandas sociais com base na participação popular, bem como a falta de concertação dos diferentes interesses nas arenas de ação que poderiam criar uma perspectiva de planejamento a médio e longo prazo.

## CONCLUSÃO

As políticas voltadas ao desenvolvimento dos territórios rurais, não foram absorvidas pela agenda pública além do discurso. Apesar de uma relativa melhora da qualidade de vida da população e acesso aos mercados regionais, ainda que de forma embrionária, ainda carece de uma atuação mais permeável e planejada em conjunto com o poder público. Somente com uma construção participativa de uma perspectiva de médio ou longo prazo pode iluminar as muitas vantagens comparativas que a região possui e transformá-las em vantagens competitivas, gerando oportunidades de retorno privados e sociais (FAVARETO; SCHRODER, 2007).



Apesar do Programa Territórios da Cidadania ser uma inovação quanto a proposta de redução da pobreza nos territórios tendo como princípio a articulação interministerial, na prática se mostra como um grande desafio a ser implementado na região devido à intermitência da ação conjunta e planejada entre os vários órgãos públicos que atuam na região. A clivagem mantida entre os setores que tratam a gestão do meio ambiente e os setores de apoio ao desenvolvimento é o que mostra ser um dos principais impeditivos para a construção de uma agenda de desenvolvimento territorial sustentável para a região do Vale do Ribeira.

## **REFERÊNCIAS.**

- ABRAMOVAY, Ricardo. Conselhos além dos limites. **Estudos Avançados**, v 15, n 43. 2000.
- ADAMS, C. L. MUNARI, L. C. VLIET, N. V. MURRIETA, R. S. S. PIPERATA, B. A. FUTEMMA, C. PEDROSO Jr. N. N. TAQUEDA, C. S. CREVELARO, M. A. SPRESSOLA-PRADO, V. L. Diversifying Incomes and Losing Landscape Complexity in Quilombola Shifting Cultivation Communities of the Atalntic Rainforest (Brazil). **Human Ecology**, v. 37, nº 2 apr. 2013.
- BERNARD, Harvey R. **Research Methods in Anthropology: qualitative and quantitative approach**. Oxford, 2006. 803p.
- BIM, Ocimar J. B. **Mosaico do Jacupiranga – Vale do Ribeira, São Paulo:** conservação, conflitos e soluções socioambientais. Dissertação (Mestrado) para a obtenção do Título de Mestre em Ciências, Área da Geografia Física. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo. 2012. 267p.
- CARVALHO, Ananda de. **Possibilidade e limites do Programa Territórios da Cidadania a partir da sua realização no Território Região Central e no município de Santa Maria/RS.** Dissertação (Mestrado) apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Geografia e Geociências. Área de concentração: Produção do Espaço e Dinâmica Regional. Universidade Federal de Santa Maria, 2012. 259p.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

COELHO, Vera Schattan P. FAVARETO, Arilson; GALVANEZZE, Carolina; Menino, Francisco. **As regras do jogo e o jogo das regras** – movimentos sociais, governança ambiental e desenvolvimento territorial no Vale do Ribeira. 16 jan 2005. 36p.

FERREIRA, Lúcia da Costa. Dimensões humanas da biodiversidade: mudanças sociais e conflitos em torno de áreas protegidas no Vale do Ribeira, SP, Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v 7, n 1 jan/jun. 2004.

FUTEMMA, Célia Regina Tomiko, MUNARI, Lucia Chamilian, ADAMS, Cristina. The Afro-Brazilian collective land: analyzing institutional changes em the past 200 years. **Latin American Research Review** 01/2014. (No prelo)

GOMES, Eduardo Pereira Cabral, SUGIYAMA, Marie, ADAMS, Cristina, PRADO, Helbert Medeiro, OLIVEIRA JR, Clóvis José Fernandes. A sucessão florestal em roças em pousio: a natureza está fora da lei? **Sci. For, Piracicaba**, v 41, n 99, p. 343-352, set. 2013.

GRAZIANO DA SILVA, José. TKAGI, Maya. SANTOS, Ana Claudia. Experiências de desenvolvimento territorial e controle social no governo brasileiro. (In) DOWDOR, Ladislau e POCHMANN, Marcio. **Políticas para o desenvolvimento local**. Fundação Perseu Abramo. 2008. 400p.

HAYAMA, A. T. Por um Meio Ambiente com gente: comunidades tradicionais e unidades de conservação na perspectiva da dupla sustentabilidade. In: Carlos Frederico Marés de Souza Filho; Clarissa Bueno Wandscheer; Liana Amin Lima da Silva. (Org.). **Biodiversidade, espaços protegidos e populações tradicionais**. 1ed.Curitiba: Letra da Lei, 2013, v. 1, p. 251-271

HOGAN, Daniel Joseph. CARMO, Roberto Luiz do. ALVES, Humberto Prates. RODRIGUES, Izilda Aparecida. Sustentabilidade no Vale do Ribeira (SP): conservação



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

ambiental e melhoria das condições de vida da população. **Ambiente e Sociedade**, n 3 e 4, 151-172, 1999.

**INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL - ISA. Inventário Cultural de Quilombos no Vale do Ribeira.** São Paulo, ISA. 2013. 379p.

LEITE, Sergio P.; WESZ Jr., Valdemar J. Um estudo sobre o financiamento da política de desenvolvimento territorial no meio rural brasileiro. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 50, n. 4, p. 645-666, 2012.

MUNARI, Lúcia C. **Memória Social e Ecologia Histórica:** a agricultura de coivara das populações quilombolas do Vale do Ribeira e sua relação com a formação da Mata Atlântica local. Dissertação (mestrado) para a obtenção do Título de Mestre em Ciências, Área de Ecologia. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 2009. 217p.

PENNA-FIRME, Rodrigo. BRONDÍZIO, Eduardo. The Risks of commodifying poverty: rural communities, quilombola identity, and nature conservation in Brazil. Goiânia: **Habitus**, v 5, n2, p. 355-373, jul-dez, 2007 .

RESENDE, Roberto Ulisses. **as regras do Jogo:** legislação florestal e desenvolvimento sustentável no vale do Ribeira. São Paulo, FAPESP/Annablume, 2002. 198p.

SCHEJTMAN, Alexander. BERDEGUÉ, Julio A. Desarrollo territorial rural. **RIMISP**, marzo, 2004. 49p.

SCHNEIDER, Sérgio. MATTEI, Lauro. CAZELLA, Ademir Antonio. Histórico, Caracterização e dinâmica recente do PRONAF – Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar. (In) SCHNEIDER, Sergio; SILVA, Marcelo Kunrath. MARQUES, Paulo Eduardo Moruzzi (Org.). **Políticas Públicas e Participação Social no Brasil Rural.** Porto Alegre, 2004, p. 21-50.



## PARQUES LINEARES NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO: AVANÇOS E CONDICIONANTES

Solange Silva-Sánchez<sup>1</sup>; Pedro R. Jacobi<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Pós-doutoranda do Programa de Ciência Ambiental-PROCAM, da Universidade de São Paulo, Mestre e Doutora em Sociologia pela Universidade de São Paulo. solss@usp.br.

<sup>2</sup>Coordenador do Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental-PROCAM, da Universidade de São Paulo, Prof. Titular da Faculdade de Educação da Universidade de São Paulo. prjacobi@usp.br.

### RESUMO

A degradação de rios e córregos urbanos tem suscitado a formulação de diferentes políticas públicas. No município de São Paulo, uma política de recuperação de córregos e fundos de vale vem sendo desenvolvida com a criação de parques lineares. Este artigo analisa os primeiros resultados dessa política, considerando o conjunto de parques lineares implantados ao longo da última década e seu potencial de transformar a paisagem urbana.

**PALAVRAS-CHAVE:** parque linear, município de São Paulo, governança da água, planejamento urbano.

### ABSTRACT

This paper discusses how political processes taking place in the city of São Paulo become hurdles to the enforcement of public policies designed to restore urban creeks. An innovative policy for restoring urban rivers and creeks, potentially creating a paradigm shift in the management of water resources, originated with the city's master plan.

**KEYWORDS:** urbanplanning, restore urban creeks, Sao Paulo city, linear park, water resources.

### INTRODUÇÃO

Em São Paulo, assim como em outras metrópoles, o padrão de estruturação urbana que se estabeleceu ao longo de décadas resultou na total degradação dos recursos hídricos. De modo geral, o cenário é o de córregos contaminados, extensas áreas de várzea ocupadas por favelas, ausência de uma rede de coleta e tratamento de esgotos que atinja a totalidade da população, além da situação de risco em que vivem os que ocupam as margens dos córregos da cidade (ROLNIK; NAKANO, 2000; MARICATO, 2000) (Figura 1). Do ponto de vista ambiental, a situação dos cursos d'água é considerada crítica, e não são poucos os fatores que contribuíram para esse quadro, desde um parcelamento indiscriminado do solo nas periferias urbanas (BRAGA; CARVALHO, 2003) até a precariedade dos serviços prestados e a omissão do poder público ao longo de décadas, seja em razão da ausência de planos eficazes seja em



decorrência de uma ação fiscalizadora quase sempre inadequada e impotente. A reversão desse quadro de degradação urbano-ambiental é bastante complexa.

A ocupação irregular e acelerada também comprometeu sobremaneira um dos principais sistemas de abastecimento da região metropolitana (sistema Guarapiranga), responsável por fornecer água para cerca de 30% da população paulistana. A ocupação urbana existente no entorno desse reservatório, localizado na porção sul da cidade, e a precariedade do sistema de tratamento de esgotos representam um risco a esse importante manancial urbano (SÃO PAULO, 2004a; BEYRUTH, 2006; BALTRUSIS; ANCONA, 2006; MARTINS, 2011).

Desde a década de 1990, os governos estadual e municipal desenvolvem projetos visando a recuperação ambiental da represa Guarapiranga com recursos oriundos do Banco Mundial, além de projetos de urbanização, com a implantação de redes de água e coleta de esgoto, construção de moradias e programas de reassentamento. Contudo, a cobertura dos serviços de coleta e tratamento de esgotos ainda é insuficiente. Apesar de abastecer mais de 3,7 milhões de pessoas, parte significativa do esgoto gerado na bacia da Guarapiranga tem como destino final rios e córregos afluentes da represa (WHATELY; CUNHA, 2006; WORLD BANK, 2007).

A possibilidade de superar o padrão urbanístico prevalecente e o quadro de degradação da água urbana, estabelecendo uma efetiva gestão dos recursos hídricos na cidade, depende também da requalificação de seus rios e córregos, que formam a rede hídrica capilar da cidade. No âmbito nacional, o Plano Nacional de Recursos Hídricos reconhece a importância da efetiva inserção dos municípios na gestão dos recursos hídricos, particularmente em razão dos impactos sobre as águas derivados do uso e ocupação do solo (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2006). No caso do município de São Paulo, um programa instituído em 2002, denominado Programa de Recuperação Ambiental de Cursos D'Água e Fundos de Vale, constitui um dos instrumentos urbanísticos mais inovadores e audaciosos ao estabelecer uma série de ações e intervenções urbanas com o objetivo de recuperar os córregos da cidade. O sistema de rios e córregos foi concebido no plano diretor do município como um dos elementos de estruturação do território, para o qual se estabeleceram medidas de recuperação urbano-ambiental (SÃO PAULO, 2004b).



Esse programa representa uma mudança de paradigma na política urbana municipal, que sempre se orientou por soluções pautadas na canalização de córregos e implantação de avenidas de fundo de vale (BROCANELI; STUERNER, 2008). A diretriz municipal de recuperação ambiental dos córregos urbanos objetiva diminuir os fatores causadores de enchentes e os danos delas decorrentes, além de ampliar os espaços de lazer ativo e contemplativo, criando progressivamente parques lineares ao longo dos cursos d'água e fundos de vales não urbanizados, ampliando e articulando os espaços de uso público. As intervenções devem envolver a mobilização da população em cada projeto, promovendo a participação pública e a identificação das necessidades e anseios quanto às características físicas e estéticas do bairro de moradia.

Embora ainda possa ser considerada uma política relativamente recente, os parques lineares já representam uma mudança significativa no tratamento do sistema hídrico no meio urbano. Contudo, a implementação dessa política tem colocado desafios de diversas ordens ao poder público municipal. De um lado, é preciso garantir que a diversidade de interesses e perspectivas seja considerada no desenvolvimento e implementação dos projetos, promovendo o debate público e a participação social. De outro lado, há que se conferir unidade às ações empreendidas, articulando diferentes instituições, compondo investimentos com recursos orçamentários de fontes distintas. Em muitas situações ainda permanece um caráter setorial nas intervenções, conjugado à falta de ações coordenadas e de um efetivo processo de participação pública (TRAVASSOS, 2010). A questão é como superar os inúmeros constrangimentos burocráticos particulares a cada órgão, de modo que a necessária sinergia das ações públicas ocorra tanto internamente às instituições, que se desdobram nas relações horizontais entre os diferentes departamentos e repartições de uma mesma secretaria, como nas relações verticais estabelecidas entre elas (SILVA-SÁNCHEZ; JACOBI, 2012).

## **PARQUES LINEARES E REQUALIFICAÇÃO DOS ESPAÇOS PÚBLICOS**

Entre 2002 e 2012, o município de São Paulo implantou dezessete parques lineares em diferentes regiões da cidade. Essa iniciativa, ademais de promover a requalificação de espaços públicos pretende integrar novamente os córregos à cidade, como sistemas socioambientais prestadores de importantes serviços ecossistêmicos. Integrados a outras ações e intervenções de caráter estrutural, nas áreas de transporte público e de ordenamento do uso e ocupação do



solo, os parques lineares podem até mesmo contribuir para a adaptação aos impactos das mudanças climáticas (SÃO PAULO, 2008).

Uma pesquisa qualitativa desenvolvida em 2012<sup>12</sup> avaliou o desempenho desses parques lineares, tendo em vista suas funções sociais e ambientais, bem como identificou as principais dificuldades relacionadas à sua gestão na fase pós-implantação. Foram realizadas entrevistas com a população que mora ou trabalha no entorno dos parques lineares e com os técnicos responsáveis por sua gestão, abordando temas como a condição do local antes e depois da implantação do parque linear, o grau de importância e satisfação atribuído pelos frequentadores a diferentes aspectos relacionados ao parque, tais como a situação do córrego, instalações e equipamentos esportivos e de lazer, área verde, segurança, além dos usos conferidos a esse espaço público.

Cada parque linear implantado na cidade de São Paulo guarda suas especificidades em razão do contexto social e ambiental no qual está inserido. De qualquer modo, em todos os casos a percepção relativa ao lugar foi positivamente modificada depois da implantação do parque linear, ainda que se reconheça a permanência de vários problemas preexistentes e a incompletude das intervenções, no sentido de que questões fundamentais, entre as quais a despoluição dos córregos, não foram inteiramente resolvidas. A compatibilização do projeto de implantação do parque linear e da despoluição do córrego depende de uma ação articulada entre o poder público local e o governo estadual.

O parque linear é percebido como uma intervenção de qualificação do espaço público, com reflexos positivos na valorização do próprio bairro, além disso, em muitos casos, o parque linear surge para comunidades carentes como único espaço de lazer, com possibilidade de oferecer espaço para práticas recreativas, esportivas ou de contemplação e contato com uma área verde.

Os efeitos urbanísticos e ambientais decorrentes da criação dos parques lineares em áreas carentes, marcadas pelo acúmulo de deficiências de várias ordens, como a precariedade de acesso a bens e serviços, à segurança e a um padrão de habitação satisfatório, foram mais

<sup>12</sup>Pesquisa realizada pelos autores entre junho e dezembro de 2012 em dezenas de parques implantados na cidade de São Paulo. Procurou-se compor uma amostra qualitativamente significativa, baseada na escolha de “informantes-chave”, que poderiam ser lideranças reconhecidas na região do entorno do parque linear, membros de organizações não governamentais, representantes de equipamentos públicos localizados no entorno, que preferencialmente fizessem uso das instalações do parque. Todos os entrevistados compartilhavam a condição de residir ou trabalhar em local próximo ao parque linear.



diretamente identificados como positivos e relevantes (Figura 2 e 3). A comunidade associa ao parque linear a possibilidade de promover maior sociabilidade na vizinhança, já que o acesso facilitado, por ser um parque aberto, tem o potencial de favorecer a circulação e interação entre os moradores e demais frequentadores. A população avalia como muito importante a existência e manutenção de áreas verdes e percebe o parque linear como uma intervenção associada ao controle ou redução de enchentes, contribuindo para sua avaliação positiva. Estes aspectos concorrem para conferir ao parque linear uma legitimização social, enquanto intervenção urbano-ambiental na cidade. A Tabela 1 relaciona os principais aspectos citados pelos moradores entrevistados, que diferenciam o lugar antes e depois da implantação do parque linear.

Essa legitimização social conferida ao parque linear contribui para reverter uma ideia ainda predominante de que a melhor intervenção nos córregos urbanos é a sua canalização fechada, de modo a eliminar definitivamente o curso d'água da paisagem urbana (JACOBI; GIORGETTI, 2009; SILVA-SÁNCHEZ, 2011). O estado de degradação em que se encontram os córregos da cidade de São Paulo, assim como o histórico de intervenções passadas, explica essa expectativa da comunidade, que se contrapõe, num primeiro momento, às virtualidades de uma política urbana que prioriza a recuperação ambiental dos cursos d'água. Alguns estudos de percepção ambiental realizados em São Paulo revelam que ao córrego não se atribui nenhum significado positivo; o córrego é visto como um problema, relacionado à disseminação de doenças, lixo, perigo, enchente e mau cheiro.

Tabela 1. Principais aspectos citados pelos moradores que diferenciam o lugar antes e depois da implantação do parque linear.

Aspectos relatados pela comunidade	
Situação do lugar sem o parque linear	Situação depois do parque linear implantado
lixo/entulho	mais espaço para lazer
enchente	maior circulação e uso da área pelos moradores
falta de segurança/criminalidade	valorização do bairro
poluição do córrego	limpeza/ ambiente agradável
uso e comércio de drogas	facilidade de acesso
falta de infraestrutura/espaço de lazer	aumento da área verde/“ contato com a
dificuldade de acesso à área	



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

prostituição	natureza”
presença de morador de rua	valorização imobiliária
abandono da área	mais segurança
lugar “sem paisagem”	urbanização
	“sensação de bem-estar”
	melhoria nas “condições estéticas” do lugar

Fonte: Pesquisa realizada pelos autores, maio/agosto de 2012.

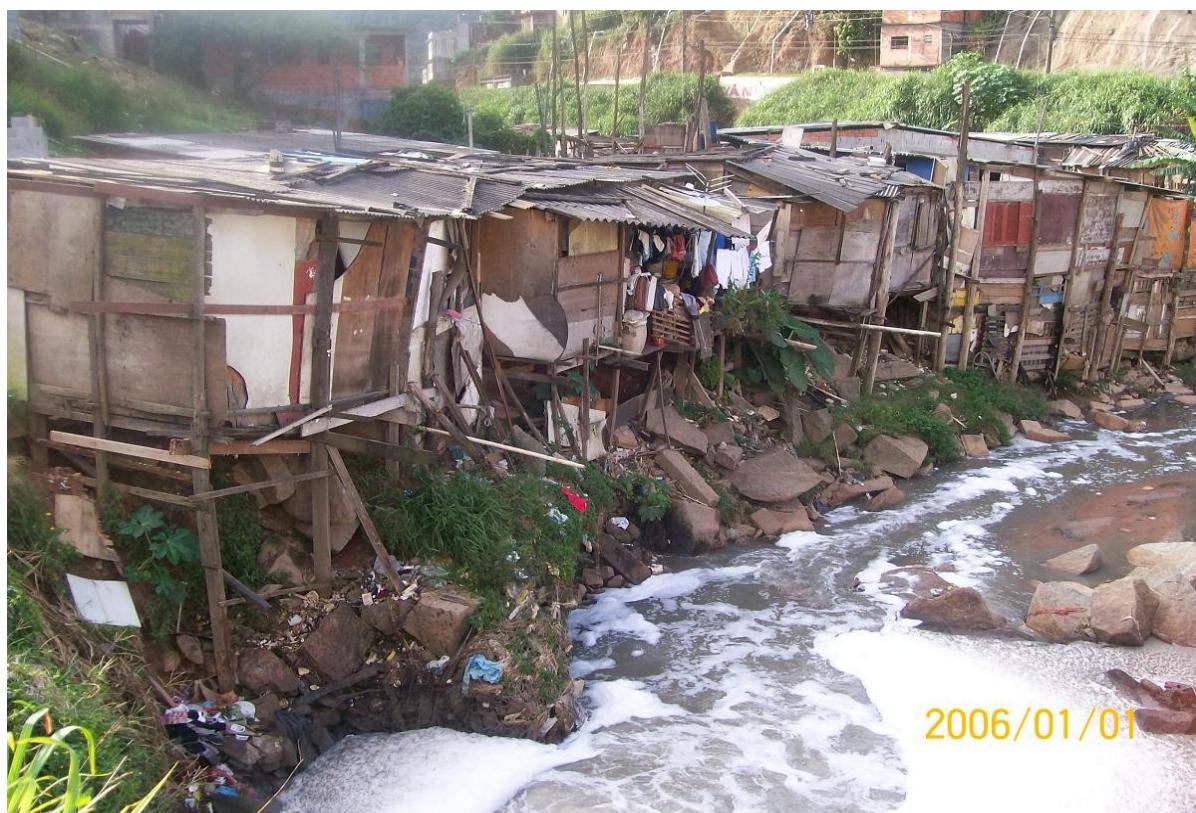


Figura 1. Situação das moradias nas margens do córrego, na região norte do município de São Paulo, configurando importante área de risco. Para a implantação do parque linear nesse local foi necessária a remoção de mais de seiscentas famílias residentes em área de risco (foto: acervo PMSP).



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**



Figura 2. O trecho a jusante do parque linear implantado passa por um processo de urbanização desde 2010; mais de mil unidades habitacionais estão sendo construídas (foto: Solange Silva-Sánchez, 2013).



Figura 3. Vista geral do parque linear já implantado. Com uma área de mais de 500 mil<sup>2</sup>, esse parque linear criou uma zona de transição entre um setor densamente ocupada e uma área de preservação ambiental, que integra o Parque Estadual Cantareira (foto: acervo PMSP).



Na configuração dos parques lineares, os equipamentos de lazer e esporte têm um uso intenso pela comunidade. A prática de caminhada, o desenvolvimento de atividades de educação, eventos culturais também são comuns. Os parques lineares também servem como passagem e conexão entre bairros ou como um acesso ao sistema de transporte público (Figuras 4 e 5).



Figura 4. Primeira fase do projeto de parque linear localizado no extremo leste do município de São Paulo. Esse parque é uma importante conexão entre os bairros do entorno e a estação de trem que liga a região com à área central da cidade (foto: acervo PMSP).

A gestão e manejo desses parques lineares ainda representa uma dificuldade para a municipalidade, pois prevalece um modelo de gestão, que são os parques urbanos tradicionais, normalmente cercados e com limites bem definidos. Algumas restrições legais aplicáveis às faixas de preservação marginais aos cursos d'água, consideradas áreas de preservação permanente, têm dificultado a construção de instalações de apoio, tais como sede administrativa e mesmo estruturas necessárias às equipes de manejo e vigilância.

O parque linear é um espaço aberto que inter-relaciona aspectos de drenagem, infraestrutura urbana e áreas verdes, ampliação das áreas permeáveis e de cobertura vegetal,



regulação de enchentes, conservação da água (superficial e subterrânea), regulação microclimática, ampliação das áreas de lazer. Constitui-se, ainda, um espaço privilegiado para práticas de educação ambiental.



Figura 5. Atividade de educação ambiental desenvolvida com crianças em parque linear localizado às margens da represa Guarapiranga, região sul da cidade (foto: acervo PMSP).

Como pode ser observado na Figura 6, a implantação de um parque linear na periferia de São Paulo, fortemente caracterizada pela ausência de áreas verdes, representa uma mudança significativa na paisagem urbana. Para implantação desse parque linear, localizado na região leste da cidade, foram removidas trezentas famílias que residiam em área de risco. Vários equipamentos públicos, como escolas, clubes esportivos e a sede da administração pública local estão localizados na área de abrangência do parque linear, possibilitando a articulação e qualificação de diferentes espaços públicos.

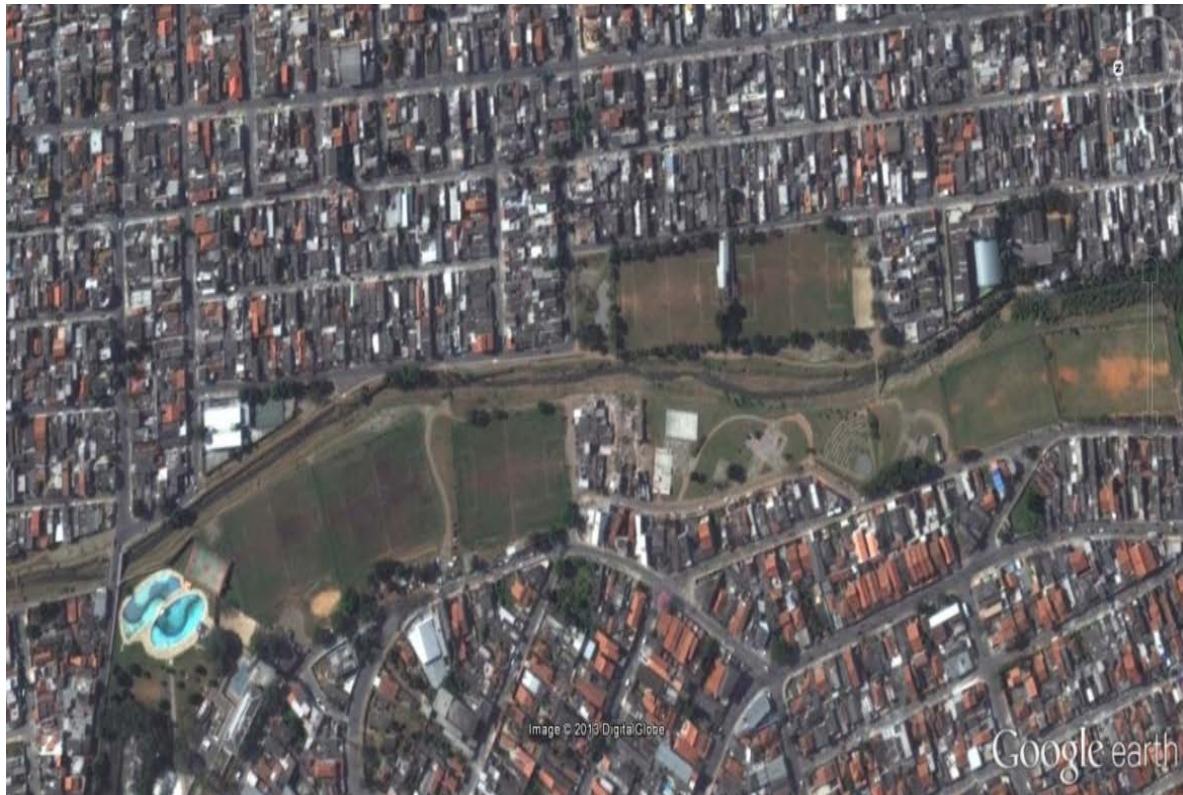


Figura 6. Vista geral de um parque linear implantado na região leste da cidade de São Paulo (Fonte: Google Earth. Data da imagem 008/12/2012. São Paulo, SP.  $23^{\circ} 30'08.15''S$   $46^{\circ}25'03.14''O$  elev. 755m. <http://www.earth.google.com>).

## COMENTÁRIOS FINAIS

A política de recuperação ambiental de córregos e fundos de vale, em particular com a criação de parques lineares, abre a possibilidade de firmar um novo paradigma no trato dos recursos hídricos no meio urbano. Ademais, essa política aponta para a possibilidade de superar o padrão urbanístico prevalecente na cidade, caracterizado pela degradação dos recursos hídricos e pelas áreas de risco representadas pelos inúmeros núcleos de favela formados ao longo dos córregos.

As políticas e projetos voltados à recuperação de rios e córregos urbanos, em maior ou menor escala, envolvem a revitalização de espaços públicos associados. O que se observa, para além do objetivo exclusivo de melhorar a qualidade da água, é uma tentativa de reinserir rios e córregos na paisagem urbana, recuperar a memória desses corpos hídricos, conectar espaços públicos, valorizar os serviços ambientais prestados à cidade pelos rios, sem desconsiderar a promoção da participação pública. Intervenções desse tipo possibilitam a



requalificação das áreas públicas, a ampliação das áreas verdes e oferta de lazer, a possibilidade de conectar lugares no bairro, controlar enchentes, com ganhos efetivos na qualidade de vida da população.

Apesar do caráter inovador, o que representa virtualmente uma mudança do paradigma dominante quanto à gestão da água urbana em São Paulo, os resultados contabilizados em uma década, contada a partir de sua formulação como política pública, ainda são tímidos e têm revelando as dificuldades que o poder público local enfrenta para regular e efetivar uma política cuja natureza é intrinsecamente intersetorial e de longo prazo.

Dada a complexidade dos problemas a serem considerados nos projetos (habitação, saneamento, mobilidade, segurança, entre outros), a implantação de parques lineares demanda um conjunto de ações de responsabilidade de diferentes órgãos governamentais, mas ainda predomina o caráter setorial das ações do poder público na implantação dos parques lineares. Além disso, os problemas de manejo desses parques ainda representam desafios importantes e apontam a urgência de se estabelecer formas inovadoras e flexíveis de gestão.

As formas de participação pública no desenvolvimento e implantação dos parques lineares também precisam ser aprimoradas. Esse processo prevê um momento inicial de compartilhamento de informação, avançando para uma participação efetiva nos processos de tomada de decisão, que considere as expectativas e interesses dos atores envolvidos, de modo a fortalecer uma ação colaborativa e pactuada, visando a construção coletiva de conhecimento, fundamental para o compartilhamento das responsabilidades. Estes são os desafios que esta cidade, na escala de complexidade que a caracteriza, deverá enfrentar nos próximos anos para melhorar o meio ambiente urbano, a qualidade de vida dos seus habitantes e reduzir o acesso desigual às facilidades da vida urbana.

## **AGRADECIMENTO**

Os autores agradecem a Lilian Rabethge (estagiária de Geografia) e Caio Vilas Boas Costa (estagiário de Gestão Ambiental), que participaram do desenvolvimento da pesquisa.

## **REFERÊNCIAS**

BALTRUSIS, N.; ANCONA, A. L. Recuperação Ambiental e Saúde Pública. O programa Guarapiranga. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 15, n. 1, p. 9-21. 2006.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

BEYRUTH, Z. Aprendendo sobre qualidade de vida com as águas poluídas da cidade de São Paulo. **Revista USP**, São Paulo, n. 70, n.70, p.46-63. 2006.

BRAGA, R.; CARVALHO, P. F. C. Recursos hídricos e planejamento urbano e regional. **Rio Claro: Laboratório de Planejamento Municipal** - IGCE-UNESP, p.113-127. 2003.

BROCANELI, P. F.; STUERNER, M. M. Renaturalização de rios e córregos no município de São Paulo. **Exacta**, v. 6, n. 1, p.147-156, 2008.

JACOBI, P. R.; GEORGETTI, C. Os moradores e a água na bacia do rio Pirajuçara na Região Metropolitana de São Paulo: percepções e atitudes num contexto crítico de degradação de fonte hídricas. In: Pedro R. Jacobi. (Org.). **Atores e processos na governança da água no Estado de São Paulo**. Editora Annablume, São Paulo, p.87-106. 2009.

MARICATO, E. Urbanismo na periferia do mundo globalizado: metrópoles brasileiras. **Revista São Paulo em Perspectiva**, São Paulo, v. 14, n. 4, p.21-33, 2000.

MARTINS, M. L. R. São Paulo, centro e periferia: a retórica ambiental e os limites da política urbana. **Estudos Avançados**, v. 2,5 n. 71, p.59-72. 2011.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Secretaria de Recursos Hídricos Plano Nacional de Recursos Hídricos. Diretrizes**. Volume 3. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília: MMA, 4 v. 2006.

ROLNIK, R.; NAKANO, K. Cidade e políticas urbanas no Brasil: velhas questões e novos desafios. In: H. Rattner (org.) **Brasil no limiar do século XXI: alternativas para a construção de uma cidade sustentável**. São Paulo, Editora da Universidade de São Paulo, p.105-124. 2000.



SÃO PAULO (Município). **Indicadores ambientais e gestão urbana: desafios para a construção da sustentabilidade na cidade de São Paulo** / Patrícia Marra Sepe, Sandra Gomes – São Paulo: Secretaria Municipal do Verde e do Meio ambiente: Centro de Estudos da Metrópole, p. il. 2008.

SÃO PAULO (Município). **Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente–SVMA. Atlas Ambiental do Município de São Paulo - O verde, o território o ser humano: Diagnóstico e bases para definição de políticas públicas para as áreas verdes do município de São Paulo.** Coordenação Patrícia Marra Sepe e HarmiTakiya, SVMA, 257 p. 2004a.

SÃO PAULO (Município). **Plano Diretor Estratégico do Município de São Paulo: 2002-2012.** São Paulo, SENAC, Prefeitura Municipal de São Paulo. 2004b.

SILVA-SÁNCHEZ, S.; JACOBI, P. R. Políticas de recuperação de rios urbanos na cidade de São Paulo: possibilidades e desafios. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais, ANPUR**, v. 14, n. 2, p. 145-161. 2012.

SILVA-SÁNCHEZ, S. **Requalificação de córregos urbanos, participação pública e aprendizado social: um estudo de caso no município de São Paulo.** In: Anais do 3º. Encontro Internacional da Governança da Água. Desafios Interdisciplinares. GovAmb USP, Procam/IEA. 2011.

TRAVASSOS, L. R. F. C. **Revelando rios. Novos paradigmas para a intervenção em fundos de vale na cidade de São Paulo.** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, 243p. 2010.

WATHELY, M.; CUNHA, P. M. **Guarapiranga 2005: como e por que São Paulo está perdendo este manancial: resultados do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Guarapiranga.** São Paulo, Instituto Socioambiental, 43p. 2006.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

**WORLD BANK. Project performance assessment report Brazil water quality and pollution control project.** World Bank, 58 p. 2007. Disponível em: <[http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2007/10/10/000020953\\_20071010094544/Rendered/PDF/396890BR.pdf](http://www-wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2007/10/10/000020953_20071010094544/Rendered/PDF/396890BR.pdf).>



DIREITO, GOVERNANÇA E DESENVOLVIMENTO URBANO SUSTENTÁVEL:  
PREMISSAS PARA SUPERAR UMA CONCEPÇÃO LIBERAL DO DIREITO DE  
PROPRIEDADE

Cesar Tavares<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Doutorando em Direito Ambiental Internacional, bolsista CAPES, Universidade Católica de Santos - cetav73@gmail.com. Orientador: Prof. Dr. Alcindo Fernandes Gonçalves.

## RESUMO

No Brasil a atividade de planejamento urbano é antiga, tendo nascido já em 1875, conforme relata Villaça (2010, p.193-194). Essa antiga atividade de planejamento já passou por diversas fases, resultando numa grande produção de documentos, que foram mais efetivos no período inicial, mas depois passaram a ser discursos ideológicos para legitimar as decisões que efetivamente promovem o desenvolvimento urbano. Dessa forma, em que pese a grande proliferação de trabalhos e o gasto de recursos, a produção de planos de desenvolvimento urbano no Brasil não representou uma atividade que efetivamente norteou o desenvolvimento das cidades brasileiras, exceto no período inicial, em que os planos eram voltados para a promoção de obras de melhoria e embelezamento das cidades. Apesar desse histórico de grande valorização da atividade planejadora, as cidades brasileiras continuam a padecer de problemas básicos como habitação, mobilidade e meio ambiente. Assim, é possível demonstrar que os problemas urbanos brasileiros não estão relacionados à falta de elaboração de planos de desenvolvimento urbano, resultando daí a necessidade uma investigação mais apurada, o que será feito no item 1 deste trabalho. Em paralelo com as questões discutidas no item 1, na segunda parte do trabalho o objetivo será descrever um caso paradigmático de desenvolvimento urbano, no qual se utiliza o instituto do land readjustment do direito japonês. Uma vez colocadas essas duas abordagens, será possível contrastar alguns dos principais problemas do direito do urbanismo brasileiro na conclusão do trabalho.

**PALAVRAS-CHAVE:** desenvolvimento urbano, meio ambiente, direito do urbanismo, direito de propriedade, direito à cidade, plano diretor, reparcelamento do solo urbano, land readjustment, governança.

## ABSTRACT

In Brazil, the activity of urban planning is ancient, having been born in 1875, as reports Villaça (2010, p.193-194). This former planning activity has been through various phases, resulting in a large production of documents, which were more effective in the initial period, but then began to be ideological speeches to legitimize concrete decisions that effectively promote urban development. Thus, in spite of the great proliferation of works and the spending of resources, urban development plans production in Brazil did not represent an activity that effectively has guided the development of the cities, except in the initial period, in which the plans were geared to the promotion the improvement and beautification of cities. Despite this history of great activity recovery urban planning, the braziian cities continue to suffer from problems such as housing, mobility and the environment. Thus, it is possible that brazilian urban problems are not related to the lack of production of urban development plans, so it is necessary search for a more thorough investigation, what will be done in item 1 of this



work. In parallel with the issues discussed in item 1, in the second part of the work the objective will be to describe a paradigmatic case of urban development, which uses the Institute of Land Readjustment of Japanese law. Once placed these two approaches, it will be possible to highlight some of the main problems of Brazilian urbanism at the conclusion of this work.

**KEYWORDS:** Urban development, environment, right urbanism, property right, city right, Master Plan, reparation of urban land, land readjustment, governance.

## OBJETO

O objeto do presente texto consiste em analisar, a partir de uma perspectiva jurídica, as dificuldades por que passa a institucionalização do urbanismo brasileiro, buscando contrastar as omissões do direito urbanístico brasileiro e indicar algumas diretrizes para a sua superação.

## METODOLOGIA

A metodologia do trabalho é descritivo-comparativa, uma vez que busca identificar os principais problemas do direito do urbanismo brasileiro e, a partir de uma comparação com uma experiência específica, no caso, do land readjustment do direito japonês, identificar algumas linhas para superação desses problemas.

## CONCLUSÕES E PRINCIPAIS RESULTADOS

Os principais resultados do trabalho situam-se num campo de constatações fatos ainda não claramente identificadas na área jurídica e que correspondem às seguintes afirmações: 1) é necessário questionar a crença amplamente difundida de que a elaboração de planos diretores é uma garantia de realização dos princípios contidos no Capítulo da Política Urbana da Constituição Federal de 1988, demonstrando que tal crença não é compatível com as leituras feitas, notadamente, na área da arquitetura e urbanismo, na qual se constatou que a produção dos planos diretores no Brasil não tem passado de um discurso retórico para encobrir as decisões que efetivamente norteiam o desenvolvimento urbano, num sentido favorável aos interesses de uma elite econômica que não tem propostas para resolver os problemas urbano-mabientais brasileiros; 2) questionar outra crença também amplamente difundida, no sentido de que o Estatuto da Cidade é um instrumento jurídico completo e capaz de promover uma ampla reformulação no meio ambiente urbano brasileiro, identificando que um dos maiores obstáculos ao desenvolvimento urbano brasileiro, qual seja, a precedência do



direito de propriedade sobre os processos de urbanização, ainda é uma realidade presente, apesar de uma grande literatura desenvolvida sobre o conceito da função social da propriedade; 3) a exemplo do que ocorre com o land readjustment japonês, o eixo central que deve orientar a completa implementação do marco institucional do urbanismo no direito brasileiro está justamente em quebrar a precedência do direito de propriedade sobre os processos de desenvolvimento urbano.

## 1. O DIREITO DE PROPRIEDADE NO DESENVOLVIMENTO URBANO BRASILEIRO

Para compreender o processo de urbanização brasileiro, alguns conceitos desenvolvidos por David Harvey são de extrema utilidade, razão pela qual este trabalho se inicia com algumas das categorias desenvolvidas pelo autor.

Segundo David Harvey (2008, p.25), as cidades e o desenvolvimento urbano desempenham um papel fundamental no processo capitalista de acumulação para reinvestimento, de modo que, ao lado dos gastos militares, as cidades tem sido, ao longo dos últimos séculos, as grandes responsáveis pelos ciclos de acumulação que estabilizam a economia.

Contudo, os processos de desenvolvimento urbano não são voltados para realizar o direito à cidade, de modo que a maioria das pessoas que vive nos centros urbanos tem que se submeter a uma realidade de exclusão sócio-espacial, que gera consequências danosas tanto no aspecto social, quanto no ambiental.

Assim, Harvey caracteriza o desenvolvimento urbano no mundo a partir de dois processos fundamentais, a **creative destruction** e a **accumulation by dispossession**.

Por destruição criativa, Harvey descreve as políticas públicas de limpeza e revitalização de áreas degradadas da cidade, provocando um processo de gentrificação dessas áreas. Nesses casos, o Estado usa de seus poderes de autoridade pública (notadamente a competência expropriatória) para remover enormes contingentes populacionais e assim obter áreas para investimentos públicos em infraestrutura, para a instalação de centros comerciais e para projetos habitacionais, em geral, voltados para setores de maior renda da população. As intervenções públicas aqui não se preocupam com as dinâmicas vitais das populações nos



centros urbanos, nem com o direito à moradia, muitas vezes manifestado através da posse sobre imóveis degradados ou habitações subnormais.

O caso paradigmático de destruição criativa citado por Harvey (2008, p.26) é a reurbanização de Paris na administração de Georges-Eugene Haussmann, nomeado prefeito da cidade entre 1853 e 1870 por Napoleón III. Assim, na origem da Paris turística de hoje está um grande projeto de reurbanização que, na verdade, caracterizou-se por conflitivos processos de gentrificação.

Acontece que o fenômeno da destruição criativa se repete no tempo e no espaço. Em São Paulo, a revitalização da região central da cidade, no trecho da chamada Cracolândia, através do Projeto Nova Luz, na gestão do prefeito Kassab (2006 a 2012), apesar de não ter sido executado, gerou intensos debates e mobilizações sociais. Mediante a utilização do instituto da concessão urbanística (previsto no Plano Diretor de São Paulo e em legislação específica), o Projeto Nova Luz prevê a desapropriação pública de áreas da região central para despois licitar projetos de revitalização, contratando-se empresas privadas que executariam as desapropriações e os projetos de revitalização, custeando-se os investimentos a serem realizados com a exploração econômica das áreas desapropriadas.

De outro lado, a acumulação por despejo é descrita por Harvey (2008, p.34) como o processo em que a valorização econômica de determinadas áreas leva à expulsão das populações de baixa renda que as ocupam, devolvendo-se tais áreas ao mercado imobiliário.

A acumulação por despejo pode ocorrer de diferentes maneiras. Em Seul, nos anos 90, as empresas atuantes no mercado imobiliário contratavam capangas que destruíam favelas inteiras, promovendo um traumático processo de expulsão das pessoas, para depois o mercado imobiliário se apropriar das áreas, construindo edifícios e vendendo as unidades a altos custos. Em Mumbai, milhões de moradores de favelas não possuem título de propriedade sobre o espaço que habitam, levando a uma situação em que o próprio Estado, invocando a preservação ambiental ou a requalificação de áreas degradadas, promove a retirada das pessoas, permitindo que os proprietários retomem os imóveis e neles promovem lucrativos empreendimentos. Na China, basta a publicação de decretos determinando a retirada das pessoas, para que novas áreas sejam obtidas para a realização de novos empreendimentos imobiliários. Nos Estados Unidos, as pessoas recebem indenizações pela desapropriação de seus imóveis, que são imediatamente entregues para o mercado imobiliário, justificando-se o



processo com base no argumento de que o mercado fará uso economicamente mais rentável de tais bens, neles instalando lojas ou condomínios fechados. No caso do Brasil, as famílias pobres passam por processos de regularização fundiária, em que recebem a propriedade dos bens que ocupam há muito tempo; todavia, dada a fragilidade econômica dessas populações, as áreas regularizadas acabam por ser vendidas no mercado imobiliário, transformando-se em novas fronteiras para investimentos imobiliários. (HARVEY, 2008, p.34-36)

Para entender o processo de acumulação por despejo, importa detalhar alguns pontos sobre o processo de urbanização brasileiro e as recentes políticas governamentais em matéria de desenvolvimento urbano.

De fato, em que pesse a melhoria na qualidade de vida da população brasileira, com a diminuição da pobreza nos últimos anos, a precedência do direito de propriedade sobre os processos de urbanização, ponto mais fundamental da agenda urbana, ficou relegada a segundo plano. Mesmo conquistas importantes, como a edição do Estatuto da Cidade em 2000 e a grande evolução trazida pelo capítulo da política urbana na Constituição Federal, não foram capazes de superar a concepção liberal do direito de propriedade que tem norteado o desenvolvimento das cidades brasileiras.

É certo que o Estatuto da Cidade e o Capítulo da Política Urbana na Constituição de 1988 colocaram a questão fundiária como centro dos problemas do Direito do Urbanismo. A Constituição Brasileira de 1988 passou a prever princípios e institutos que efetivamente podem condicionar o direito de propriedade.

De fato, após a promulgação da Constituição Brasileira de 1988, muitos municípios brasileiros, dando efetividade à sua competência em matéria urbanística, editaram legislações urbanísticas importantes, com institutos de bastante relevo na aplicação concreta do princípio constitucional da função social da propriedade. A outorga onerosa do direito de construir, as zonas especiais de interesse social, a fixação de índices para aproveitamento do solo, o IPTU progressivo no tempo e a desapropriação-sanção são alguns dos exemplos de institutos que passaram a fazer parte das legislações urbanísticas municipais.

Esse primeiro impulso, no entanto, sofreu forte resistência dos setores mais conservadores da sociedade brasileira, de modo que, após decisões do Poder Judiciário, os municípios não puderam mais aplicar tal legislação inovadora, enquanto não houvesse uma legislação federal que regulamentasse o Capítulo da Política Urbana na Constituição de 1988.



Referindo-se a esse momento e aos movimentos sociais de luta por reforma urbana, Villaça (2010, p.239) destaca:

“É muito significativo que tenham sido exatamente aspectos urbanísticos – referentes ao uso e ocupação do solo – os que mais geraram polêmicas, mobilizaram as forças do atraso, impediram a aprovação de vários planos diretores ou esterelizaram a ação dos que foram aprovados. Isso revela que, finalmente, veio à luz aquele aspecto que vinha sendo ocultado pela ideologia do plano diretor: os interesses vinculados ao espaço urbano”.

Dessa forma, mesmo investimentos públicos e programas do governo federal voltados a sanar o déficit por habitação serão ineficazes se não forem acompanhados de políticas efetivas para se modificar a dinâmica conservadora de ocupação do espaço urbano que caracteriza as cidades brasileiras. Ademais, as ações de planejamento urbano dos governos locais, em face dos interesses engendrados por uma estrutura fundiária altamente concentrada, tendem a ser neutralizadas.

Dessa forma, sem a instituição de políticas efetivas para se colocar a estrutura fundiária das cidades a serviço de uma política urbana de garantia do direito à cidade, planejamento e desenvolvimento urbano sustentável continuarão sendo discursos ideológicos colocados pelas elites para encobrir as decisões que realmente determinam a produção do espaço urbano.

Flávio Villaça (2010, p.183) desenvolveu uma tese bastante interessante sobre a função do planejamento urbano no Brasil, destacando que toda a produção de planos urbanísticos nas cidades brasileiras ao longo do Século XX não passou de um discurso ideológico para esconder as políticas de desenvolvimento efetivamente adotadas nas cidades brasileiras. Conforme exposto por Villaça, as políticas urbanas que efetivamente estruturaram as cidades brasileiras foram voltadas para atender aos interesses das elites urbanas, que nunca tiveram propostas para resolver problemas importantes como habitação, saneamento, transportes e meio ambiente, nem se importaram em fazer com que a prática do planejamento urbano fosse efetivamente estruturante das cidades brasileiras.

Desde a década de 1930, vem-se desenvolvendo no Brasil uma visão do mundo urbano segundo a qual os problemas que crescentemente se manifestam são causados pelo seu crescimento caótico – sem planejamento –, e que um planejamento “integrado” ou “de conjunto”, segundo técnicas e métodos bem definidos, seria indispensável para solucioná-los. Essa é a essência da ideologia do planejamento que ainda perdura. Há décadas nossas classes



dominantes vem desenvolvendo interpretações sobre as origens dos problemas sociais que se manifestam agudamente em nossas cidades – especialmente os de habitação, transportes, saneamento e meio ambiente –, bem como sobre o papel do planejamento urbano na solução desses problemas. Tais ideias visam ocultar as verdadeiras origens daqueles problemas, assim como o fracasso daquelas classes e do Estado em resolvê-los. Com isso a dominação é facilitada. (VILLAÇA 2010, p.183)

Dessa forma, mesmo tendo o Governo Federal Brasileiro adotado desde 2002 uma política de fortes investimentos em questões importantes como habitação, mobilidade e infraestrutura de serviços públicos nas cidades brasileiras, o marco legal do direito de propriedade (ainda fortemente liberal), a estrutura concentrada da propriedade urbana e as políticas locais de desenvolvimento urbano (atreladas aos interesses das elites econômicas) constituem um obstáculo que torna limitada a eficácia das políticas federais de investimentos nas cidades. Nesse sentido, Maricato (2013, p.384) destaca que os investimentos públicos do governo federal na promoção de habitação popular levaram à retomada do crescimento da indústria da construção civil, mas contraditoriamente, isso acarretou um acirramento nos conflitos em torno da disputa pelo solo urbano.

Portanto, pode-se falar que existe no Direito Brasileiro uma estrutura jurídico-institucional baseada na garantia do direito de propriedade sobre o solo urbano e no exercício da função urbanizadora como uma decorrência do direito de propriedade. Assim, o direito de construir e o parcelamento do solo urbano, enfim, a função de criar novos espaços urbanos, são decorrências do exercício do direito de propriedade. O problema está em que essa estrutura jurídico-institucional perpetua a hegemonia das elites urbanas e adia a resolução dos problemas fundamentais das cidades brasileiras.

É possível compreender melhor como se dá essa relação entre o marco legal do direito de propriedade e a hegemonia das elites urbanas na condução das políticas de desenvolvimento urbano, descrevendo-se as características especiais do solo urbano, conforme Souza (2009, p.2) fez, nos seguintes termos:

“A. Toda parcela de terra possui localização geográfica única, sendo impossível, por esse único motivo, produzir parcela de terra idêntica. Esse simples fator concede à parcela de terra níveis de monopólio especialmente para aqueles que a controlam em áreas onde o desenvolvimento econômico da cidade foi e continua sendo maior;  
B. Ainda que impossível produzir parcela de terra idêntica, é possível reproduzir determinadas características pelo fornecimento de infraestrutura e toda infraestrutura instalada gera valorização direta e proporcional à parcela de terra. Lembrando que



parcelas de terra urbana requerem enorme variedade de infraestrutura, tais como água, luz, eletricidade, sistema viário, esgoto, drenagem, áreas verdes e outras instalações necessárias;

C. Nem toda parcela de terra pode ser tratada como bem público, e isso implica a existência de transações de mercado, algo que não se pode extinguir. As transações de mercado acontecem por meio da comparação entre as terras menos produtivas (ou menos equipadas) e as melhores terras (ou mais equipadas), somada às suas externalidades econômicas e ambientais”.

Ora, o solo urbano tal como descrito por Souza é uma resultante de um modelo jurídico-institucional que protege o direito de propriedade segundo uma perspectiva liberal, pela qual se concebe que o direito de construir e o direito de urbanizar são uma decorrência do direito de propriedade. Assim, as funções públicas de licenciamento de construções e de projetos de parcelamento de solo não chegam a afetar a precedência do direito de propriedade na origem dos processos de urbanização.

A função pública de planejamento, por sua vez, também não afeta a prevalência do direito de propriedade nos processos de urbanização, uma vez que o planejamento urbano no Brasil, conforme retratado por Villaça (2010, p.169 e seguintes), não passa de um discurso ideológico voltado a encobrir os processos reais de desenvolvimento urbano, os quais são norteados para atender os interesses das elites econômicas, que não têm propostas para resolver problemas cruciais como habitação, transportes e meio ambiente.

O problema do desenvolvimento urbano no Brasil demanda, portanto, a utilização de mecanismos que rompam com a precedência do direito de propriedade nos processos urbanizadores.

## 2. O LAND READJUSTMENT NO DIREITO JAPONÊS

Sem a pretensão de se elaborar uma análise mais aprofundada sobre a eficácia dos atuais instrumentos de planejamento e desenvolvimento urbano previstos no Estatuto da Cidade e no direito brasileiro, o presente trabalho pretende expor resumidamente o uso do *land readjustment* no direito japonês como um caso paradigmático de mitigação da precedência do direito de propriedade nos processos de urbanização.

Justifica-se a utilização do caso japonês do *land readjustment* como paradigma, uma vez que esse instituto foi amplamente utilizado em grande parte das cidades japonesas, que passaram por intensos e acelerados processos de urbanização ao longo do século XX, situação



essa que se assemelha ao contexto de desenvolvimento urbano brasileiro, igualmente caracterizado por um intenso e acelerado processo de urbanização.

Assim, para Souza (2009, p.29),

“Land readjustment é um método de desenvolvimento urbano de execução compartilhada, em que os proprietários e inquilinos contribuem para o financiamento e a realização do projeto, dividindo de maneira equilibrada os custos e os benefícios do desenvolvimento urbano. Essa prática é autorizada por meio de lei específica e sua execução fica a cargo de uma agência técnica multidisciplinar conhecida como agência de implementação, que é responsável pelo processo de transformação das diversas unidades fundiárias inseridas na delimitação do projeto”.

Ou seja, o land readjustment é uma técnica de reparcelamento do solo urbano, pela qual se modifica a estrutura fundiária de uma área urbana consolidada, mediante a execução de um projeto, em cuja elaboração e execução participam proprietários, possuidores, empreendedores, interessados em geral e o poder público.

Para entender esse conceito, algumas noções devem ser delineadas.

Primeiro, a noção de **reposicionamento de lotes, ou reploting**. A grande diferença entre o *land readjustment* e as outras formas de desenvolvimento urbano consiste justamente na possibilidade de reconfigurar toda a estrutura fundiária da área de intervenção. Ou seja, a área objeto do *land readjustment* pode ser redesenhada, promovendo-se uma mudança completa no traçado das vias e no formato e localização dos lotes. Dessa forma, em vez de conservar o desenho da cidade de acordo com o formato das propriedades individuais, o *land readjustment* volta-se para a modificação da estrutura fundiária da área de intervenção.

O reposicionamento de lotes ou *reploting* é o mecanismo que possibilita essas alterações na configuração do espaço urbano. Trata-se de ferramenta pela qual se promove a “mudança de localização, formato e área de diversas parcelas de terra, segundo processos de amalgamação, subdivisão, relocação e troca, com o objetivo de atingir o cenário estipulado pelo projeto de *land readjustment*” (SOUZA, 2009, p.29).

Segundo as diretrizes da Lei de Land Readjustment (LRL) japonesa, o reposicionamento de lotes não é aleatório, nem arbitrário, pois deve obedecer a um **plano de reploting**, pelo qual são fixados e discutidos publicamente **critérios de correspondência** entre o antigo e o novo lote de cada titular de direito.

As regras de correspondência obrigam à obediência de diretrizes pelas quais os novos lotes deverão ter características, em termos de localização (em relação a equipamentos e



infraestrutura), área, solo, suprimento de água, uso de solo, meio ambiente, entre outros, semelhantes àquelas que possuíam os antigos lotes.

O direito japonês denomina essas diretrizes de **lei de correspondência**, uma vez que a identidade de características entre o lote antigo e o novo é impossível. Dessa forma, o reploting só é possível devido à fixação de critérios de correspondência em planos pré-elaborados de redesenho fundiário, os quais são debatidos com os próprios interessados.

A aplicação da lei de correspondência só é possível uma vez que a avaliação dos lotes se dá conjugando-se critérios diferentes dos tradicionais sistemas de avaliação pelo valor de mercado, que são subjetivos e imprecisos. Pelos sistemas de avaliação de mercado, nunca é possível saber o suposto valor real de um dado terreno, uma vez que o anúncio de investimentos públicos gera pressões especulativas que conduzem a intermináveis discussões judiciais sobre o valor das áreas urbanas.

Na sistemática da lei japonesa de *land readjustment* é possível compensar as imprecisões da avaliação de mercado mediante a utilização da **avaliação por cálculo do coeficiente viário**, que expressa índices objetivos relacionados à dimensão e à classificação das vias em que se situa cada parcela de terra.

Esses índices objetivos são fixados em portaria do governo central japonês e foram submetidos a revisões que os atualizaram conforme as condições da economia japonesa.

Segundo Yanase, citado por Souza (2009, p.42-43):

“esse sistema tem os seguintes pontos positivos: grande quantidade de lotes pode ser avaliada num curto período de tempo; possíveis desvios durante a avaliação não significativos; por ser um método científico e baseado em regras claras, o entendimento com os proprietários não se torna difícil; e possibilita o cálculo do valor monetário da terra antes e depois do projeto de *land readjustment*, com menor interferência dos processos especulativos.”

Assim, cotejando-se as principais características do regime jurídico do *land readjustment*, é possível concluir-se que os projetos de *land readjustment* não podem ser desenvolvidos pela simples imposição dos poderes de autoridade pública sobre o cidadão, tal como ocorre na aplicação do instituto da desapropriação. Apenas em situações pontuais de oposição aos projetos, são utilizados mecanismos para sanar impasses que inviabilizam os projetos, tais como a desapropriação, a exclusão da propriedade do perímetro de modificação



mediante o pagamento de tributos adicionais e o congelamento das atividades econômicas que possam ser desenvolvidas na propriedade.

Nesses casos, o princípio da supremacia do interesse público sobre o privado é bastante mitigado e a nota característica na implementação dos projetos de *land readjustment* é o protagonismo exercido sobre as agências de implementação e pelos conselhos de proprietários e detentores de direitos.

As agências de implementação são responsáveis por duas funções fundamentais: desempenhar todo o trabalho técnico envolvido na elaboração e execução dos projetos de *land readjustment*; administrar resolutivamente todos os processos de acordo e consenso entre detentores de direitos envolvidos na área de interferência dos projetos, além de promover a interlocução entre técnicos, detentores de direitos e prestadores de serviços, tais como as construtoras e empreiteiras, envolvidos na execução dos projetos.

Conforme destacado por Souza (2009, p.31), a agência de implementação no *land readjustment* japonês é uma “organização administrativa do setor público (governo local, estadual, nacional, corporações públicas, etc.), do setor privado (cooperativa de proprietários, agente de promoção individual, etc.) ou de combinação entre os dois setores (autarquia pública, corporações de capital misto, etc.)”.

Em qualquer caso, haverá um conselho ou uma associação, integrados por pelos detentores de direitos, que tomará as decisões fundamentais das agências de implementação, tendo poderes inclusive para substituir o corpo técnico da agência.

Conforme anota Souza (2009, p.54):

“A agência de implementação por associação ou cooperativa de *land redjustment* precisa ser administrada e composta por quatro agentes: os executivos, os auditores, o presidente e os representantes da associação. Todos os detentores de direitos dentro da área do projeto devem ser membros da associação (LRL § 25) e o poder público pode designar, caso a associação faça o requerimento, peritos para ocupar o posto de um dos agentes necessários para a boa execução do projeto (LRL, § 25,2)”.

Importa destacar, portanto, que as agências de implementação no direito japonês são uma garantia de alguns pressupostos fundamentais para o sucesso dos projetos de *land readjustment*, quais sejam: a participação direta dos detentores de direitos, a transparência dos processos e a estabilidade das decisões.

Os projetos de *land readjustment*, dessa forma, não são resultado de um trabalho burocrático e centralizador do poder público. Além disso, não estão sujeitos à instabilidade



decisória gerada pelos períodos eleitorais, em que pese a necessidade de adequação aos planos diretores de desenvolvimento urbano e a exigência de autorização prévia do governo, para os casos de projetos de agências privadas.

Outro conceito fundamental para entender o *land readjustment* é a **taxa de contribuição**. Os projetos de *land readjustment* demandam a destinação de áreas para a instalação de infraestruturas e equipamentos públicos. Uma vez que as áreas públicas são escassas ou inexistentes, tais áreas devem ser obtidas pela transferência de parte das propriedades privadas envolvidas no projeto de *land readjustment*.

Assim, na implantação do plano de *reploting*, todos proprietários de terras transferem ao domínio público parte de suas propriedades, a fim de possibilitar a instalação dos melhoramentos públicos necessários. Dessa forma, “a diferença em área de propriedade privada entre antes e depois do *reploting* medida em porcentagem é a denominada taxa de contribuição.” (SOUZA, 2009, p.30).

Importante lembrar que a parcela de área privada transferida ao domínio público não é um ônus suportado pelo particular, sem qualquer tipo de contraprestação. Pois, com a implantação do projeto de *land readjustment* e a instalação das infraestruturas públicas na área de intervenção, as áreas particulares têm seu valor acrescido. Dessa forma, mesmo que menores, as áreas privadas têm mais valor do que na situação anterior à implantação dos projetos de *land readjustment*, compensando assim a taxa de contribuição para o domínio público.

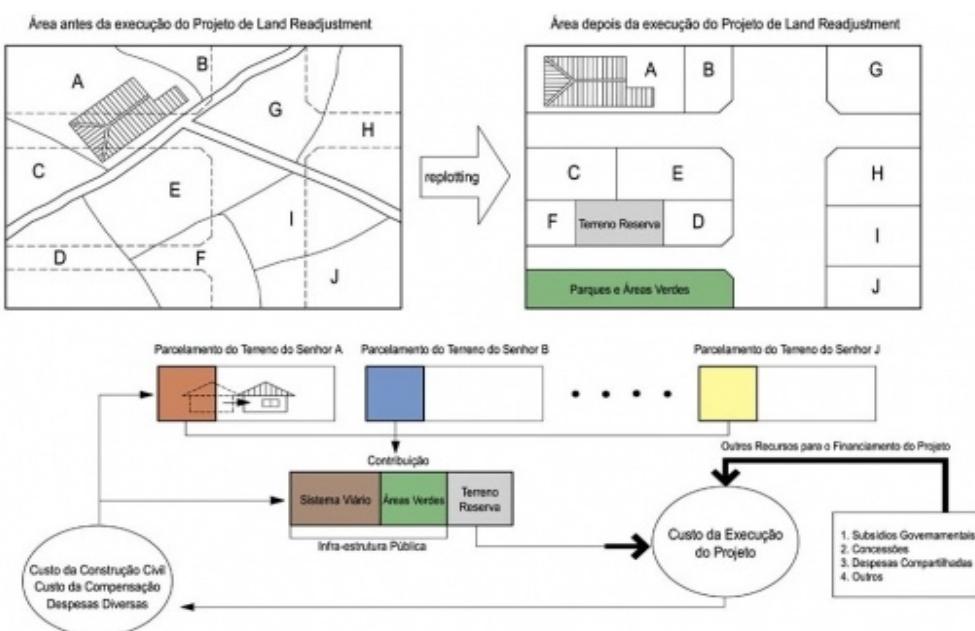
No projeto de *land readjustment* deve haver uma equação econômica que, com base nos cálculos de avaliação dos terrenos pelo coeficiente viário, demonstre as compensações trazidas pelos investimentos públicos nas áreas privadas. Dessa forma, os proprietários de terras sabem que, mesmo transferindo parte de suas áreas para o domínio público, a instalação de praças, parques, escolas, linhas de metrô, amplas vias de acesso, levará a uma sobrevalorização de suas propriedades, que terão um valor maior do que na situação anterior.

Mas, além da taxa de contribuição, a lei japonesa de *land readjustment* também prevê a separação de áreas particulares para a criação de **terrenos-reserva**. Os investimentos públicos realizados na implantação dos projetos de *land readjustment* devem ser financiados de alguma forma. Assim, os terrenos-reserva são lotes resultantes de antigas áreas privadas



que foram transferidas para o poder público e que são vendidos pela agência de implementação, para financiar os gastos públicos com a implantação do *land readjustment*.

O quadro abaixo demonstra a aplicação de projeto de land readjustment.



## CONCLUSÃO

O confronto entre a experiência japonesa do land readjustment e o papel desempenhado pelo planejamento urbano no Brasil revelam que o direito urbanístico brasileiro ainda não possui uma regulação completa em matéria de planejamento urbano.

Conforme destaca Carvalho Pinto (p. 05), essa incompletude compromete as próprias finalidades do direito urbanístico:

“O que garante a unidade do direito urbanístico e inspira seus princípios básicos é ideia da necessidade do planejamento territorial. O direito urbanístico nasce quando se estabelece a obrigatoriedade de um plano geral para toda cidade que apresente algum dinamismo populacional. Seus institutos visam organizar o sistema de planejamento decorrente dessa obrigação e definir com clareza os direitos dos proprietários urbanos quanto às possibilidades de utilização e transformação de seus terrenos”.

De outro lado, a legislação brasileira sobre parcelamento de solo urbano (Lei Federal nº 6766/1979) é bastante clara no sentido de garantir que ao titular do direito de propriedade do solo urbano tenha uma grande influência sobre os processos de urbanização.



Dessa forma, a falta de uma regulação efetiva sobre planejamento urbano e a precedência dos proprietários do solo urbano sobre os processos de parcelamento do solo evidenciam importantes dificuldades da legislação brasileira no controle do desenvolvimento urbano.

A lei japonesa sobre land readjustment, por sua vez, demonstra que é possível relativizar o direito de propriedade no processo de desenvolvimento urbano, sem, no entanto suprimi-lo de forma autoritária, pelo uso dos poderes de autoridade pública.

Nesse sentido, a lei geral sobre avaliação do solo urbano e a regulação minuciosa do land readjustment japonês demonstram alguns pontos sobre os quais há necessidade de se buscar uma evolução na legislação brasileira. De fato, a obrigação de elaborar planos para se promover os projetos de reparcelamento de solo evidencia que é possível executar concretamente planos de desenvolvimento urbano. Essa constatação revela os equívocos do planejamento urbano inefetivo que comumente se tem desenvolvido no Brasil, colocando assim a necessidade de promover uma legislação que regule a atividade de planejamento urbano.

Quando aborda as legislações urbanísticas de outros países, notadamente dos países desenvolvidos, Carvalho Pinto (2010, p.6) destaca o seguinte:

“Embora cada uma destas leis nacionais apresente particularidades decorrentes do sistema institucional de cada país, há uma notável semelhança entre elas. Todas estabelecem um sistema hierarquizado de ordenação territorial, pelo qual os planos de menor escala detalham os de maior escala. Cada um desses planos é minuciosamente descrito quanto ao seu conteúdo, forma de aprovação e atualização, grau de detalhamento e eficácia jurídica”.

Dessa forma, a experiência comparada de outros países permite concluir que é possível instituir uma regulação sobre planejamento urbano, superando a tradição brasileira dos planos ideológicos.

Ademais, no direito japonês, a elaboração dos planos de land readjustment comprehende a participação obrigatória de todos os titulares de direitos, para os quais é conferida capacidade de decisão na execução do projeto, inclusive para solicitar a substituição dos técnicos responsáveis. Dessa forma, a participação dos cidadãos e a resolução de todos os conflitos são condições para que os projetos de land readjustment sejam executados.



Essa realidade do direito japonês evidencia a necessidade de uma legislação mais detalhada sobre a participação dos cidadãos no planejamento urbano brasileiro. Assim, é necessária uma mudança na legislação brasileira, no sentido de se atribuir às instâncias participativas de planejamento um poder efetivo de decisão sobre a propriedade privada urbana, fazendo com que os planos diretores deixem de ser “peças de retórica política” e passem a ser “documentos técnicos de urbanismo, capazes de efetivamente orientar o crescimento das cidades.” (CARVALHO PINTO, 2010, p.04)

Outro ponto importante é o estabelecimento de critérios legais para a avaliação do solo, levando-se em conta a proximidade da infraestrutura urbana (instalada e a ser instalada), tal como ocorre na legislação japonesa e também na de outros países, como a Espanha. Dessa forma, além de atenuar a precedência do direito de propriedade na origem dos processos de urbanização, também será possível estabelecer critérios objetivos para a fixação do preço do solo urbano, contribuindo para a diminuição de litígios e de pressões especulativas, quando da implementação de melhorias nas cidades.

## REFERÊNCIAS.

CARVALHO PINTO, Victor. **Do estatuto da cidade ao código de urbanismo.** Senado Federal. 2010. Disponível em: <<http://www12.senado.gov.br/publicacoes/estudos-legislativos/tipos-de-estudos/outras-publicacoes/agenda-legislativa/capitulo-7-do-estatuto-da-cidade-ao-codigo-de-urbanismo>>.

HARVEY, David. The right to the city. **New Left Review**, nº 53, sep./oct. 2008.

MARICATO, Ermínia. É a questão urbana, estúpido! In: **Cidades Rebeldes, passe livre e manifestações que tomaram as ruas do Brasil.** Boitempo editorial. Edição Kindle. 2013.

SOUZA, Felipe F. **Métodos de Planejamento Urbano:** Projetos de Land Readjustment e Redesenvolvimento Urbano. São Paulo: Paulo's Comunicação, 2009.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

VILLAÇA, Flávio. Uma contribuição para a história do planejamento urbano no Brasil. In DEÁK, Csaba e SCHIFFER, Sueli T. R. (orgs.). **O Processo de Urbanização no Brasil**. São Paulo: Edusp, 2010. p. 169-243.



## Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

### O MAPA E OS CONFLITOS DE SOBREPOSIÇÃO LEGAL NA GESTÃO DE TERRITÓRIOS TRADICIONAIS E UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Tarsio Magalhães Tognon Vieira de Souza<sup>1</sup>; Sueli Angelo Furlan<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Geógrafo, mestrando em Ciência Ambiental (Procam/IEE/USP).

<sup>2</sup>Prof<sup>a</sup>. Dra. em Geografia Física (DGeo/FFLCH e Procам - USP).

#### APRESENTAÇÃO

A condição presente e o futuro de inúmeras comunidades quilombolas no Brasil estão atualmente condicionadas à sua situação fundiária e às políticas de proteção ambiental e ao patrimônio cultural e seus sistemas jurídicos correspondente. Exploramos neste artigo a situação conflituosa decorrente sobreposição dessas legislações, interpretada pelas comunidades quilombolas como um obstáculo na concretização de sua principal reivindicação, o reconhecimento do direito à terra e titulação de seus territórios. Por outro, lado exploramos o potencial da cartografia social em mobilizar essas comunidades e abrir espaço para um dialogo em busca da resolução destes conflitos.

Este problema de pesquisa se delineou a partir da experiência de pesquisa e desenvolvimento de um mapeamento participativo nas comunidades quilombolas Ribeirão Grande e Terra Seca (Barra do Turvo/SP), que integram a unidades de conservação (UC) Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) Quilombos de Barra do Turvo. Ao apresentar a cartografia (dita) social à comunidade, esta enxergou a possibilidade de fortalecimento político e organizacional de seus membros e de produção e sistematização de saberes sobre sua cultura, história e geografia.

#### Situação fundiária e direito territorial

O reconhecimento não tem sido o maior obstáculo, dado o grande número de territórios quilombolas identificados e reconhecidos, mas os processos de titulação que solucionaria a situação fundiária, segundo as comunidades não avançam. O número de áreas tituladas é de apenas 121, favorecendo 190 comunidades diante de um total de 1167 processos abertos do Incra<sup>13</sup>. Esses números demonstram a fragilidade do sistema de proteção ao patrimônio cultural e de promoção das populações afrodescendentes

<sup>13</sup>Relatório da SEPPIR e INCRA sobre seus trabalhos voltados para as populações quilombolas. Disponível em: <<http://www.seppir.gov.br/publicacoes/relatorio-sobre-os-territorios-quilombolas-incra-2012>>. Acesso em: 25 nov. 2013.



remanescentes de quilombos no Brasil. Infelizmente não dispomos de dados que indiquem o número de territórios onde há sobreposição dessa legislação com a ambiental. O que seria um importante estudo a ser realizado.

Este é o caso das comunidades remanescente de quilombos Ribeirão Grande e Terra Seca, cuja origem já foi reconhecida e seu território identificado, está inserida em uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável, com a qual se nutre uma relação mista de parcerias e receios.

## O PROBLEMA DA SOBREPOSIÇÃO DE TERRITORIALIDADE

Compreendemos por territorialidade a expressão cultural, as intencionalidades, as diferentes formas de apropriação, domínio e uso de um território (SANTOS, 2002; HAESBAERT, 2011). A forma de vida das populações tradicionais quilombolas e a história de sua territorialização apresenta traços que as vincula intimamente aos seus territórios, através do conhecimento, da organização socioespacial e das técnicas de trabalho que desenvolverem para de seus recursos extrair sua sobrevivência (QUEIROZ, 2006). Este complexo conjunto de aspectos compõem a territorialidade dessas comunidades, que se opõe a outro projeto de uso, representado pelos interesses ambientalista de viés conservacionista. Demorou muito para que essa visão mudasse, e a conservação da natureza passasse a ser pensada juntamente com a presença humana (DIEGUES, 2008). Ainda assim, os conflitos persistem, pois a ideia central de um território é ele constituir- se como um espaço de domínio, que no caso da legislação ambiental com suas intencionalidade (preservação, pesquisa, etc), passa a ser representada pelas UCs. Configura-se assim, uma territorialidade oposta à quilombola, mesmo que as leis, como trataremos adiante, apontem a necessidade e tenham dispositivos para a mediação e solução desses conflitos.

À medida que os sistemas jurídicos de proteção ambiental e ao patrimônio ambiental evoluíram e foram aplicados trouxeram às comunidades, aos gestores públicos e entidades da sociedade civil o desafio de responder aos conflitos jurídicos derivados da sobreposição dessas legislações, das competências jurídicas e das territorialidades que implicam. A aplicação das leis ambientais, como a criação de UCs e fiscalização, gerou conflitos entre comunidades e poder público. Os conflitos por sua vez, geraram, resistência e



desconforto em grande parte dessas comunidades em compreender e incorporar alguns dispositivos legais úteis à preservação ambiental.

A titulação dos territórios quilombolas tem na situação fundiária de seus territórios outro entrave. O mesmo acontece com UCs, que em grande parte ainda não tem seu fundiário regularizado, gerando um complicador quando ocorre a presença de comunidades tradicionais sobrepostas ou em seu entorno, como é o caso da comunidade de Camburi em Ubatuba, estado de São Paulo (SILVA, 2008).

No âmbito deste artigo, iremos explorar os aspectos sociais e legais que contextualizam a sobreposição de UCs e territórios de comunidades tradicionais. Enquanto o estado brasileiro deixou de promover a regularização fundiária de vastas áreas de terras devolutas, buscando garantir o acesso a terra a inúmeros camponeses, posseiros e comunidades tradicionais, os processos de grilagem promovidos por grandes proprietários, estimulados por um mercado de terras alocou irregularmente inúmeros *terceiros* em terras indígenas, territórios quilombolas e caiçaras. Quando da criação de uma UC, umas das etapas legais fundamentais é sua regularização fundiária, com a devida desapropriação dos legítimos proprietários e desintrusão destes e de terceiros.

Exigidas e previstas em lei, essas medidas nem sempre foram cumpridas resultando na criação de UCs sem a devida regularização fundiária.

O problema é agravado quando há sobreposição de territorialidades e mais ainda quando a UC permite a comunidades tradicionais a permanência, posse e usufruto deste território e seus recursos, como prevê o Sistema Nacional de Unidade de Conservação (SNUC), Lei Federal 9.985 de 18 de julho de 2000, que cria a figura jurídica da RDS. Por questões de competência legal para legislar, o sistema de proteção ao patrimônio cultural que garante o direito à terra via titulação dos territórios quilombolas, de âmbito federal, não pode se impor ou antecipar à regularização fundiária que é incumbência estadual. E justamente no nível estadual, onde também se dá grande parte da implementação do sistema de proteção ambiental, a divergência de interesses que apontaremos com mais detalhes adiante, cria um cenário de incertezas para essas comunidades. A concepção de conservação sem presença humana ainda prevalece no entendimento geral da legislação, na elaboração dos planos de manejo que compõem os mecanismos de gestão, acentuando o temor das comunidades localizadas em unidade de conservação de uso sustentável.



Diante desse contexto, as comunidades têm empreendido um crescente esforço de organização para fazer frente a esses desafios. Esta pesquisa se filia ao esforço de busca de soluções para desses conflitos.

Quais as garantias legais de que a titulação de terras pelo *status* de terra pública, como patrimônio cultural e direito territorial das comunidades quilombolas é compatível aos interesses velados pelo aparto institucional de gestão das UCs?

## ASPECTOS HISTÓRICOS E JURÍDICOS DOS CONFLITOS

Os conflitos socioambientais que afetam as comunidades citadas possuem um dimensão histórica com dois aspectos fundamentais. O primeiro refere-se à territorialização do aparato jurídico à medida em que o estado implementa as UCs previstas em lei. A criação do Parque Estadual do Jacupiranga, em 1969 (Decreto-lei nº 145, de 8 de agosto de 1969), é um marco desse processo. O outro deve-se a formalização na constituição brasileira dos direitos atribuídos aos povos indígenas e quilombolas, do qual a constituição brasileira de 1988 é emblemática.

Após a criação do Parque Estadual do Jacupiranga, houve um crescente de mobilização popular e de interesse acadêmico acerca das conservação discutindo-se a importância das comunidades na preservação dos remanescentes florestais que passaram a ser protegidos legalmente. Isso significou a criação de marcos conceituais que contribuíram para a possibilidade de reclassificação de inúmeras áreas do antigo parque de acordo com os aspectos sociais representados pelas diversidade social que o habitava. Isso ocorre paralelamente à um aumento crescente das comunidades que passa a reivindicar sua ancestralidade negra e quilombola. Ambos os movimentos, o acadêmico e o popular, conseguiram iniciar um processo de reclassificação que resultou na criação do Mosaico de Unidades de Conservação do Jacupiranga em 2008 pela Lei Estadual 12.810, extinguindo o Parque Estadual do Jacupiranga e dando origem a várias outras UCs, inclusive Áreas de Proteção Integral, Reservas Extrativistas e Reservas de Desenvolvimento Sustentáveis que na forma da lei permitem a exploração de recursos florestais e desenvolvimento de atividades econômicas em seus territórios.

As tensões entre moradores e o estado, representado por seus órgão de gestão e fiscalização ambiental, atenuaram estabelecendo um contexto de diálogo mais favorável à



preservação ambiental. Iniciou-se uma fase de elaboração implementação das novas UCs, esboçou-se os primeiros conselhos, mas a participação das comunidades nunca foi satisfatória a ponto de acolher suas demandas e promover seu desenvolvimento social e humano. Os conflitos com as comunidades locais, especialmente as comunidades tradicionais, tornaram-se velados contrariando a expectativas das comunidades envolvidas.

O estatuto jurídica do sistema de proteção ao patrimônio cultural e de reparação histórica das mazelas causadas pelo escravidão está firmado no ADCT 68, que fundamenta na Constituição Federal de 1988, o reconhecimento do direito territorial das comunidades remanescentes de quilombos. Cria-se então, no âmbito estadual e federal, procedimentos legais para atender a legislação e garantir o acesso das comunidades remanescentes de quilombos a seus territórios tradicionais, entre outros objetivos específicos. Incra e Itesp, órgãos estadual e federal competentes para efetuar a regularização fundiária dos territórios tradicionais assumem essa função.

Pelo lado ambiental, publica-se a lei 9985/2000 que cria o Sistema Nacional de Unidades de Conservação tendo já incorporado o princípio constitucional do direito das comunidades tradicionais ao seus territórios.

Entre os avanços que a lei prevê é a desapropriação das terras privadas para regularização fundiária desses territórios e dos que integram as UCs. Um passo necessário para a titulação. Um detalhe no artigo que trata disso, no entanto, esclarece a condição de domínio público das terras integrantes de uma RDS, concedendo às comunidades tradicionais a concessão de uso.

*“A Reserva de Desenvolvimento Sustentável é de domínio público e uso concedido a populações tradicionais, seguindo regulamento específico. As áreas particulares incluídas em seus limites devem ser, quando necessário, desapropriadas”* (inciso 2º. do artigo 20).

O artigo 23 estabelece a forma da posse e uso das comunidades tradicionais em RDS, destacando que:

*“... serão regulados por contrato, conforme se dispuser no regulamento desta Lei”,* mas ela não está regulamentada. As comunidades devem ainda “participar da preservação, recuperação, defesa e manutenção da unidade de conservação” definindo-se o “uso dos recursos naturais pelas populações” proibido o “uso de



*espécies localmente ameaçadas de extinção ou de práticas que danifiquem os seus habitats... de práticas ou atividades que impeçam a regeneração natural dos ecossistemas” (grifo nosso).*

O item III do inciso 2º. ainda fala de normas estabelecidas por um *contrato de concessão de direito real de uso*. No direito, a compreensão desse termos é associado a cessão gratuita ou remunera para fins de interesse social. No entanto, o Art. 11. Do Decreto 4.887 de 20 de novembro de 2003 define o dever do estado em conciliar seus interesses com a devida titulação:

*“Quando as terras ocupadas por remanescentes das comunidades dos quilombos estiverem sobrepostas às unidades de conservação constituídas, às áreas de segurança nacional, à faixa de fronteira e às terras indígenas, o INCRA, o IBAMA, a Secretaria-Executiva do Conselho de Defesa Nacional, a FUNAI e a Fundação Cultural Palmares tomarão as medidas cabíveis visando garantir a sustentabilidade destas comunidades, conciliando o interesse do Estado”.*

Importante aspecto desse processo de titulação é o caráter do título a ser expedido. Este será um “*título coletivo e pró-indiviso conforme o artigo 2º. caput [...] com obrigatoriedade inserção de cláusula de inalienabilidade, imprescritibilidade e de impenhorabilidade*”.

Dessa forma, com esses elementos de base jurídica, não haveriam motivos para que a solução para os conflitos territoriais decorrentes da sobreposição fossem negligenciados pelo poder público. Sem que cessem todos os conflitos, ocorre paralelamente que estado e o mercado lançam um novo olhar para o Vale do Ribeira, aumentando a insegurança. Há, em contrapartida, esforços de mobilização que partem dessas comunidades e visam seu fortalecimento. É nesse contexto que surge o interesse pela cartografia e reflexão sobre o território.

Considerando esse contexto, é de se pensar nas possibilidades em que a cartografia social poderia contribuir na resolução desses conflitos e contribuir com a necessária compensação histórica que as leis de promoção à igualdade racial e de proteção ao patrimônio cultural visam assegurar .

## A CARTOGRAFIA SOCIAL

A cartografia social tem se desenvolvido em um marco conceitual que ultrapassa a dimensão cartesiana do espaço e que atribui ao território um componente simbólico assentado em aspectos culturais como modo de vida, valores e percepções do meio e identidade. Não



apenas uma área sobre a qual se exerce um domínio ao qual o mapa deu inegável contribuição. Esta renovação aponta para o mapa como uma linguagem poderosa, e que deve ser apropriada de forma sistemática nos esforços de transformação social e educação.

Os resultados que aqui apresentamos, refletem o esforço de explorar este potencial da cartografia como instrumento de conhecimento da realidade espacial e jurídica específica ao aplicá-la como metodologia participativa para solucionar problemas locais como os conflitos de sobreposição de territorialidades.

Parte dos objetivos desenvolvidos na pesquisa a que corresponde este artigo, refere-se à *aprendizagem social* do mapa pela sua produção, ou seja, pelo mapeamento que ao mesmo tempo permite à uma comunidade refletir sobre a própria espacialidade e sobre os ordenamentos jurídicos que orientam e normatizam as *práticas socioespaciais* dos sujeitos envolvidos.

Isso se intensifica quando o mapeamento está vinculado a uma necessidade real da comunidade. A realidade e a pressão externa agem como mobilizadores, contextualizam e direcionam os esforços, por exemplo, à regulamentação de uso e exploração de determinados recursos e de certas práticas tradicionais.

O re-conhecimento do território a partilha da memória, desenvolvidas nas oficinas de desenhos e mapeamento dos rios e das residências, o inventário do patrimônio cultural material e imaterial feitos por uma comunidade são momentos riquíssimos que re-significam a identidade e contribui com a autoestima e valorização dos saberes locais. Essas atividades permitem compreender a própria espacialidade através do mapa e refletir sobre as formas de (re)produção do espaço ao identificar diferentes atores, projetos de uso, interesses de forma implicados em um determinado território.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O poder dos mapeamentos participativos é acentuado quando a comunidade o relaciona diretamente a uma demanda própria. Na experiência que deu origem a este artigo, pudemos verificar esse resultado por dois aspectos. Um é a utilização do primeiro mapa produzido (na etapa preliminar do projeto de mestrado) como documento e registro espacial da singularidade cultural e social da comunidade, estando presente em inúmeras reuniões importantes com órgãos da administração municipal e estadual. Outro é o interesse



e a organização autônoma de uma comunidade quilombola do mesmo município para realização de um auto-mapeamento cultural que pudesse contribuir para o fortalecimento comunitário e compreensão dos aspectos espaciais, ambientais e jurídicos relacionado à demanda pelo reconhecimento e titulação de seu território.

Esse esta iniciativa não teve envolvimento de nenhum sujeito externo à comunidade – do pesquisador, no caso. Ela parece comprovar a repercussão do processo de mapeamento em curso e aponta para uma valorização do mapa no processo de reivindicação territorial, tido como elemento chave para a resolução dos conflitos ambientais por sobreposição de territorialidade entre comunidades e UCs.

É necessário portanto, introduzir o mapeamento participativo e suas concepções nos fóruns legais de diálogo e nas ações de estado relacionado à gestão das UCs e desenvolvimento regional direcionado às comunidades tradicionais e quilombolas. E que essa inserção priorize processo de mapeamento e suas oportunidades de aprendizagem e envolvimento e contribua com os objetivos de conservação, aliando-os à necessidade de promover o desenvolvimento social e humano dessas comunidades.

## REFERÊNCIAS.

ACSELRAD, Henri. **O que é justiça Ambiental**. Rio de Janeiro: Garamond, 2009.

\_\_\_\_\_. As práticas espaciais e o campo dos conflitos ambientais. In: ACSELRAD, Henri (Org.). **Conflitos ambientais no Brasil**. Rio de Janeiro: Relume Dumara: Fundação Heinrich Böll, 2004. p. 13-36.

BERTIN, J. **Ver ou ler**. Trad. Margarida M. de Andrade. **Seleção de Textos** (AGB), São Paulo, n. 18, p. 45-62, mai. 1988.

CAUVIN, Colette. Transformações cartográficas espaciais e anamorfoses. In: DIAS, Maria Helena (Coord.) **Os mapas em Portugal: da tradição aos novos rumos da cartografia**. Lisboa: Cosmos, 1995. p. 267-310.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

COSGROVE, D. Carto-City. In: Abrams J.; Hall, P. (ed.), **Else/Where: Mapping New Cartographies of Networks and Territories**. University of Minnesota Press: Minneapolis, MN, 2006. Pg. 148-157.

COSGROVE, D. Cultural cartography: maps and mapping in cultural geography” **Annales de géographie**, n° 660-661, p. 159-178, 2008.

CRAMPTON, J. W. e KRYGIER, J. Uma introdução à cartografia crítica. In **Cartografias sociais e território Rio de Janeiro**: Universidade Federal do Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano e Regional, 2008. pp. 85-112.

DIEGUES, A. C. S. **O mito da natureza intocada**. São Paulo: NUPAUB, 2008.

FONSECA, Fernanda P. O potencial analógico da cartografia. **Boletim Paulista de Geografia**, São Paulo, n° 87, p. 85-110, 2007.

FOX, J.; SURIANATA K.; HERSHOK, P.; PRAMONO, A. H. O poder de mapear: efeitos paradoxais das tecnologias de informação espacial. In Acselrad, H. (org.) **Cartografias sociais e território Rio de Janeiro**: Universidade Federal do Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano e Regional, 2008. pp.

FUNTOWICZ, S.; e RAVETZ, J. Ciência pós-normal e comunidades ampliadas de pares face aos desafios ambientais. **História, Ciências, Saúde - Manguinhos**, v. 4, n. 2, Rio de Janeiro, jul./oct. 1997.

\_\_\_\_\_. **La ciencia posnormal: ciencia con la gente**. Barcelona: Icaria editorial s.a., 2000.

GOMES, Maria C A. **Velhos mapas, novas leituras: Revisitando a história da cartografia**. **Geousp, Espaço e Tempo**, São Paulo, n. 16, p. 67-79, 2004.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

HAESBAERT, R. O mito da desterritorialização. Porto Alegre: Editora BertrandBrasil, 2011.

HARLEY, Brian. Textos y contextos en la interpretación de los primeros mapas. In: **La Nueva Naturaleza de los mapas: Ensayos sobre la historia de la cartografía**. México: Fondo de Cultura Económica, 2005. P. 59-78.

LAFER, C. **A reconstrução dos direitos humanos: diálogos com o pensamento de Hannah Arendt**. São Paulo: Companhia das Letras, 1988.

LIMA, M. R. **A concessão do direito real de uso como instrumento jurídico de defesa do patrimônio público e implementação de uma política local**. <http://www.direito.caop.mp.pr.gov.br/arquivos/File/marcia-rosa-de-lima.pdf> Acessado em 29/01/2014.

MARTINEZ-ALIER, J. **Ecologismo dos pobres: conflitos ambientais e linguagens de valoração**. São Paulo: Contexto, 2011.

MORIN, E. et al. **Educar na era planetária: o pensamento complexo como método de aprendizagem pelo erro e incerteza humana**. São Paulo: Cortez, 2003.

QUEIROZ, R. S. **CAIPIRAS NEGROS NO VALE DO RIBEIRA: Um Estudo de Antropologia Econômica**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2006.

RIBEIRO, D. **O povo brasileiro São Paulo**. Companhia das Letras, 2006.

RIBEIRO, W. C. **A ordem ambiental internacional**. São Paulo: Contexto, 2001.

RIBEIRO, W. C. e SANT'ANNA, F. M. Governança da ordem ambiental internacional. In: Wagner Costa Ribeiro. (Org.). **Governança da ordem ambiental internacional e inclusão social**. São Paulo: Annablume, 2012, p. 45- 68.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

**SACHS, I. Rumo à ecossocioeconomia.** São Paulo: Cortez, 2007.

**SANTOS, B. O. Norte, o Sul e a utopia.** In: SANTOS, Boaventura. **Pela mão de Alice: o social e o político na pós-modernidade.** São Paulo: Cortez, 1995, pp. 281-348.

**SANTOS, M. A. Natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2006.

\_\_\_\_\_. **O Retorno do Território.** In: Santos, M et al. (orgs.) **Território: Globalização e Fragmentação.** São Paulo: Hucitec e ANPUR, 2006.

**SANTOS, V. B.** A coexistência da propriedade privada na reserva de desenvolvimento sustentável. Disponível em: <[http://www.fas-amazonas.org/pt/useruploads/files/vanylton\\_santos\\_artigo\\_propriedade\\_privada\\_em\\_rd\\_s.pdf](http://www.fas-amazonas.org/pt/useruploads/files/vanylton_santos_artigo_propriedade_privada_em_rd_s.pdf)>. Acessado em 12 dez. 2013.

**SILVA, S. R. Negros na Mata Atlântica, territórios quilombolas e a conservação da natureza.** São Paulo: Universidade de São Paulo, 2008. Tese de doutoramento.

**SILVA-SÁNCHEZ, S. S. Cidadania ambiental: novos direitos no Brasil.** São Paulo: Annablueme, 2010.

**TAYLOR, Peter.** New political geographies: Global civil society and global governance through world city networks. **Political Geography**, v. 24, p. 703-730, 2007.

**VEIRET, Y; RICHEMOND, N** O risco, os riscos. IN: VEIRET, Ivette (Org.). **Os riscos.** São Paulo: Contexto, 2007, pp. 23-46.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

**ZANIRATO, S; RIBEIRO, W. C. Conhecimento tradicional e propriedade intelectual nas organizações multilaterais.** Campinas: Ambiente & Sociedade, Jan-Jun 2007, vol.10, n.1, p.39-55.



## CATÁLOGO DE MATERIAIS SUSTENTÁVEIS NAS COMPRAS PÚBLICAS FEDERAIS: UMA ANÁLISE EXPLORATÓRIA

Teresa Villac<sup>1</sup>; Sylmara Lopes Francelino Gonçalves-Dias<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Mestranda em Ciências Ambientais, PROCAM-USP – email: terevillacp@gmail.com.

<sup>2</sup>Doutora em Ciências Ambientais (PROCAM-USP), Doutora em Administração (EAESP-FGV), Professora Doutora EACH-USP/PROCAM –USP.

### RESUMO

Trata-se de estudo sobre as compras públicas federais sustentáveis sob as perspectivas de política pública e da inovação em gestão de operações. Optou-se pela análise do Catálogo de Materiais Sustentáveis do Sistema de Compras do Governo Federal, cuja pesquisa documental foi efetuada a partir de dados secundários. Considerando que a política das compras públicas federais sustentáveis é recente e ainda está em fase de implementação, é necessário considerar que as avaliações da política e de seus instrumentos são *in itinere*, sendo ainda passíveis de melhorias e aperfeiçoamentos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Licitação, Compras Públicas Sustentáveis, Política pública.

### ABSTRACT

It is a study about sustainable public procurement considering the perspectives of public policy and innovation in operation management. It was analyzed the Federal Catalog of Sustainable Goods of Federal Government, using secondary data. Considering that the public policy is recent and in phase of implementation, it is necessary to consider that valuations of the policy and its instruments are *in itinere* and the public policy can be improved.

**KEYWORDS:** Purchase, Sustainable Public Procurement, Public Policy.

### INTRODUÇÃO

O estudo objetiva apresentar as compras públicas federais sustentáveis (CPS) como política pública socioambiental e na perspectiva da inovação em gestão de operações. Para cumprir ao objetivo proposto, optou-se pela análise do Catálogo de Materiais Sustentáveis do Sistema de Compras do Governo Federal (CATMAT Sustentável). Ressalta-se que as compras públicas representam 15% do Produto Interno Bruto (MP, 2012) e têm papel relevante na economia brasileira, destacando-se o uso do poder de compra do Estado para fomento a produtos com menor impacto socioambiental. Em acréscimo, as compras têm papel estratégico na gestão das organizações e na visão de sustentabilidade. Tais evidências reforçam a relevância da temática. A compra pública sustentável é política pública socioambiental recente - Lei 12.349, de 2010 (BRASIL, 2010). A literatura nacional ainda é



incipiente no tema, merecendo o aprofundamento. Ainda que as compras públicas sustentáveis estejam sujeitas a regramentos jurídicos, desafiador que se fomente o debate para além do direito, em perspectiva interdisciplinar com as áreas de administração e gestão de políticas públicas. A pesquisa analisa a relação da função compras dentro da gestão da sustentabilidade na área de operações e a utilização da compra governamental como instrumento de efetivação da política pública socioambiental de licitações sustentáveis. O presente estudo integra pesquisa de maior espectro acerca das relações entre sustentabilidade e contratação pública, denominada “Compras Públicas e Sustentabilidade: uma análise da temática no governo brasileiro”, sendo que, presentemente, o objetivo circunscreve-se aos avanços, barreiras e potencialidades do Catálogo de Materiais Sustentáveis do Sistema de Compras do Governo Federal (CATMAT Sustentável), instrumento governamental desenvolvido para efetivação das compras públicas sustentáveis.

## PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Trata-se de estudo descritivo-exploratório das compras federais sustentáveis sob a ótica da inovação em gestão de operações (MONCZKA et al., 2009) e de política pública (PEREIRA Jr.; DOTTI, 2012). A pesquisa foi efetuada a partir de dados secundários (documentos públicos, sites governamentais e relatórios do Ministério do Planejamento). Os dados foram levantados no CATMAT Sustentável, utilizado para aquisição pública de bens de uso comum por órgãos federais. Efetuou-se revisão preliminar de literatura sobre gestão de operações e políticas públicas, tendo sido adotado o conceito de compra pública sustentável de United Nations Environment Program (UNEP, 2011). No quadro 1 estão reunidos os principais autores consultados nas duas áreas chave selecionadas para realização deste estudo.

Quadro 1. Lista de autores consultadas sobre Compras públicas Sustentáveis conforme perspectiva das duas áreas chave selecionadas. Fonte: elaborado pelas autoras

ESTÃO DE OPERAÇÕES	COMPRA PÚBLICA SUSTENTÁVEL	POLÍTICA PÚBLICA
FONSECA, 2013	As contrações sustentáveis são um processo, onde as organizações atendem suas necessidades para produtos, serviços, obras e serviços públicos de	BALDO, 2011
KLEINDORFER, 2005		CASTANHAR, 2007
LEBEGALINI,2010		COSTA e



MONCZKA et al, 2009	uma maneira que atinge uma boa relação de custo-benefício em uma base de longo prazo, em termos de geração de benefícios não apenas para a organização, mas também para a sociedade e para a economia, enquanto minimiza os danos para o ambiente. (Marrakech Task Force on Sustainable Public Procurement, UNEP, 2011)	CASTANHAR, 2003
SEURING; MULLER, 2008		COELHO, 2012
TSOULFAS; PAPPIS, 2006		FREIRIA, 2011
ZSIDIN, SIFERD, 2001		KINGDON, 2003
		O'TOOLE JR, 2003
		OLIVEIRA, 2007
		MARQUES, FARIA, 2013
		PEREIRA, 2007
		SECCHI, 2014
		SOUZA, 2003, 2006

## APRESENTAÇÃO DO CATMAT SUSTENTÁVEL

A Secretaria de Logística e Tecnologia da Informação, do Ministério do Planejamento, é responsável pelo desenvolvimento do Sistema de Catalogação de Material (CATMAT), com a finalidade de padronização das especificações dos bens adquiridos pela administração pública federal. Neste catálogo, foram inseridas especificações sob a rubrica “sustentáveis”, totalizando 809 itens (CATMAT Sustentável). O funcionamento do CATMAT é informatizado, com foco nas compras públicas de bens de uso comum, que se efetivam mediante pregão, preferencialmente eletrônico, em sítio específico na internet: Portal de Compras Eletrônicas do Governo Federal - Comprasnet ([www.comprasnet.planejamento.gov.br](http://www.comprasnet.planejamento.gov.br)), que também abriga o Catálogo de Materiais. O Comprasnet pode ser entendido como um instrumento de gestão de operações, que permite a automatização de processos, possibilitando maior rapidez nas licitações, ampliando o rol de competidores, que não precisam comparecer presencialmente no momento do julgamento das propostas e incrementando a eficiência dos processos governamentais de compras (BRAGA et al., 2008).



## DETALHAMENTO DO FUNCIONAMENTO DO CATMAT SUSTENTÁVEL

Ao ingressar no Sistema de Catálogo de Materiais pela internet (MP, 2013a), o servidor público é direcionado a uma página na qual é-lhe oferecida a possibilidade de uma escolha binária: sim ou não para “material sustentável”. Na figura 1 pode-se visualizar uma das telas do CATMAT.

SISTEMA DE CATALOGAÇÃO DE MATERIAL - CATMAT

SIASG

▶ Consulta Itens de Material

- Para pesquisar qualquer tipo de material, digite o nome ou parte do nome do item desejado e clique no Botão "Pesquisar", sem utilizar os botões de itens sustentáveis.
- Para pesquisar somente material **SUSTENTÁVEL**, marque a opção "SIM" de Item Sustentável. Se desejar, digite também o nome ou parte do nome do item e clique no Botão "Pesquisar".
- Para pesquisar somente material **NÃO SUSTENTÁVEL**, marque a opção "NÃO" de Item Sustentável. Obrigatoriamente, digite o nome ou parte do nome do item desejado e clique no Botão "Pesquisar".

Nome

Item Sustentável  Sim  Não

Limpar Pesquisar Fechar

Figura 1. Tela do Sistema de Catalogação de Material CATMAT

Fonte: MP (2013a)

Se efetuada a escolha “sim”, o sistema encaminha o servidor para consulta ao Catálogo de Materiais Sustentáveis, no qual é efetuada a escolha do correspondente bem a ser adquirido, com descrição das especificações técnicas correspondentes, conforme figura 2.



## SISTEMA DE CATALOGAÇÃO DE MATERIAL - CATMAT



## ▶ Consulta Itens de Material

- Palavra chave:
- Clique sobre o código do item para ver suas unidades de fornecimento cadastradas e sua descrição completa
- Clique no botão ADICIONAR ITENS para salvar os itens selecionados para posterior visualização.
- Página 1 de 17 (total de registros encontrados: 809) [1 2 3 4 5 6 7 8 9 10] Próximo : Último

Código	Descrição	Sustentável
<input type="checkbox"/> 200384	papel ofsete reciclado, material celulose vegetal, gramatura 180, comprimento 96, largura 66, cor br	Sim
<input type="checkbox"/> 200385	papel ofsete reciclado, material celulose vegetal, gramatura 90, comprimento 96, largura 66, cor bra	Sim
<input type="checkbox"/> 222336	fita enxertia, material cera biodegradável, largura 1,27, comprimento 20, aplicação enxertia plantas	Sim
<input type="checkbox"/> 222337	fita enxertia, material cera biodegradável, larqura 2,54, comprimento 20, aplicação enxertia plantas	Sim
<input type="checkbox"/> 225710	pano prato, material esponja vegetal, comprimento 60, largura 33, cor azul, características adiciona	Sim
<input type="checkbox"/> 225711	pano prato, material esponja vegetal, comprimento 60, largura 33, cor rosa, características adiciona	Sim
<input type="checkbox"/> 226694	detergente, composição tesoativos aniônicos, coadjuvante, preservantes,, componente ativo linear alg	Sim
<input type="checkbox"/> 226695	detergente, composição tesoativos aniônicos, coadjuvante, preservantes,, componente ativo linear alg	Sim
<input type="checkbox"/> 226696	detergente, composição tesoativos aniônicos, coadjuvante, preservantes,, componente ativo linear alg	Sim
<input type="checkbox"/> 226697	detergente, composição tesoativos aniônicos, coadjuvante, preservantes,, componente ativo linear alg	Sim

Figura 2. consulta itens de material no CATMAT Sustentável

Fonte: MP (2013b)

Escolhido o “material sustentável”, seu código e especificações constarão do termo de referência do edital de compra correspondente. Caso o bem pretendido não conste do CATMAT Sustentável, há possibilidade de se solicitar a inclusão de um novo item no catálogo, mediante análise pelos técnicos competentes do Ministério do Planejamento.

## REVELAÇÕES DO ESTUDO

Os resultados do estudo sobre o CATMAT Sustentável foram agrupados em três categorias: avanços, barreiras e potencialidades. No tocante aos avanços, o Catálogo de Materiais Sustentáveis do Governo Federal foi inserido em site federal de compras eletrônicas pré-existente (Comprasnet) e amplamente utilizado por gestores públicos para aquisições, o que favorece seu conhecimento e utilização. Outro avanço é que a sistemática de utilização do CATMAT Sustentável é simples e há uma fase no sistema eletrônico de compra pública que *necessariamente* apresenta a possibilidade de escolha por um bem com menor impacto



socioambiental, despertando a atenção do servidor público para a inserção da sustentabilidade no processo de aquisição. Dos avanços encontrados, conclui-se que o CATMAT Sustentável configura-se, concomitantemente, como inovação de produto e de processo. A inovação de produto decorre da inserção de um novo atributo (sustentabilidade) ao Catálogo de Materiais do Governo Federal, modificando a forma como o catálogo é percebido pelos compradores públicos. Como inovação de processo, o CATMAT Sustentável produz benefícios no processo de compra pública, institucionalizando a variável sustentabilidade em sistema pré-existente corriqueiramente utilizado na administração pública federal (Comprasnet). Em acréscimo, o CATMAT Sustentável tem um potencial multiplicador se utilizado com outro instrumento governamental, que são as compras compartilhadas envolvendo vários órgãos públicos e que objetivam aquisições conjuntas para ganho de escala. No exame das Barreiras a serem superadas, identificamos a ausência de qualquer consequência no sistema eletrônico de aquisição na hipótese de o gestor público não optar por um bem constante do CATMAT Sustentável. Outra dificuldade é que a sistemática atual pode ocasionar uma percepção reducionista do conceito de sustentabilidade pelo comprador público, associando-o *exclusivamente* à utilização do Catálogo Sustentável, sem atenção a outros mecanismos de gestão ambiental, como prevenção de resíduos e uso racional de bens. No que se refere à possibilidade conferida individualmente ao servidor público para que solicite a inserção de um bem sustentável no Catálogo<sup>14</sup>, ainda que esta via possa, em tese, conferir maior dinamismo aos itens que constam do CATMAT Sustentável, o procedimento depende de que o servidor responsável pela compra tenha conhecimento prévio acerca das especificações técnicas de um bem com menores impactos socioambientais. Considerando que os servidores ocupam-se, muitas vezes, de diversas atividades nos órgãos públicos e não apenas de contratações governamentais, há dificuldade no levantamento de tais especificações, além do

---

<sup>14</sup> Após a solicitação de inclusão de um item sustentável no Catálogo de Materiais, o pedido será processado e analisado por catalogadores. A transparência do processo refere-se ao acompanhamento pelo servidor de seu pedido, nas seguintes classificações: a) N - NÃO DISTRIBUÍDO: quando o pedido ainda não foi distribuído aos catalogadores para o seu processamento; b) P - PENDENTE: quando o pedido está sendo analisado pelos catalogadores; c) A - ACEITO: quando o pedido atende aos requisitos necessários para inclusão na base de dados do CATMAT; e d) D - DEVOLVIDO: quando o pedido necessita de complementação de informações técnicas. Informações obtidas em “CATMAT - SISTEMA DE CATALOGAÇÃO DE MATERIAIS – CATSER SISTEMA DE CATALOGAÇÃO DE SERVIÇOS - MANUAL DO USUÁRIO”, julho 2006, disponibilizado no site:

<[http://www.comprasnet.gov.br/publicacoes/manuais/MANUAL\\_CATMAT\\_CATSER\\_JULHO\\_2006.pdf](http://www.comprasnet.gov.br/publicacoes/manuais/MANUAL_CATMAT_CATSER_JULHO_2006.pdf)>



que dos servidores que atuam em licitações não se exige formação específica em sustentabilidade ou gestão ambiental. Ao final, ainda é pequeno o número de itens catalogados no CATMAT Sustentável (809 bens, em 22/01/14). Com relação às Potencialidades do Catálogo de Materiais Sustentáveis do Sistema de Compras do Governo Federal, há um campo a ser explorado como ferramenta de inovação no setor público, utilizando-se da Tecnologia da Informação e Comunicação no contexto do Governo Eletrônico para imprimir um novo paradigma contratual: uso do poder de compra do Estado para fomentar mercados com menores impactos socioambientais.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Considerando que a política pública das compras públicas federais sustentáveis é recente e ainda está em fase de implementação (O'TOOLE JR, 2003 apud SECCHI, 2014). É necessário considerar que as avaliações da política e de seus instrumentos são *in itinere* (COSTA e CASTANHAR, 2003, apud SECCHI, 2014) e ainda passíveis de melhorias e aperfeiçoamentos. O CATMAT Sustentável, como instrumento da política socioambiental de licitações sustentáveis, acarreta na necessidade de incremento e mudança na cultura organizacional tanto nas públicas como nas privadas, demandando novas estratégias, bem como a indução de novas práticas socioambientais na Administração Pública e entre seus fornecedores. Sob a ótica da gestão de operações, parece-nos oportuno que se aprofunde o debate sobre o que é um material sustentável, ampliando-se a visão da avaliação do ciclo de vida (ACV) dos bens e de seus impactos ao longo da cadeia de valor.

## **REFERÊNCIAS**

- BALDO, R. A. **Novos horizontes para a gestão pública.** Curitiba: Juruá, 2011.
- BRAGA, L. V. B; ALVES, W. S.; FIGUEIREDO, M. C.; SANTOS, R. R. O papel do Governo Eletrônico no fortalecimento da governança do setor público. **Revista do Serviço Público,** Brasília 59 (1) p. 05-21 jan/mar 2008.
- BRASIL. Lei 12.349, 15 de dezembro de 2010.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

BRESSER-PEREIRA, L. C.; SPINK, P. **Reforma do Estado e administração pública gerencial.** Rio de Janeiro: FGV Editora, 2007.

COELHO, F. S. Reformas e Inovações na Gestão Pública no Brasil Contemporâneo. In: **Parceria Social Público- Privada.** BRASILIENSE C.J.M; DANTAS, H. (orgs). São Paulo: Fund. Vale e Oficina Municipal, 2012.

CASTANHAR, J. C. A focalização das políticas públicas de fomento à atividade empresarial no Brasil. In: MARTISN, P.E.M; PIERANTI, O. P. (Orgs.). **Estado e gestão pública – visões do Brasil contemporâneo.** Rio de Janeiro: FGV Editora, 2007

COSTA, F. L. e CASTANHAR, J. C. Avaliação de programas públicos: desafios conceituais e metodológicos. **RAP – Revista de Administração Pública**, Rio de Janeiro, v. 37, n. 5, p. 969-992, set./out. 2003.

FONSECA, R. C. P. **Compras Sustentáveis: um estudo sobre a adequação de fornecedores às demandas do setor público.** Dissertação de Mestrado em Administração Pública. Universidade Federal de Lavras. Lavras: UFLA, 2013.

FREIRIA, Rafael C. **Direito, gestão e políticas públicas ambientais.** São Paulo: SENAC, 2011.

KINGDON, John. **Agendas, alternatives, and public policies.** Nova York: Harper Collins, 2003.

KLEINDORFER, P. R.; SINGHAL, K.; WASSENHOVE, L. N. V. Sustainable Operations Management. **Production and Operations Management**, v. 14, n. 4, Winter, p. 482–492, 2005.

LABEGALINI, L. **Gestão da sustentabilidade na cadeia de suprimentos: Um estudo das estratégias de compra verde em supermercados.** Dissertação de Mestrado em



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Administração de Empresas. Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getúlio Vargas. São Paulo: FGV-EAESP, 2010.

MARQUES, E.; FARIA, C. A. P. de (Orgs). **A política pública como campo multidisciplinar**. São Paulo/Rio de Janeiro: Editora Unesp/Fiocruz, 2013.

MP. MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO. 2012. **Planejamento Estratégico 2012-2015**. 2012.

\_\_\_\_\_. Comprasnet. [links: “Acesso Livre” e “Catálogo de Material]. Disponível em: <[www.comprasnet.gov.br](http://www.comprasnet.gov.br)>, Acesso em 20 outubro 2013. 2013a.

\_\_\_\_\_. Comprasnet. **Sistema de Catalogação de Material**. Disponível em: <<http://www.comprasnet.gov.br/Livre/Catmat/conitemmat2.asp?nomeitem=&chkSustentavel=S&indItemSustentavel=S&msg≥>>. Acesso em 20 outubro 2013. 2013b.

MONCZKA, R. M; HANDFIELD, R. B.; GIUNIPERO, L. C.; PATTERSON, J. L. **Purchasing and Supply Chain Management**. South Western Cengage Learning. 2009.

OLIVEIRA, J. A. P. Repensando políticas públicas: por que frequentemente falharmos no planejamento? In: MARTINS, P. E. M; PIERANTI, O. P. (Orgs). **Estado e gestão pública – visões do Brasil contemporâneo**. Rio de Janeiro: FGV Editora, 2007.

O’TOOLE Jr., L J. Interorganizational relations in implementation. In **Handbook of public administration**. Londres/Califórnia: Thousand Oaks/Sage Publications, 2003

PEREIRA Jr., Jessé Torres; DOTTI, Marinês. **Políticas públicas nas licitações e contratações administrativas**. Belo Horizonte: Forum, 2012.

SECCHI, L. **Políticas públicas – Conceitos, Esquemas de Análise, Casos Práticos**. São Paulo: Cengage Learning, 2014.



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental

Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

SEURING, S.; MULLER, M. From a literature review to a conceptual framework for sustainable supply chain management. **Journal of Cleaner Production**, v. 16. p. 1699–1710, 2008.

SOUZA, Celina. Políticas públicas: uma revisão de literatura. **Sociologias**, Porto Alegre, ano 8, n. 16, p. 20-45, jul./dez. 2006.

\_\_\_\_\_. "Estado do campo" da pesquisa em políticas públicas no Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**. v. 18, n. 51, p. 15-20, fev. 2003.

TSOULFAS, G. T.; PAPPIS, C. T. Environmental principles applicable to supply chains design and operation. **Journal of Cleaner Production**. v. 14. p. 1593-1602, 2006.

UNEP. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Marrakech Task Force on Sustainable Public Procurement led by Switzerland – Activity Report** –Swiss: Federal Office for the Environment (FOEN), May 2011. Disponível em: <[http://www.unep.fr/scp/procurement/docsres/ProjectInfo/MTF\\_Flyer\\_A4\\_AnSicht.pdf](http://www.unep.fr/scp/procurement/docsres/ProjectInfo/MTF_Flyer_A4_AnSicht.pdf)>. Acesso em 25 ago. 2013.

ZSIDISIN G. A.; SIFERD S. P. Environmental purchasing: a framework for theory development. **European Journal of Purchasing & Supply Management**; v. 7, n. 1, p. 61–73, 2001.



## POLÍTICAS PÚBLICAS E A QUALIDADE DA ÁGUA EM REGIÕES COSTEIRAS

Mariana Ramos Aleixo de Souza<sup>1</sup>; Joseph Harari<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Oceanógrafa, PROCAM-USP – mariana.ramos.souza@usp.br.

<sup>2</sup>Físico, IO-USP.

### RESUMO

A contaminação por excesso de nutrientes é um dos problemas mais difundidos em termos de qualidade da água (UN WWAP, 2009). Devido à grande relevância desta problemática, o trabalho tem como objetivo levantar as principais políticas públicas relacionadas à qualidade da água em regiões costeiras e mostrar a contribuição destas para a preservação dos ecossistemas costeiros. Foi realizado levantamento bibliográfico do tema, comparando-se, inclusive, políticas nacionais e internacionais.

**PALAVRAS – CHAVE:** Políticas Públicas, Qualidade da Água, Regiões Costeiras

### ABSTRACT

The contamination by excess of nutrients is one of the most widespread problems in terms of water quality (WWAP UN, 2009). Due to the great importance of this issue, the study aims to identify the main public policies related to water quality in coastal regions and show their contribution to the preservation of coastal ecosystems. Bibliographical survey of the subject was carried out, including the comparison of national and international policies.

**KEYWORDS:** Public Policies, Water Quality, Coastal Regions

### INTRODUÇÃO

Política pública é o processo pelo qual os diversos grupos que compõem a sociedade - cujos interesses, valores e objetivos são divergentes - tomam decisões coletivas, que condicionam o conjunto dessa sociedade. Quando decisões coletivas são tomadas, elas se convertem em algo a ser compartilhado, isto é, em uma política comum (RODRIGUES, 2010). “Quem ganha o quê, quando e como”, título de um livro de Lasswel publicado em 1936 contém a definição mais conhecida sobre o que são políticas públicas até hoje.

Lamparelli (2006) enfatiza que a manutenção da qualidade das águas costeiras é importante para garantir os diversos usos do oceano. O excesso de nutrientes em um sistema estuarino causa danos ao ambiente, como a eutrofização, sendo o grande aporte prejudicial, podendo caracterizar poluição do meio. Esta entrada de nutrientes é intensificada em estuários situados em regiões de elevada concentração populacional, em função do aporte de efluentes domésticos e industriais e do escoamento urbano, além de efluentes agrícolas (PEREIRA



FILHO; SPILLERE; SCHETTINI, 2003). Políticas adequadas podem controlar esta entrada, evitando a poluição do meio.

Reducir a geração de resíduos e sua periculosidade, assim como o desperdício de matérias-primas, demanda respostas urgentes. Estas implicam em mudanças dos padrões existentes de produção e consumo da sociedade, bem como na implantação de um gerenciamento integrado e sustentável dos resíduos sólidos, economicamente equilibrado, ambientalmente eficiente e socialmente justo (BESEN, 2012).

## **POLUIÇÃO COSTEIRA E POLÍTICAS PÚBLICAS**

Segundo Windhoff – Héritier (1987), o interesse da análise de políticas públicas não se restringe meramente a aumentar o conhecimento sobre planos, programas e projetos desenvolvidos e implementados pelas políticas setoriais. Visando a explanação das leis e princípios próprios das políticas específicas, a abordagem da ‘policy analysis’ pretende analisar a inter-relação entre as instituições políticas, o processo político e os conteúdos de política com o arcabouço dos questionamentos tradicionais da ciência política (FREY, 2000).

Sendo assim, iremos aqui exercer a ‘policy analysis’ voltada ao tema de qualidade da água de corpos costeiros. O conjunto de parâmetros de qualidade de água selecionado para subsidiar a proposta de enquadramento deverá ser monitorado periodicamente pelo Poder Público. A preservação dos ecossistemas costeiros é uma questão delicada, que necessita de atenção e cuidados do ponto de vista das políticas públicas, para que as ações necessárias sejam devidamente realizadas.

É inegável a importância da conservação marinha, conforme constatada pelas mais diversas áreas do conhecimento. No caso das relações internacionais, também é tema relevante pelo fato das questões marinhas comumente transporem fronteiras políticas (STEINER, 2011).

Segundo a CETESB (2009), sabe-se que as condições de balneabilidade das praias de São Paulo estão relacionadas com as condições sanitárias dos municípios que, por sua vez, são determinadas pela infraestrutura de saneamento básico, pela população fixa, pelo afluxo de turistas (população flutuante) além das condições climáticas. Desta forma, com o intuito de compreender melhor as flutuações da qualidade das águas das praias do litoral é importante



correlacioná-la não só com índices de pluviosidade, mas também com os investimentos em saneamento básico, com o crescimento populacional e com a população flutuante.

A qualidade das águas costeiras brasileiras é bastante influenciada pelas condições de saneamento básico existentes nas cidades litorâneas. Muitas das capitais brasileiras estão localizadas à beira-mar e, na maioria dos casos, não possuem infraestrutura de saneamento suficiente para sua população. Dessa forma, o aporte de esgotos domésticos para as praias se torna um fato corriqueiro (CETESB, 2009).

Corpos de água contaminados por esgotos domésticos, ao atingirem as águas das praias, podem expor os banhistas a bactérias, vírus e protozoários. Crianças, idosos ou pessoas com baixa resistência são as mais suscetíveis a desenvolver doenças ou infecções após o banho em águas contaminadas. Do ponto de vista de saúde pública, é importante considerar não apenas a possibilidade da transmissão de doenças de veiculação hídrica aos banhistas (gastroenterite, hepatite A, cólera, febre tifoide, entre outras), como também a ocorrência de organismos patogênicos oportunistas, responsáveis por dermatoses e outras doenças não afetas ao trato intestinal (conjuntivite, otite e doenças das vias respiratórias).

Além destes tipos de contaminações, os efluentes (domésticos ou industriais) lançados na zona costeira, podem aumentar as concentrações de elementos químicos, que em concentrações elevadas podem ser poluidores. E mesmo se não causarem impactos diretos, podem ser prejudiciais de outras formas, como no caso de elementos como nitrato e fosfato (muito comuns em fertilizantes) que podem levar à eutrofização do sistema, podendo prejudicar a pesca, por exemplo.

A contaminação por excesso de nutrientes tornou-se um dos problemas mais difundidos no planeta em termos de qualidade da água (UN WWAP, 2009) e, mundialmente, estima-se que a aplicação de agrotóxicos já tenha ultrapassado 2 milhões de toneladas por ano (PAN, 2009). As atividades industriais lançam, a cada ano, entre 300 e 400 milhões de toneladas de metais pesados, solventes, lodo tóxico e outros efluentes e resíduos sólidos nas águas do mundo (UN WWAP, 2009).

Os desafios acerca da gestão da água têm se tornado uma questão global e exigem uma crescente conscientização da sociedade global. A questão da água deve ser entendida hoje em dia como uma questão que é devida ao contínuo agravamento da qualidade das fontes de água e à necessidade de limitar a exclusão de pessoas influentes como uma questão que está ligada



a uma falta de governança (tradução própria, em preparação JACOBI; RICHARD; RIEU, 2012).

Segundo o artigo 2º do capítulo 1 da resolução Conama 357, controle de qualidade da água é o conjunto de medidas operacionais que visa avaliar a melhoria e a conservação da qualidade da água estabelecida para o corpo de água.

“Há vinte anos a questão ambiental não integrava a agenda política e as prioridades de governo. A partir de iniciativas globais e multilaterais como a realizada no Rio de Janeiro em 1992 (Rio 92) é que a problemática ambiental passa a ser realmente discutida no nível da governança mundial. Obviamente que as diversas negociações de tratados internacionais ambientais na segunda metade do século XX, particularmente do regime na proteção da camada do ozônio, construíram um caminho venturoso dessa experiência hoje compartilhada. Atualmente, a política de meio ambiente integra a agenda estratégica de governos de vários países e regiões, além de se incorporar na missão institucional de várias organizações. Essa mudança cultural proporciona mais responsabilidades ao poder público na gestão ambiental, pois a cobrança e a participação do cidadão são cada vez mais intensas (CETESB, 2009)”.

Segundo Libânio (2008), embora o país conte com uma legislação ambiental bastante restritiva quanto à emissão de poluentes no ambiente, a fragilidade das estruturas político-administrativas dos órgãos ambientais não tem possibilitado uma efetividade no cumprimento da lei.

Políticas públicas são necessárias em todas as esferas para que se estabeleça gestão e ordenamento na forma de utilização de recursos. No caso de corpos de água costeiros, servem para legitimar e fiscalizar atividades como: navegação, recreação, pesca e aquicultura, entre outras.

Sendo assim, são envolvidas muitas questões na gestão de corpos costeiros, pois cada tipo de atividade requer uma legislação específica. No caso das últimas duas atividades citadas (pesca e aquicultura) foi criado um ministério para gerenciá-las, o Ministério da Pesca e Aquicultura.

No dia 29 de junho de 2009, o presidente Luiz Inácio Lula da Silva sancionou a Lei nº 11.958. Era, então, criado o Ministério da Pesca e Aquicultura do Brasil, atendendo ao anseio histórico dos pescadores e aquicultores do país, resultado de um esforço conjunto, entre poder



público e sociedade civil. Este Ministério ficou responsável por fomentar e desenvolver políticas voltadas ao setor pesqueiro no conjunto de seus anseios (MPA, 2012).

No Estado de São Paulo, a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) tem a tarefa de realizar a gestão da qualidade ambiental estadual. Publica anualmente os relatórios de qualidade ambiental, onde é possível acompanhar os resultados das ações da Companhia no que se refere às políticas públicas voltadas ao controle ambiental. Essa é prestação de contas que o poder público faz periodicamente com a sociedade. Além disso, o diagnóstico da qualidade ambiental é uma importante ferramenta que orienta e ajusta as ações de planejamento para os novos programas de qualidade ambiental (CETESB, 2009).

### **LEGISLAÇÃO - RESOLUÇÃO 357 E DECRETO 1265/94**

O Decreto 1265/94 aprova a Política Marítima Nacional, a qual tem por finalidade orientar o desenvolvimento das atividades marítimas do País, de forma integrada e harmônica, visando à utilização efetiva, racional e plena do mar e de nossas hidrovias interiores, de acordo com os interesses nacionais (JUSBRASIL, 2012).

Segundo Lamparelli (2006) a manutenção da qualidade das águas costeiras é importante para garantir os diversos usos do oceano. Usos estes que, segundo a resolução CONAMA 357, se dividem em recreação de contato primário, na qual há contato direto e prolongado com a água (tais como natação, mergulho, esqui-aquático) quando a possibilidade do banhista ingerir água é elevada; e recreação de contato secundário, que se refere àquela associada a atividades em que o contato com a água é esporádico ou acidental e a possibilidade de ingerir água é pequena, como na pesca e na navegação (como iatismo).

Esta resolução também dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

Hospedado e liderado pela UNESCO, o programa mundial de avaliação da água das Nações Unidas (WWAP), coordena o trabalho de 28 membros do programa de água da ONU. O programa procura equipar os gestores da água e os tomadores de decisão com as informações, dados, ferramentas e habilidades necessárias para que possam participar efetivamente no desenvolvimento de políticas.



Segundo ANA (2011) muitos estudos recentes sobre custos relacionados à saúde causados por água de baixa qualidade são relacionados aos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODMs) referentes à água e ao saneamento. As Nações Unidas, seus países – membros e parceiros não governamentais comprometeram-se a realizar um conjunto de objetivos para tratar das necessidades inter-relacionadas das comunidades mais pobres do mundo. Objetivos referentes à água e ao saneamento foram explicitamente reconhecidos como metas dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio: a comunidade internacional assumiu o compromisso de reduzir pela metade a proporção de pessoas sem acesso à água potável segura e ao saneamento básico, até 2015.

Nos países desenvolvidos há o predomínio de algum modelo de gestão bem definido, enquanto que nos países em desenvolvimento, como no caso do Brasil, há uma mistura de modelos de gestão. Para cada área e momento há predomínio de uma gestão diferente, sendo estas mudanças bastante dinâmicas.

No Brasil, a política não segue uma linha bem definida, varia de acordo com a vontade de quem está no poder. Há um enfraquecimento relativo do Estado Nacional, caracterizado pela descentralização do poder, e transferência de poder para novos atores. Isto reduz a capacidade de condução do Estado, aumentando o foco na participação e controle social dos processos políticos, levando a uma democratização das relações Estado/sociedade (SICSÚ; CASTELAR, 2009).

Apesar de esta maior participação da sociedade ter muitos pontos positivos, afinal a política é feita para o povo, ela faz com que os processos políticos sejam muito mais demorados para que sejam completados (FRANCO, 2007).

Por fim, para que haja maior efetividade nos programas políticos é necessário cumprir etapas, para sua construção e manutenção. Estas são: i) diagnóstico e definição de problemas, com elaboração de agendas de trabalho; ii) elaboração/formulação de programas e projetos; iii) tomada de decisão; iv) implementação de políticas; e por último v) é necessário o monitoramento e a avaliação para que se garanta a continuidade do programa e se avalie a necessidade de uma readequação da política. Esta última etapa exige algumas ferramentas de análise, como, por exemplo, o uso de indicadores (CUNHA, 2006).

Para proteger a qualidade da água são necessários novos e aprimorados marcos legais e institucionais, partindo do nível internacional até os de bacia hidrográfica e comunitário.



Como primeiro passo, é preciso adotar e aplicar leis sobre proteção e melhoria da qualidade da água. Políticas modelo de prevenção da poluição devem ser difundidas de forma ampla, e diretrizes devem ser elaboradas para promover a qualidade da água dos ecossistemas, da mesma forma como é feito para o abastecimento de água potável. O planejamento em nível de bacia hidrográfica é necessário para identificar as principais fontes de poluição e a tomada de intervenções mais adequadas, especialmente em se tratando de bacias hidrográficas compartilhadas por dois ou mais entes políticos. Será preciso desenvolver e disseminar em todo o mundo métodos padronizados para a caracterização da qualidade da água em rios, bem como diretrizes internacionais para a caracterização da qualidade da água em ecossistemas e áreas prioritárias para ações de remediação (ANA, 2011).

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A abrangência dos regulamentos aplicáveis à qualidade da água varia muito entre diferentes países e regiões – desde a total ausência de quaisquer regulamentos sobre poluição hídrica (em Mianmar, por exemplo) até os marcos regulatórios muito detalhados (Diretiva-Quadro sobre o Domínio da água da União Europeia – 2000/60/ CE). Um marco político forte é o passo inicial essencial para a regulação efetiva da qualidade da água. Muitas vezes, a falta de uma abordagem abrangente reduz a eficácia de políticas de gestão das águas. Por exemplo, uma análise de políticas de recursos hídricos em países da África oriental e ocidental verificou que “a qualidade da água é afetada por diversas outras atividades como: saneamento e disposição final de resíduos sólidos e líquidos; caso as leis a respeito destes fatores não sejam formuladas em conjunto e compatibilizadas com outras leis nacionais em vigor, a gestão da qualidade da água ficará prejudicada” (ODI, 2006). Desafios dessa natureza conduziram ao desenvolvimento e a aplicação cada vez maior da abordagem de gestão integrada de recursos hídricos (Integrated Water Resources Management – IWRM). Essa abordagem requer um exame das articulações biofísicas e socioeconômicas existentes entre setores normalmente estanques (indústria e meio ambiente) e entre atividades a montante e impactos a jusante. “A gestão integrada de recursos hídricos é um processo por meio do qual é promovido o desenvolvimento coordenado de gestão da água, do solo e de recursos afins para maximizar os benefícios econômicos e sociais de forma equitativa, sem comprometer a sustentabilidade de ecossistemas vitais” (GWP-TAC- Global Water Partnership - Technical Advisory Committee,



2000). É necessário que regulamentos bem elaborados e passíveis de fiscalização sejam instituídos logo após a instituição de uma política que assegure a boa qualidade da água.

Regulamentos mal elaborados ou defasados não serão capazes de atender a todos os requisitos necessários para garantir a boa qualidade da água. Por exemplo, durante um recente levantamento sobre normas atinentes à qualidade de águas superficiais em países da Europa Oriental, do Cáucaso e da Ásia Central, foi constatado que, apesar de todos os países terem bons regulamentos em vigor sobre a qualidade da água, a maioria dos lagos e dos rios foram considerados “moderadamente poluídos”. Muitas das normas referentes à qualidade de águas superficiais contidas nesses regulamentos estavam defasadas ou excessivamente rígidas, em vista da limitada capacidade do governo e da fiscalização para realizar monitoramento e garantir a aplicação das normas (Secretaria da Força Tarefa da EAP – 2008) (ANA, 2011).

Ainda segundo ANA (2011) melhorar a qualidade da água, prevenir poluição localizada e difusa, tratar efluentes antes do seu lançamento em corpos de água e restaurar a qualidade de cursos de água – todas essas ações exigem vontade política. A educação ambiental e as campanhas de conscientização são cruciais para geração de conhecimento entre as comunidades e de apoio à proteção e melhoria da qualidade da água. Esse apoio à melhoria da qualidade da água pode exercer pressões sobre tomadores de decisão e autoridades eleitas para que se empenhem na implementação da legislação e regulamentos que visem a proteção da qualidade da água, a melhoria da fiscalização e a aplicação desses regulamentos.

## REFERÊNCIAS

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS; PNUMA. PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE; CEBDS. CONSELHO EMPRESARIAL BRASILEIRO PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Cuidando das águas - Soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**, 2011.

BESEN, G. R. **A questão da coleta seletiva formal.** Resíduos, cap.16, 2012.

CETESB. **Qualidade das praias litorâneas no Estado de São Paulo.** Série Relatórios, Governo de Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, 2009.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

FRANCO, A. C. **Documentos da Política Externa Independente.** (2007). Rio de Janeiro: Centro de História e Documentação Diplomática ; Brasília : Fundação Alexandre de Gusmão.

CUNHA, C. G. S. **Avaliação de políticas públicas e programas governamentais: tendências recentes e experiências no Brasil. 2006.** Trabalho elaborado durante o curso “The Theory and Operation of a Modern National Economy”, ministrado na George Washington University, no âmbito do Programa Minerva.

FREY, K. Políticas Públícas: um debate conceitual e reflexões referentes à prática da análise de políticas públicas no Brasil. **Planejamento e políticas públicas**, n°21, jun. 2000.

JACOBI, P. R.; RICHARD, S.; RIEU, T. **Governance.** Texto em preparação. 2012.

JUSBRASIL. Endereço eletrônico, disponível em:  
<http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/109272/decreto-1265-94>, acesso 29 out - 2012.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento da água**, 2<sup>a</sup>. Edição, Campinas, Ed. Átomo, 2008.

ODI. OVERSEAS DEVELOPMENT INSTITUTE. **Effective Water Governance in West and East Africa: Synthesis Report. Prepared for Program for Effective Water Governance (EU-supported).** 2006. Endereço eletrônico, disponível em:  
[http://www.metameta.nl/governance/docs/pdf/Synthesis\\_Report.pdf](http://www.metameta.nl/governance/docs/pdf/Synthesis_Report.pdf).

MPA. **Ministério da Pesca e Aquicultura.** Endereço eletrônico, disponível em:  
(<http://www.mpa.gov.br/index.php/ministeriompa/historico1>). Acesso Outubro - 2012.

PEREIRA-FILHO, J.; SPILLERE, L. C.; SCHETTINI, C. A. F. **Dinâmica de nutrientes na região portuária do estuário do rio Itajaí-Açu-SC.** Universidade do Vale do Itajaí, 2003.



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental

Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

RODRIGUES, M. M. A. **Folha explica: Políticas públicas.** Série: Folha explica, Publifolha. 2010.

STEINER, A. Q.; MEDEIROS, M. A.; AMARAL, F. M. D. **A conservação da biodiversidade marinha como problema político internacional e suas implicações para as políticas públicas no Brasil.** V SOB. Oceanografia e Políticas Públicas. Santos, SP, Brasil, 2011.

SICSÚ, J.; CASTELAR, A. **Sociedade e economia: estratégias de crescimento e desenvolvimento.** Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. 2009

UN WWAP. **United Nations World Water Assessment Programme (UN WWAP).** (2009). United Nations World Water Assessment Programme. The World Water Development Report 3: Water in a Changing World. UNESCO: Paris, France. \disponível em: <http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr3/>. Acesso dez-2012.



## DESAFIOS À CONSECUÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM MUNICÍPIOS: UM ESTUDO DE CASO.

Daniel Fonseca de Andrade<sup>1</sup>; Marcos Sorrentino<sup>2</sup>.

<sup>1</sup>Doutor em Ciência Ambiental, Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental (PROCAM) da Universidade de São Paulo, SP / Docente do Centro Universitário Barão de Mauá – dfa@netsite.com.br.

<sup>2</sup>Doutor em Educação, Professor do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP de Piracicaba.

### RESUMO

O objetivo deste trabalho é apresentar os desafios à criação e consecução de políticas públicas de EA em um município situado no nordeste do estado de São Paulo. Tais desafios se colocam nas dimensões institucional e política, mas influenciam e são lidados nas dimensões intersubjetiva e individual. Processos de políticas públicas de EA precisam construir espaços onde questões dessas duas dimensões sejam trabalhadas coletivamente.

**PALAVRAS-CHAVE:** Educação ambiental, diálogo, políticas públicas.

### ABSTRACT

The objective of this essay is to demonstrate the challenges to the design and implementation of EE public policies in a municipality in the northwest of the state of São Paulo. Such challenges were found in institutional and political dimensions, but influenced and were managed in inter-subjective and individual dimensions. EE public policy processes must build spaces where such dimensions are dealt with collectively.

**KEY-WORDS:** Environmental Education, dialogue, public policies.

### INTRODUÇÃO

Existe em andamento no país um movimento de descentralização da gestão ambiental. Exemplos desse movimento são, no estado de São Paulo, o Programa de Descentralização da Gestão Ambiental, decorrente da resolução CONAMA 237/97, que prevê que municípios podem promover o licenciamento ambiental de atividades de impacto local, e também o Programa Município VerdeAzul, que estimula prefeituras a implementarem e desenvolverem uma agenda ambiental estratégica. Em ambos, uma das condições fundamentais para a participação dos municípios (ou para sua boa pontuação, no caso do Município Verde e Azul) é que eles criem e implantem uma estrutura administrativa específica de meio ambiente (uma secretaria ou estrutura ambiental, e um conselho) em suas administrações.

Apesar de esses programas serem muito recentes (o Programa de Descentralização da Gestão Ambiental foi iniciado em 2009 e o VerdeAzul em 2007) eles já promoveram mudanças: enquanto que o primeiro já habilitou 38 localidades como licenciadoras e tem



outras 8 em processo, o segundo certificou, em 2012, 133 (tiveram “nota” igual ou maior que 8,0 no cumprimento das diretrivas que o programa propõe). Isso demonstra a resposta dos municípios a esses estímulos e o ritmo em que a questão ambiental tem sido institucionalizada localmente.

Em meio a esse processo a força da Educação Ambiental (EA) local também tem passado por transformações. Além de constar como uma das diretrivas do Programa Município VerdeAzul, a institucionalização da EA é contemplada no próprio Programa Nacional de Educação Ambiental (ProNEA) (BRASIL, 2005). Este programa, e outros subprogramas derivados dele, estimulam localidades a produzirem Políticas Públicas (PP) de EA de forma participativa e dialógica, de maneira que a “pluralidade social brasileira... [seja] expressa nos processos de EA locais, sem prescrições impostas pelos órgãos federais, estaduais ou municipais” (ANDRADE; LUCA; SORRENTINO, 2012).

Entretanto, pressupor a construção participativa e dialógica de PP de EA significa aceitar a viabilidade desses processos, o que torna importante o acompanhamento dos mesmos para o reconhecimento de seus potenciais e também obstáculos. Este foi o objetivo deste trabalho, apresentar os desafios à criação e consecução de políticas públicas de EA em um município situado no nordeste do estado de São Paulo, cujo nome não será revelado por questão de confidencialidade.

Este trabalho é parte de uma pesquisa mais ampla que foi desenvolvida dentro do curso de doutoramento do primeiro autor deste texto, e foi realizada em um município que, a exemplo do demonstrado acima, estava em pleno processo de implantação da estrutura técnico-burocrática de meio ambiente e também de EA.

O método de pesquisa desenvolvido para tal foi de caráter qualitativo, se deu ao longo de 2011 e 2012 e envolveu a aplicação de três técnicas diferentes de levantamento de dados: análise de documentos, entrevistas individuais não estruturadas e observação participante.

A pesquisa de campo foi iniciada com a observação participante e com análise de documentos de instituições públicas de EA e, a partir deste levantamento preliminar, definiram-se atores importantes para uma abordagem mais próxima por meio de entrevistas.

As análises posteriores se deram por triangulação de técnicas e de fontes. A triangulação de técnicas é o cruzamento dos dados gerados por diferentes técnicas de levantamento (PATTON, 2002). Assim, os dados levantados pela análise de documentos,



entrevistas, observação participante e grupo focal foram combinados e, sempre que discordâncias foram verificadas, foram analisadas de forma mais profunda. A triangulação de fontes é a combinação dos resultados dos dados de diversas fontes usando-se a mesma técnica (IBID). Neste caso, o trabalho focou principalmente na combinação dos resultados das entrevistas com os diferentes atores, que colaboraram com o preenchimento de lacunas nos depoimentos dos demais e também na compreensão de contradições e discordâncias que emergiram.

## O CONTEXTO DA PESQUISA

A pesquisa de campo se deu em um município a nordeste do estado de São Paulo, com cerca de cem mil habitantes. No início da pesquisa (fevereiro de 2011), o município estava em processo de implantação de uma estrutura administrativa ambiental e também de EA, constando esta última da criação de um departamento de EA (DEA, em 2010) e de um centro de EA (CTEA, em 2009), ambos na secretaria da educação (SE), e de um Setor de EA (SEA) na secretaria do meio ambiente (SEMA), que fora criada em janeiro de 2011. Conforme informado durante a pesquisa, o DEA estava sendo criado, entre outras coisas, para colaborar com o planejamento e gestão do CTEA, cuja concepção havia se dado anos antes, na própria SE, como decorrência de uma ação municipal de recomposição de mata ciliar.

A motivação para a consecução da pesquisa se deu por convite da então diretora do DEA, em função de sua vontade de criar um Coletivo Educador Ambiental, processo esse que se iniciou em fevereiro de 2011 e se estendeu até os primeiros meses de 2012. Um coletivo educador ambiental é uma “união de pessoas que trazem o apoio de suas instituições para um processo de atuação educacional em um território” (FERRARO Jr.; SORRENTINO, 2005, p.59). Assim, a pesquisa se iniciou com a intenção de acompanhar a implementação deste grupo no município.

Entretanto, com o tempo, foi-se percebendo que a dinâmica deste coletivo era fortemente influenciada por um contexto mais amplo do que ele, que envolvia inclusive outras instituições da própria prefeitura. Assim, decidiu-se por ampliar a mesma e incluir essa “teia” de relações no escopo da pesquisa.

Neste trabalho, “desafios à consecução de políticas públicas de educação ambiental em municípios: um estudo de caso”, estão contemplados, por uma questão de espaço, apenas os



elementos relativos a essa teia, fundamentalmente pelos atores inseridos na seara pública, responsáveis pelos processos de elaboração de implementação de PPs de EA: a diretora do DEA, a diretora do CTEA, a técnica responsável pelo SEA e os secretários das duas instituições que abrigam as demais, da Educação e do Meio Ambiente.

## RESULTADOS

Os resultados serão apresentados organizados em quatro dimensões. Duas delas são dimensões de análises de políticas públicas (institucional e política) sugeridas, por exemplo, por Frey (2000). Outras duas são sugeridas pelos autores deste trabalho em outro contexto (ANDRADE; SORRENTINO, 2013a) em decorrência desta pesquisa, por considerarmos que essas novas dimensões, apesar de normalmente “escondidas” dentro da anterior (a política, de Frey), são tão importantes que devem ser contempladas de forma explícita. São elas as dimensões intersubjetiva e individual. É importante, entretanto, que se ressalte aqui que a divisão dos fatores abordados em dimensões tem uma função meramente heurística, já que são complexos e se influenciam mutuamente. Também, que a fronteira que se coloca entre elas é arbitrária e visa simplesmente a ajudar a organização do pensamento.

- i) **A dimensão institucional** – Do ponto de vista institucional, o que se encontrou foi existência de um contexto de vulnerabilidade entre e dentro das instituições do campo da EA no município. Várias questões encontradas colaboram para tal: primeiro, a inexistência de diretrizes gerais para o desenvolvimento da EA no município como um todo, que atribuam um sentido orgânico para cada uma das instituições e que as permitam se pensar como inseridas em um movimento maior. Segundo, a ausência de direcionamentos gerais para cada uma dessas instituições individualmente. Dessa maneira, ficam vazias de propostas e sentidos, expostas aos desígnios do momento e se tornam, praticamente, executoras de ações. A consequência desse vazio de sentido tanto para a EA do município como um todo quanto para cada uma das instituições que a compõem promove, por sua vez, a condição na qual as ações desempenhadas por cada uma delas, primeiro, não serão concertadas e, segundo, variarão a partir das percepções da liderança no momento. Assim, como instituições independentes e desligadas, se entrincheiram em seus objetivos intramuros. A ausência de diálogo e combinações de ação entre as diferentes instituições e a falta de uma visão sistêmica por parte de suas líderes promove uma situação ainda mais complexa: ao desempenharem suas funções,



projetos e ações, por ora são percebidas como invadindo os espaços alheios, ou ainda sentem-se invadidas, acirrando os constrangimentos iniciais e gerando elementos que podem transformá-los em conflitos. Assim, novos ajustes “territoriais” se dão após esses momentos de crise e, se por um lado promovem uma nova acomodação, por outro deixam sequelas.

Esse sentimento de vazio é piorado por conta da condição dos contratos das lideranças das instituições. Principalmente para aquelas de segundo escalão (as diretorias), o que se encontrou foi uma condição de insegurança diante da possibilidade percebida de desligamento a qualquer instante, o que como se verá na dimensão intersubjetiva terá implicações para a qualidade das relações que se darão entre esses líderes.

ii) **A dimensão política** – A dimensão política incluirá, aqui, a) questões epistemológicas e b) político-partidárias. a) As questões epistemológicas não se colocaram como centrais para a formação de alianças ou surgimento de conflitos entre os atores envolvidos. No máximo, compuseram e acirraram conflitos deflagrados por outras questões. Ao contrário, o que se apurou nas instituições pesquisadas foi um consenso sobre EA que confunde educação ambiental e gestão ambiental. Há uma tendência de se considerarem os dois como intercambiáveis ou, ainda, de se considerar funções (ou questões) de gestão como de educação. Isso culmina, operacionalmente falando, na transformação da instituição numa “grande ONG”, cuja função é simplesmente executar ações, onde o aspecto reflexivo desaparece (FERRARO Jr., 2013). Essa confusão é tão comum que motivou os autores deste texto, à época, a lidarem especificamente com o tema, em outro espaço (ANDRADE; SORRENTINO, 2013b). Quanto às questões político-partidárias e a maneira como elas interferiram nas relações postas, não puderam ser por completo delineadas. De qualquer forma, é improvável que tenham se interpuesto às ideias ou ações de EA desempenhadas. Não foram observadas demonstrações claras de retaliação e nem de favorecimento de um ou outro indivíduo ou instituição por conta das distâncias ou proximidades partidárias. Apesar de suspeitas de (des)favorecimento partidário por um ou outro ator em momentos específicos, elas não foram confirmadas sequer por aqueles que levantavam a possibilidade. De qualquer maneira, como a parte de campo da pesquisa foi finalizada no início de 2012, que foi um ano de eleições municipais, se a interferência partidária fosse ocorrer, ocorreria provavelmente a partir deste período.



iii) **A dimensão intersubjetiva.** A dimensão intersubjetiva foca os aspectos das relações pessoais entre os sujeitos envolvidos, que se dão nos contextos institucional e político delineados acima.

Como se viu, o ambiente das relações pessoais entre os atores contemplados nessa pesquisa foi marcado por várias questões: primeiro, pela ausência de diretrizes para a EA municipal bem como para as instituições individuais, o que levou a uma espécie de competição entre elas por reconhecimento; segundo, pela a sensação de vulnerabilidade quanto à forma de contrato das diretoras, o que retroalimentava essa necessidade de mostrar resultados, um critério percebido como importante para a permanência no cargo. Como consequência, sem diretrizes de ação, competindo umas com as outras e necessitando demonstrar atuação, essas instituições ficavam extremamente permeáveis a propostas externas (vindas do prefeito, de outros secretários, de vereadores ou ainda outros atores municipais), o que gerava uma demanda enorme sobre elas e, portanto, cansaço, maior isolamento, insatisfação quanto à qualidade do que estava sendo feito e diante do excesso de trabalho. Este contexto favorecia também o caráter executor das instituições e deixava de lado a sua função de planejamento, reflexão e auto-avaliação, fundamentais em instituições educativas cujos objetivos principais são elaborar e implantar PPs.

Neste ambiente institucional e político é que as relações pessoais se estabeleceram e evoluíram. Grande parte, as parcerias interinstitucionais dependeram das afinidades pessoais desenvolvidas entre as diretoras, e programas, projetos e ações ficaram dependentes dessas afinidades pessoais. Instituições em que as diretoras tinham laços de amizade mais antigos e duradouros tinham relações mais espontâneas e orgânicas, enquanto que aquelas em que as relações eram superficialmente cordiais ou explicitamente tensas não estabeleciam relações ou as estabeleciam em patamares que mantinham distâncias burocráticas.

iv) **A dimensão individual:** Os desequilíbrios demonstrados nas dimensões acima, fortemente causados pela ausência de diretrizes coletivas e institucionais de atuação recaíram, em última instância, sobre a dimensão individual, que tinha por sua vez a tarefa de equilibrá-los. Nestes casos, as tentativas de aproximação se deram por meio de propostas que mantinham as diferenças entre as instituições e as pessoas envolvidas.

Isaacs (1999) diferencia em seu trabalho conversas com lado e conversas com centro. Conversas com lado são aquelas em que o enfoque se mantém nos participantes e suas



expectativas em fazer com que suas propostas sejam contempladas ou adotadas pelos demais. Ou seja, são espécies de batalhas em que os participantes tentam ganhar espaço e, em última análise, impor suas ideias sobre os outros. Conversas com centro, por outro lado, são aquelas em que o foco é no centro, ou seja, na construção coletiva, e nas quais as participações individuais se dão com a intenção de colaborar com ela. Neste caso, as contribuições individuais são, portanto, estímulos para o coletivo, e podem ser adotadas parcialmente, completamente, ou não serem adotadas, mas ajudarem a compor outras. Desta forma, a postura do participante é diferente e suas expectativas deixam de ser focadas na adoção das suas ideias ou propostas e passam a ser centradas na sua colaboração para o grupo. Para o autor, essas construções coletivas *são* o diálogo. Obviamente, como colocado acima, ensejam abertura, disposição e uma série de pressupostos para que ocorram de fato (BOHM, 1999).

Ao contrário disso, o que se viu durante a pesquisa foi que as tentativas de aproximação se deram fundamentalmente pela manutenção de trabalhos “com lados”, ou seja, ações e projetos considerados por todos como construções coletivas eram aqueles nos quais “cada um fazia sua parte”, não havia concepção conjunta e as competências de cada uma das instituições impediam a erupção de crises ou desentendimentos. Em geral, ideias de ações e projetos provinham ou de instâncias superiores ou de uma das instituições, que trazia o projeto pronto, para ser então implantado “conjuntamente”. As relações se mantinham em uma cordialidade superficial, que era garantida pelas atuações fragmentadas. Fazendo-se uma extração epistemológica, é a típica percepção do todo como sendo a soma das partes. As instituições eram colocadas de forma justaposta na consecução das ações e dessa forma não havia interposição de funções e invasão de espaços alheios. Se por um lado isso diminuiu o desconforto e o risco de atritos (e permitiu ações conjuntas), por outro manteve as instituições e as suas lideranças em isolamento.

Finalmente, tentativas pessoais de aproximação entre as lideranças, quando ocorreram, acabaram por encontrar obstáculos provenientes do que Isaacs (1999) chama de habilidades pessoais para o diálogo. Kantor e Lehr (1976) demonstram em seu trabalho que participantes em interação desempenham diferentes papéis (movedor, seguidor, opositor, espectador) e interagem em diferentes dimensões (ou falam diferentes linguagens, como apropriado por Isaacs, 1999) – da ação, do significado e do sentimento. O que se viu durante o processo de pesquisa foram confrontos entre diferentes papéis e linguagens. Segundo o autor, para que



ocorra o diálogo, é necessário que os participantes sejam capazes de reconhecer essas diferenças de papéis e linguagens, e, mais ainda, que os participantes falem a mesma língua. Caso isso não ocorra, tentativas de aproximação podem engatilhar novas desconfianças e retroalimentar o isolamento, o que ocorreu durante a pesquisa.

Apesar dessa situação, a pesquisa encontrou também que existe, pelo menos no discurso, uma percepção sobre a importância do trabalho conjunto das instituições de EA no município, condição essa que, talvez pela história recente de todas as instituições envolvidas, não pode ser construída durante esse ano de pesquisa.

## CONCLUSÃO

Como coloca Escobar (2009), “os micro-processos de interação pessoal constituem o centro dos macro-processos institucionais deliberativos. Em outras palavras, a qualidade democrática desses processos dependerá da qualidade das práticas interpessoais nas quais eles cristalizam” (ESCOBAR, 2009, p.45, tradução nossa). Os achados neste processo de pesquisa podem ser sintetizados, em grande forma, por essa frase.

Um processo que se iniciou com a intenção de se implantar um coletivo educador ambiental em um município se viu influenciado em grande forma pelo contexto no qual ele estava instalado. O objetivo inicial de se criar uma dinâmica interinstitucional e de construção coletiva foi paulatinamente encontrando limitações que se concentraram em última instância, nas dimensões intersubjetiva e individuais. Embora as dimensões institucional e política criassesem as circunstâncias em que as relações pessoais ocorriam, era nesses “micro-processos” que os desequilíbrios maiores se assentavam.

A influência dos universos intersubjetivo e individuais nos processos de delineamento ou implementação de políticas públicas, como visto aqui, demonstram que as questões relativas à consecução de PPs de EA vão muito além do universo técnico de atuação, como normalmente é considerado. Espera-se que o trabalho conjunto e colaborativo entre instituições e suas lideranças se dê naturalmente, o que, como se viu, não ocorre. Assim, é necessária a construção e institucionalização de instâncias coletivas que criem planos (como, por exemplo, um programa) de EA para o município como um todo e que, por sua vez, direcionem as ações das instituições individuais.



Entretanto, isso não basta, pois como visto acima, este processo não é permeado apenas por questões técnicas. Se o que se deseja, à luz do ProNEA, é a construção e implantação de PPs de EA de forma participativa e dialógica, é fundamental que tais processos incorporem também, em seu escopo, questões específicas que remetem ao trabalho coletivo e ao diálogo. É essencial, portanto, que grupos em constituição (por exemplo, uma comissão interinstitucional ou coletivos educadores) aprendam também a se compreender como grupos formados por diversidades de valores, interesses e intenções e lidem com isso, e também com o sentido de se dialogar em meio a essa diversidade.

O diálogo, especificamente, enquanto práxis, enseja uma série de pressupostos e requer posturas daqueles que dialogam, e isso precisa ser aprendido pelo coletivo coletivamente, e não pode ser assumido a priori.

## **REFERÊNCIAS**

ANDRADE, D. F.; SORRENTINO, M. Aproximando educadores ambientais de políticas públicas. In: SORRENTINO, M. et al. **Educação Ambiental e Políticas Públicas: conceitos, fundamentos e vivências**. Curitiba: Appris, 2013a, p.215 – 223.

\_\_\_\_\_. **Da gestão ambiental à educação ambiental: as dimensões subjetiva e intersubjetiva nas práticas de educação ambiental.** Pesquisa em Educação Ambiental. v. 8, n. 1, p.88 – 98, 2013b.

ANDRADE, D. F.; LUCA, A. Q.; SORRENTINO, M. O diálogo em processos de políticas públicas de educação ambiental no Brasil. **Educ. Soc.**, Campinas, v. 33, n. 119, p.613-630, abr./jun. 2012.

BOHM, D. **Unfolding meaning:** a weekend of dialogue. London: Routledge, 1999.

BRASIL. **Programa Nacional de Educação Ambiental.** Ministério do Meio Ambiente. Departamento de Educação Ambiental; Ministério da Educação, Coordenação Geral da Educação Ambiental. 3. ed. Brasília: MMA, 2005.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

ESCOBAR, O. The dialogic turn: dialogue for deliberation. **In-spire Journal of Law, Politics and Societies.** v. 4, n. 2, p.42 – 70. 2009.

FERRARO Jr., L. A.; SORRENTINO, M. Coletivos educadores. In: FERRARO Jr, L. A. **Encontros e Caminhos:** formação de educadoras(es) ambientais e coletivos educadores. Brasília: MMA/DEA, 2005, p. 59-69.

FREY, K. Políticas públicas: um debate conceitual e reflexões referentes à prática da análise de políticas públicas no Brasil. **Planejamento e políticas públicas.** n. 21, jun. 2000.

KANTOR, D.; LEHR, W. **Inside the family.** 2. ed. San Francisco/London: Jossey-Bass, 1976.

PATTON, M. Q. **Qualitative research & evaluation methods.** 3.ed. Thousand Oaks: SAGE, 2002.



## O CONTEXTO DA PAISAGEM E A INFLUÊNCIA DAS ESTRADAS NO SISTEMA DE ÁREAS PROTEGIDAS DO CONTÍNUO DA CANTAREIRA

Júlia Camara de Assis<sup>1</sup>; Sueli Angelo Furlan<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Bióloga, Instituto de Energia e Ambiente – USP – julia.assis@usp.br.

<sup>2</sup>Geógrafa, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas – USP.

### RESUMO

É fundamental a incorporação dos efeitos das estradas nas análises de paisagem. Mesmo com a escassez de dados empíricos, os efeitos potenciais conhecidos podem agregar informações pertinentes ao processo de planejamento de estradas e escolha de medidas de mitigação. Os resultados espaciais gerados neste trabalho permitem a identificação de pontos chave para a conectividade da paisagem no Sistema de Áreas Protegidas do Contínuo da Cantareira.

**PALAVRAS-CHAVE:** Ecologia de Paisagem, Ecologia de Estradas, Conectividade.

### ABSTRACT

It is essential to incorporate the road effects on landscape analysis. Even with the lack of empirical data, the known potential effects can aggregate relevant information to road planning and the choice of mitigation strategies. The spatial results generated in this work allow the identification of key areas for landscape connectivity in a mosaic of natural reserves (Protected Areas of Cantareira Ridge).

**KEYWORDS:** Landscape Ecology, Road Ecology, Connectivity.

### INTRODUÇÃO

Existem vários conceitos associados ao termo fragmentação. Wilcove, McLellan e Dobson (1986) assumem a fragmentação como um processo no qual uma grande extensão de habitat é transformado em certo número de manchas menores com uma soma total de área menor do que a inicial e isoladasumas das outras por uma matriz diferente. A perda de habitat tem sido considerada por alguns autores como a responsável pela alteração das relações entre as espécies e pela redução do número de espécies mais especializadas e de grande porte, podendo também ter efeito negativo na reprodução, dispersão e taxa de predação.

Em uma simulação que considerou o tamanho dos fragmentos em relação à proporção de habitat na paisagem, (ANDRÉN, 1994) descreveu que os mapas gerados indicam que, quando a proporção de habitat é inferior a 60%, existe a quebra de uma mancha contínua em manchas menores. Cada população apresenta um limiar diferente de conectividade, de acordo com seus requisitos biológicos. De maneira geral, são previstos efeitos maiores da



fragmentação quando a proporção de habitat é de 20 a 30% (FAHRIG, 2003) e, neste caso, a distribuição espacial do habitat na paisagem, incluindo a conectividade estrutural, se torna mais relevante para a persistência das espécies (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 2003).

Segundo Uezu, Metzger e Vielliard (2005), a conectividade funcional é mais complexa que a estrutural. Ela depende não apenas do padrão espacial da paisagem, mas também das interações entre este padrão e as características biológicas das espécies alvo, como a habilidade delas de se movimentarem em áreas de matriz.

Outra abordagem para pensar a conectividade em paisagens fragmentadas diz respeito à restauração de ‘gargalos’, em importantes áreas onde havia uma ligação anterior, mas que foi perdida. A existência de uma pequena quantidade de remanescentes gera um cenário no qual ações imediatas de restauração deveriam ser adotadas, para garantir a persistência das espécies no futuro próximo (RODRIGUES et al., 2009). Neste caso, a escolha de locais estratégicos é fundamental para maximizar os ganhos com a restauração.

Ações de restauração devem ser aliadas à criação de um mosaico de áreas protegidas que articule UCs de proteção integral com as de uso sustentável. Esta estratégia de conservação pode ser capaz de efetivamente promover a perpetuação da diversidade das espécies e dos processos ecológicos no contexto de uma paisagem fragmentada.

## **IMPORTÂNCIA E JUSTIFICATIVA**

A conservação da Mata Atlântica brasileira, em especial nas proximidades da Região Metropolitana de São Paulo, depende fortemente da transformação dos maiores remanescentes de floresta em Unidades de Conservação de proteção integral. Além disso, é essencial assegurar a permanência das pequenas manchas no entorno destas unidades para garantir os fluxos ecológicos no contexto da paisagem. A manutenção dos fragmentos que compõe o corredor Cantareira-Mantiqueira é fundamental para certificar a sustentação dos processos ecológicos no Sistema de Áreas Protegidas do Contínuo Cantareira, composto principalmente pelo Parque Estadual (PE) da Cantareira, PE Itapetinga, PE Itaberaba e Monumento Natural Pedra Grande. No entanto, a ampliação dos limites urbanos e do sistema viário nesta área representa desafios às estratégias de conservação, pois comprometem a conectividade da paisagem e o fluxo de organismos. Ainda assim, é preciso avaliar como a



conectividade entre os remanescentes é afetada pela infraestrutura urbana e viária para incorporar medidas mitigadoras ao planejamento da conservação.

O presente estudo investiga a estrutura da paisagem no entorno das UCs supracitadas e oferece um diagnóstico com inferências funcionais. A inclusão das estradas nesta análise tem papel de destaque, uma vez que, por apresentarem pequena área e estrutura linear, tendem a ser desvalorizadas em escalas mais genéricas. Entretanto, a incorporação dos efeitos das estradas no estudo da conectividade da paisagem revela a necessidade de novas tecnologias construtivas e implantação de estruturas no projeto viário que assegurem o fluxo de organismos.

## **LOCAL DE REALIZAÇÃO DO TRABALHO**

O corredor de dispersão de fauna formado pelo complexo Cantareira-Mantiqueira (Figura 1), ao norte da RMSP, está inserido, em sua mais expressiva porção, entre as rodovias Fernão Dias (BR-381) e Dutra (SP-60) e apresenta a rodovia Dom Pedro I (SP-65) cortando este corredor. Neste contexto, um mosaico de Unidades de Conservação de proteção integral, formado principalmente pelo PE da Cantareira, PE Itapetinga, PE Itaberaba, e pelo Monumento Estadual da Pedra Grande, encontram-se circunscritos pela área de estudos. Outras Áreas de Proteção Ambiental (APAs) também se sobrepõem a esta área.

## **MÉTODO**

As representações da proporção de habitat, da densidade de estradas e de área urbana, podem ser integradas em uma visão funcional da paisagem que permite o desenvolvimento de estratégias de conservação e planejamento mais efetivas do que poderia proporcionar uma avaliação apenas descritiva.

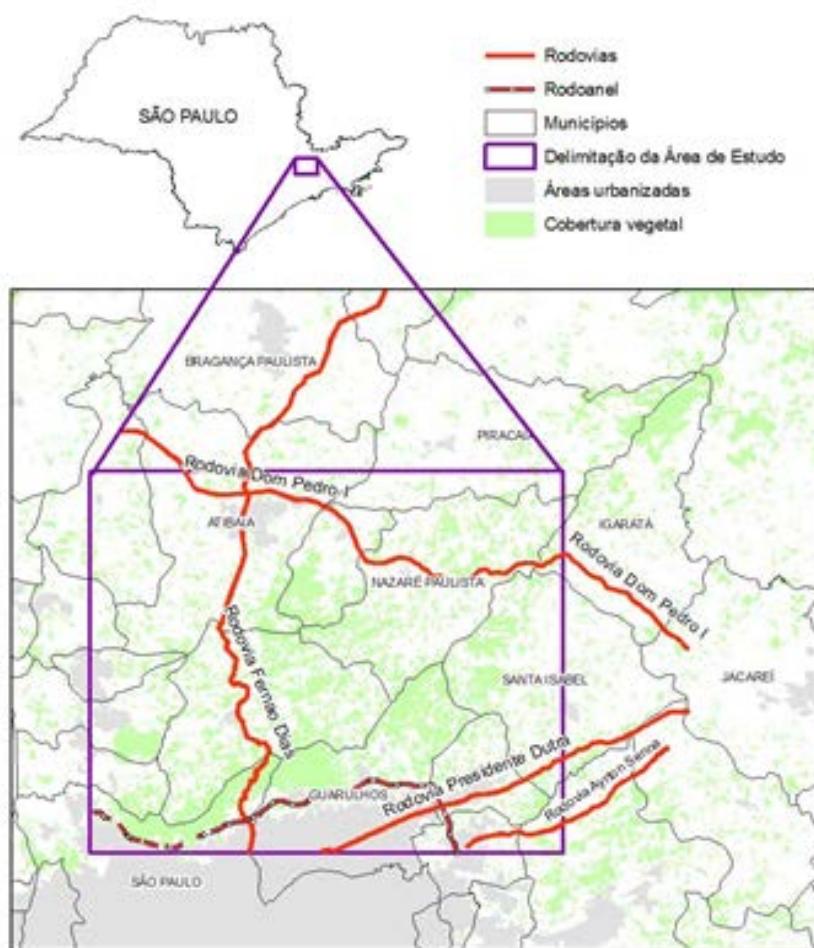


Figura 1. Localização da área de estudo.

A ferramenta janela móvel (*Moving Window*) calcula a métrica desejada a partir de uma janela que pode ser redonda, retangular ou quadrada e deve ter suas dimensões definidas. Assim, o pixel central da janela tem seu valor determinado por todos os valores adjacentes contidos dentro da janela. Neste estudo, a proporção de habitat foi calculada pixel a pixel, tomando como referência uma janela de 100x100 m. O resultado da aplicação do *Moving Window* gera um gradiente de porcentagem de habitat, sendo que para cada pixel é atribuído o valor resultante do cálculo feito na janela que envolve o próprio pixel.

A densidade de *Kernel* calcula a densidade de feições num dado ponto e pode ser calculada para pontos ou linhas. O campo ‘população’ pode ser empregado para atribuir pesos às feições, por exemplo, rodovias duplicadas podem ser associadas a pesos maiores do que estradas não pavimentadas. Consequentemente, os resultados da densidade podem ser interpretados como a influência das estradas sobre habitats adjacentes.



A incorporação das estradas nas análises utilizou o mapeamento em 1:50.000 do IBGE e para compatibilizar esta base com os objetivos propostos foi adotado um sistema de pesos para diferenciar a potencial influência dos diferentes tipos de estradas. Os pesos variaram de 5 a 1, sendo 5 correspondentes às rodovias duplicadas com tráfego mais intenso; 4 foi adotado para rodovias pavimentadas com pista simples e contendo duas a quatro faixas de rolamento; 3 designando as ferrovias; 2 referente ao arruamento urbano com tráfego de velocidade mais reduzida, porém mais adensado; 1 foi atribuído às estradas não pavimentadas.

Posteriormente, por meio de álgebra de mapas, foi gerado um produto destes dois mapeamentos anteriores: proporção de habitat e influência das estradas. A finalidade deste produto é facilitar a identificação de áreas que combinem maior proporção de cobertura florestal e menor densidade de estradas.

## **PRINCIPAIS RESULTADOS**

Neste recorte com 30% de cobertura florestal, mesmo com 12% protegidos nas UCs, a conservação pode ser comprometida pelas estradas e seus efeitos sobre a conectividade. A Figura 2 ilustra o resultado do cálculo da proporção de cobertura florestal gerado com o *moving window*. A representação deste gradiente permite a identificação de gargalos e a identificação de pontos chave para a conectividade entre blocos maiores de remanescentes florestais. Aproximadamente 11400 ha da paisagem apresenta proporção de cobertura florestal acima de 90%, enquanto o total de 69070 ha apresenta menos de 10%. Outro resultado importante desta métrica consiste na identificação dos limiares de fragmentação. 58% da área tem proporção de cobertura florestal igual ou inferior a 30%, 24% tem proporção entre 30 e 60%, e apenas 18% tem proporção superior a 60% (Gráfico 1).

A densidade de estradas (Figura 3), ponderada pelos pesos atribuídos aos diferentes tipos, identifica as áreas mais influenciadas e os potenciais pontos de ruptura na paisagem. A interpretação deste resultado permite inferir que as áreas com menor densidade de estradas são menos afetadas pelos efeitos resultantes que aumentam proporcionalmente conforme aumenta a densidade de estradas. No Mapa de Densidade de Estradas (Figura 3) a porção mais próxima à mancha urbana da RMSP apresenta uma elevada densidade de estradas que incluem os arruamentos e os trechos norte e leste do Rodoanel Mário Covas (ainda em fase construtiva). Outros aglomerados urbanos também ficaram bem representados com os tons



mais quentes em vermelho e a maior parte das áreas das UCs aparece representada por tons mais frios que representam áreas mais livres de estradas (Figura 3). A principal exceção é constituída pelo PE Cantareira cortado pela Rodovia Fernão Dias e margeado pelo trecho norte do Rodoanel Mário Covas.

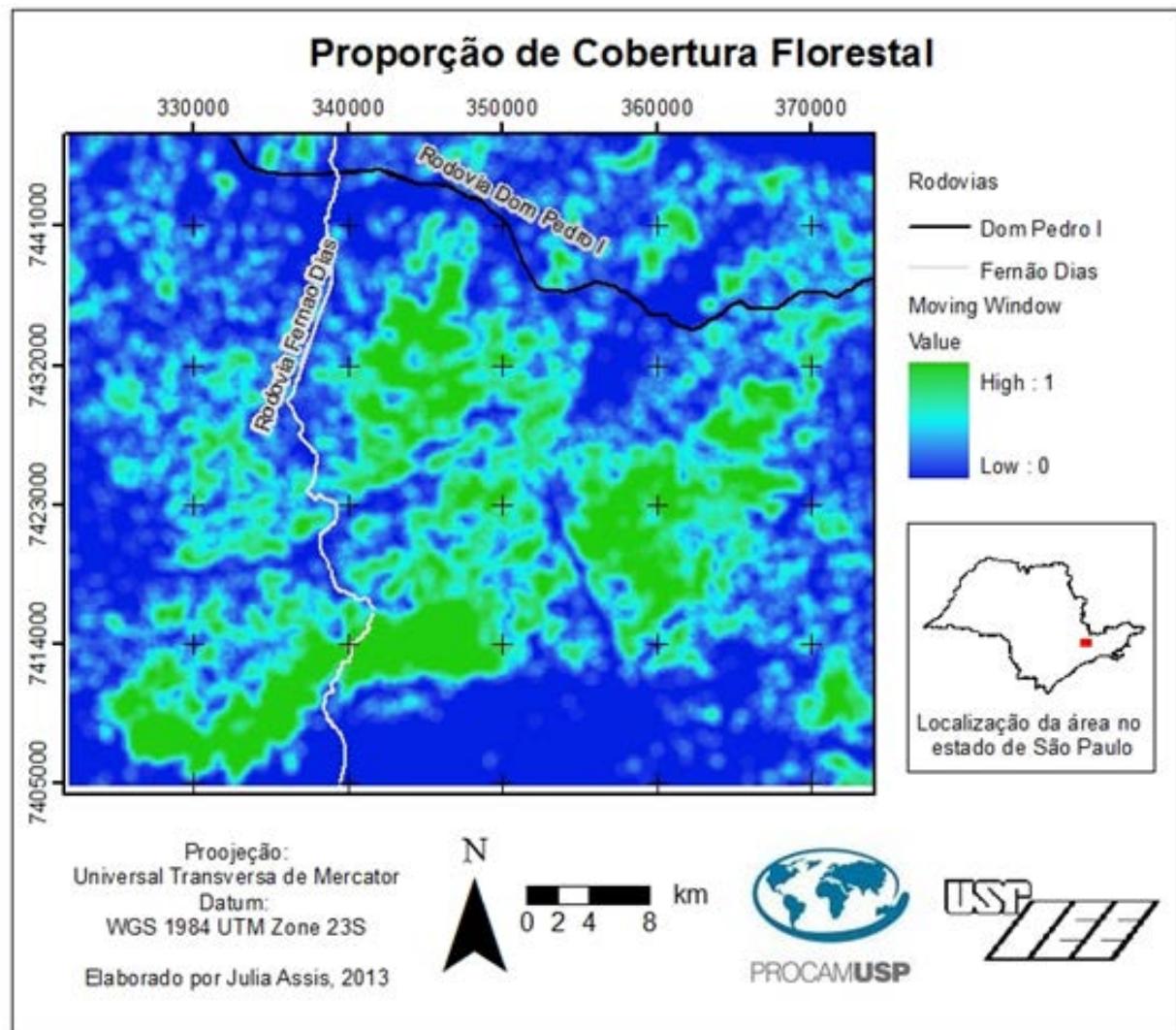


Figura 2. Proporção de cobertura florestal resultante do *moving window* com janela de 100m.

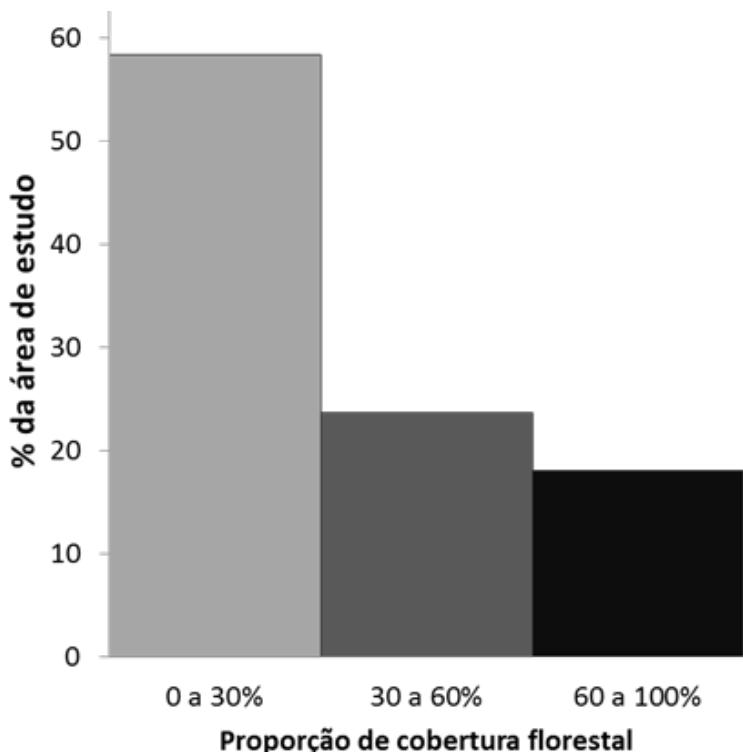


Gráfico 1. Porcentagem da área de estudo com diferentes proporções de cobertura florestal.

A interação entre o mapa de proporção de cobertura florestal e a densidade de estradas gerou um resultado que agrupa fragilidade aos pontos com maior densidade de estradas e intensifica a importância de remanescentes em áreas com menor densidade (Figura 4). A diferença dos valores resultantes pode ser percebida principalmente na alteração da área total da classe entre 0,9 e 1 que diminui de 11400 ha para 8800 ha quando adicionamos os efeitos das estradas e no aumento da área total da classe com valores entre 0 e 0,1 de 69000 ha para 74000 ha.



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

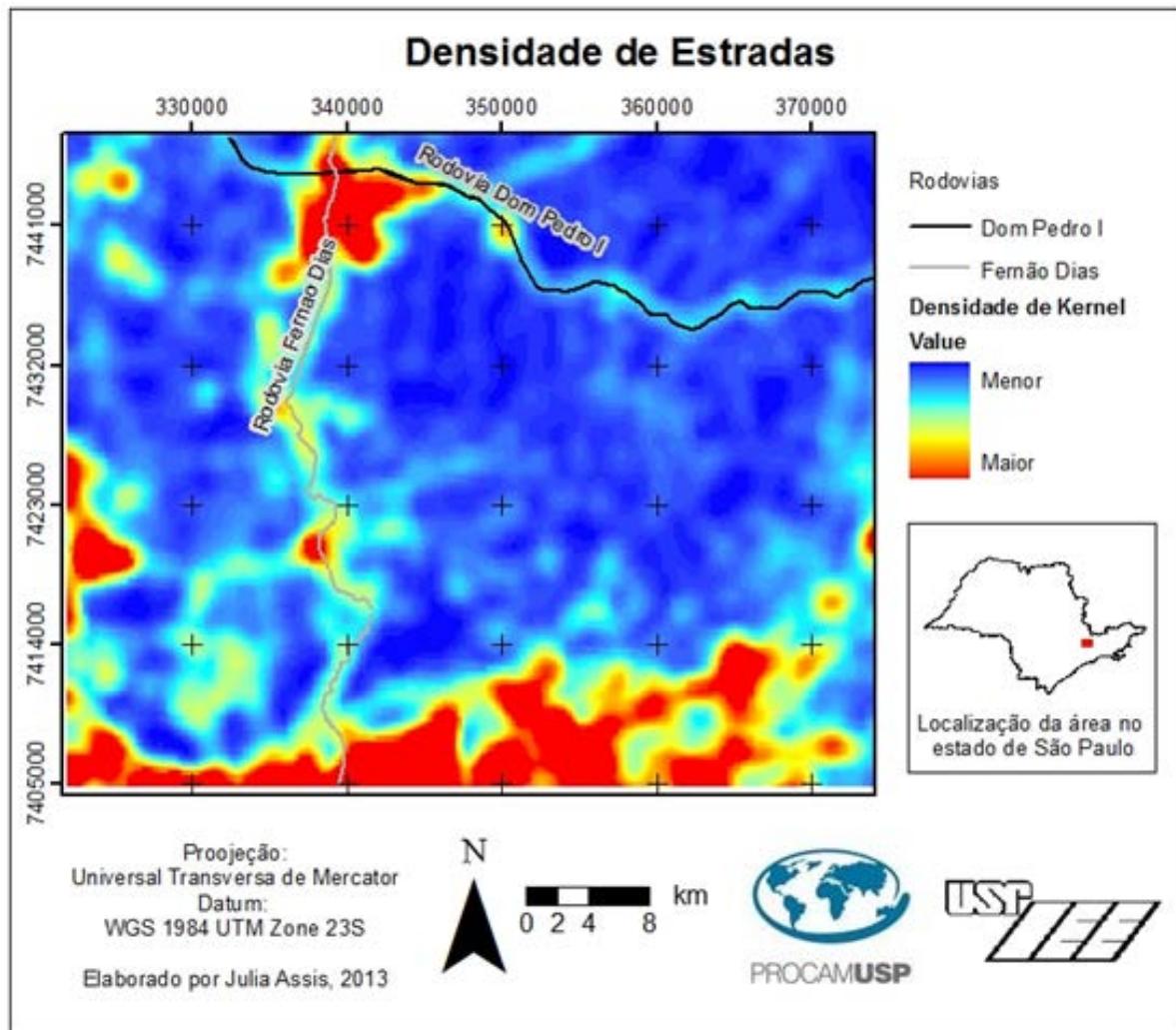


Figura 3. Representação da densidade de estradas calculada com *Kernel*, com atribuição de pesos.

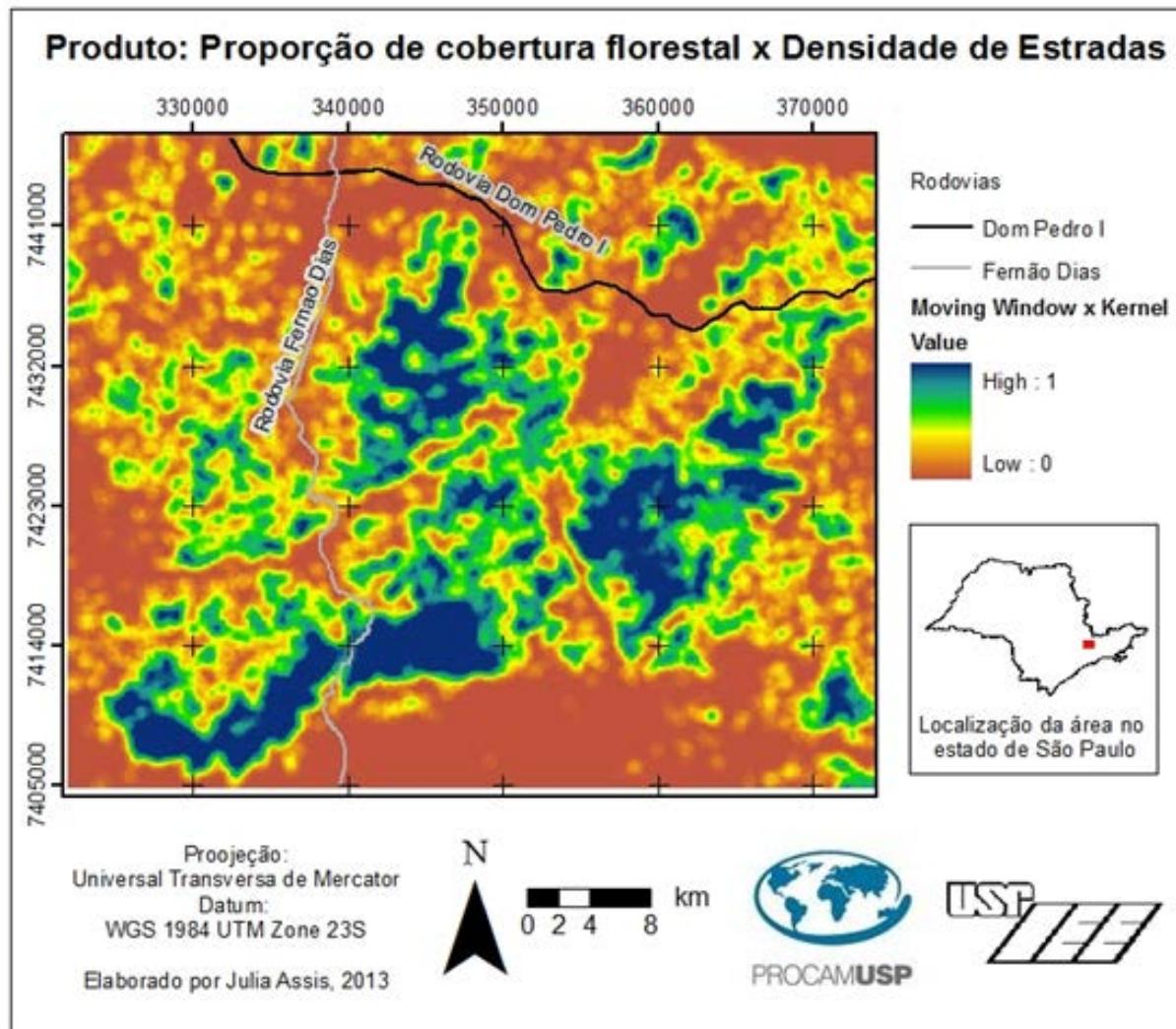


Figura 4. Resultado do produto entre a proporção de cobertura florestal e a densidade de estradas. O valor mais alto (1) representa a combinação de maior cobertura florestal e áreas mais livres de estradas, o menor valor (0) representa menor cobertura florestal e áreas com maior densidade de estradas.

## PRINCIPAL CONCLUSÃO

Os planos de manejo que ainda não foram elaborados (PE Itapetinga e PE Itaberaba), bem como a gestão do Monumento Natural da Pedra Grande e outras UCs presentes nesta área, precisam incorporar as influências das estradas nas análises da paisagem para que os impactos resultantes sejam incluídos no planejamento das ações. Medidas de mitigação e compensação podem resultar em melhorias significativas para a conservação dos remanescentes florestais.



**REFERÊNCIAS:**

- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355 –366, 1994.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.
- RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242 –1251, 2009.
- UEZU, A.; METZGER, J.; VIELLIARD, J. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507 – 519, 2005.
- WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M. **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sauers Associates, 1986.



**AVALIAÇÃO INTEGRADA DE IMPACTO À SAÚDE DE AÇÕES EM SANEAMENTO:  
EXPERIÊNCIA NA APLICAÇÃO E REFORMULAÇÃO A PARTIR DE UMA  
ABORDAGEM METODOLÓGICA**

Carolina Bernardes<sup>1</sup>; Wanda Maria Risso Günther<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Graduada em Ciências Biológicas, Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental,  
Universidade de São Paulo – carolina@usp.br.

<sup>2</sup>Engenheira civil e socióloga, Doutora em Saúde Pública (USP), Professora Associada III do Departamento de  
Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo – wgunther@usp.br

## **RESUMO**

O trabalho apresenta o processo de reformulação da abordagem metodológica Avaliação Integrada de Impacto em Saúde Ambiental (AIISA), a partir de sua aplicação em uma proposta de avaliação integrada de impactos à saúde decorrente de ações em saneamento em comunidades remotas da Amazônia. A aplicação da AIISA permitiu a validação e ajustes da abordagem metodológica a um contexto específico, mostrando potencial como proposta de avaliação integrada em saúde ambiental.

**PALAVRAS-CHAVE:** Avaliação Integrada de Impacto, Saúde ambiental, Amazônia, Saneamento.

## **ABSTRACT**

This paper presents the process of recasting the methodological approach of Integrated Environmental Health Impact (AIISA) from its application based on an integrated environmental health impact assessment resulting from the implementation of water supply and sanitation in remote communities in the Amazon. The application of AIISA allowed validation and adjustment of the methodological approach to a specific context, showing potential as proposed integrated assessment in environmental health.

**KEYWORDS:** Integrated Impact Assessment, Environmental Health, Amazon, Water Supply, Sanitation

## **INTRODUÇÃO**

Em saúde ambiental, definida como a relação entre fatores ambientais e a saúde dos expostos, há dificuldades no estabelecimento de relações causais efetivas. Em geral, esta relação é de natureza sistêmica, cujos componentes do sistema em análise se inter-relacionam de forma multilateral, envolve várias áreas do conhecimento e não há uma única relação de causa e efeito.

Assim, um dos desafios nas abordagens de avaliação em saúde ambiental está em sua condução a partir da intersetorialidade, que reúna dimensões socioeconômica tecnológica e política e que ultrapasse as avaliações que consideram apenas questões de exposição e efeito.



As abordagens de avaliação integrada de programas implantados no setor saneamento são de fundamental importância para o desenvolvimento de novas propostas para ampliar o acesso de qualidade ao saneamento, viabilizando o alcance das metas de desenvolvimento do milênio, como a “redução pela metade, até 2015, da proporção de pessoas no mundo sem acesso à água potável segura e ao saneamento básico” (ONU, 2007).

O desenvolvimento de proposta de avaliação baseada em análise sistêmica para o setor não é trivial e não se resume a um único modelo possível e ideal; quanto mais integrada for a proposta de avaliação, incluindo as diversas dimensões envolvidas, maior a chance de se chegar a correlações que mais se aproximam da realidade.

Algumas propostas de avaliação integrada em saúde ambiental trazem, em termos conceituais e metodológicos, preocupação com a natureza multidisciplinar do processo de avaliação de questões ambientais e de saúde. Dentre essas, destaca-se a Avaliação Integrada de Impacto em Saúde Ambiental (AIISA), abordagem concebida com base em diferentes métodos integrados de avaliação.

A AIISA é definida por Briggs (2008) como uma maneira de avaliar: “i) problemas relacionados à saúde decorrentes de questões ambientais e ii) impactos de políticas e intervenções que afetam o ambiente e a saúde, considerando a complexidade, interdependências e incertezas do mundo real”.

Ponto chave dessa abordagem de avaliação é considerar os impactos do ambiente sobre a saúde, no contexto do programa avaliado. Assim, não considera somente as dimensões ambiente e saúde, mas também dimensões econômicas, sociais e estilo de vida, dentro das quais muitas vezes se desenrolam os impactos na saúde ambiental.

O principal diferencial da abordagem da AIISA para outras abordagens de avaliação está no enfoque na sistematização das etapas envolvidas no processo de avaliação. A sistematização visa facilitar a compreensão, execução e replicação do processo de avaliação dentro dessa abordagem. Em termos gerais, é possível definir quatro etapas dentro de qualquer proposta de AIISA (Figura 1).

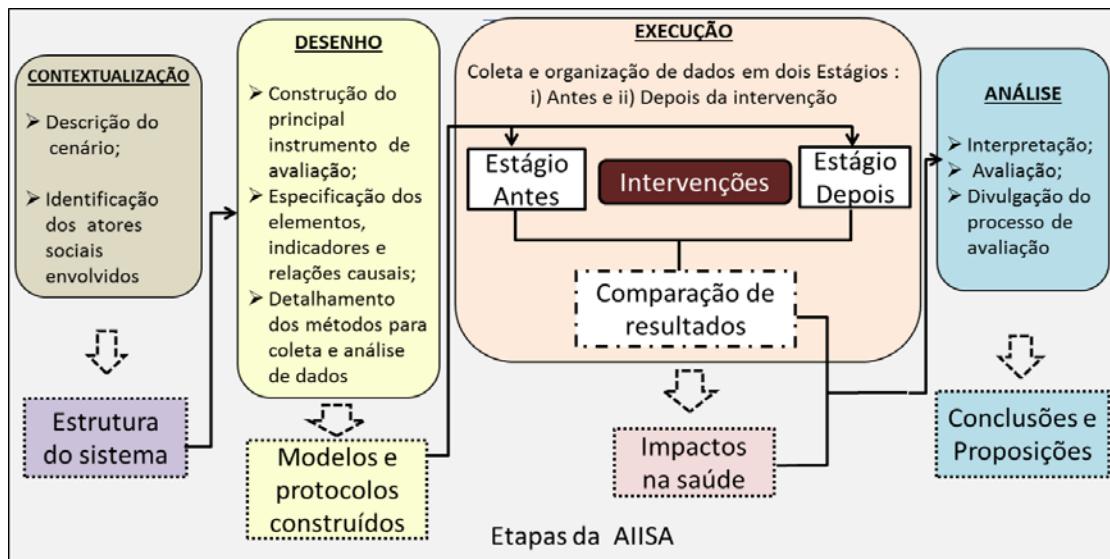


Figura 1. Descrição esquemática das etapas da AIISA utilizadas no processo de avaliação.

- *Contextualização da problemática*: etapa desenvolvida para definir claramente as características do objeto sob avaliação e os atores sociais envolvidos;
- *Desenho*: etapa de identificação de como a avaliação será desenvolvida, especificando os métodos que serão utilizados;
- *Execução*: etapa de coleta de dados, organização dos resultados e indicação dos impactos à saúde;
- *Análise*: nessa etapa o resultado da avaliação é revisto, discutido, interpretado e comunicado.

A execução de uma AIISA, partindo da sua base teórico-conceitual não se ampara em caminho estático com ferramentas e métodos pré-estabelecido, determinante para sua execução. A partir da sua base teórico-conceitual, é possível desenvolver e/ou ajustar instrumentos e métodos que auxiliam no desenvolvimento de avaliações de programas e políticas públicas dentro da temática saúde ambiental. Esse trabalho é um ensaio que visa ilustrar o processo de aplicação e reformulação dessa abordagem metodológica de avaliação (AIISA) a partir de sua aplicação em um estudo de caso de avaliação integrada de impactos à saúde decorrente de ações em saneamento em populações de comunidades localizadas em unidades de conservação de uso sustentável, na região do Médio Juruá, no estado do Amazonas.



## **ESTUDO DE CASO: RELAÇÃO SANEAMENTO E SAÚDE**

A relação entre saneamento e saúde vem sendo explorada por muitos estudos que apontam impactos positivos à saúde relacionados a intervenções de saneamento (abastecimento de água, esgotamento sanitário e práticas de higiene) (FEWTRELL et al., 2005; CLASEN et al., 2007; CAIRNCROSS et al., 2010; NORMAN et al., 2010). Apesar da vasta quantidade de evidências da relevância do saneamento para o alcance dos benefícios à saúde, a sistematização de propostas de avaliação integrada de programas e políticas públicas de saneamento que envolva diferentes dimensões relacionadas ao tema (aspectos socioeconômicos, ambientais e tecnológicos) ainda é incipiente.

A descrição do processo de aplicação e reformulação de instrumentos a partir de um estudo de caso que será ilustrada nesse trabalho visa contribuir para a construção de conhecimento no setor e estimular o desenvolvimento de propostas de avaliação integrada, que possam ser utilizadas para avaliar programas e políticas públicas voltadas para esse campo.

## **ETAPA CONTEXTUALIZAÇÃO**

Nessa etapa foram mapeados os atores sociais envolvidos no programa de implantação das intervenções de saneamento nas comunidades. Esse levantamento mostrou que o poder público municipal, associações comunitárias, membros da agência financiadora do projeto de implantação das benfeitorias, membros da universidade (apoio técnico e proponente da AIISA) e as comunidades beneficiadas figuravam como atores sociais do processo. A partir do diálogo com esses atores teve início a etapa de caracterização do objeto avaliado (comunidades beneficiadas com ações de saneamento), mediante entrevistas e diagnósticos para levantamento de aspectos relevantes da relação saneamento e saúde, nas comunidades estudadas. Essa etapa definiu as condições reais para o desenvolvimento da avaliação.

A contextualização objetiva: i) apresentar, de forma organizada e lógica, como o mundo sob avaliação funciona; e ii) dar suporte à elaboração de outras etapas da AIISA.

Instrumentos conceituais são ferramentas que auxiliam na estruturação e realização dessa etapa. Dentro da temática de avaliação de mérito de um programa, o principal papel dos instrumentos conceituais é estabelecer uma estrutura geral sobre a qual a proposta de avaliação será desenvolvida, com base em abordagens holísticas e integradas. Dessa forma, a



elaboração dos instrumentos conceituais é muitas vezes um guia para o processo de avaliação, no qual são identificados os problemas e as teorias relacionadas ao objeto avaliado.

O instrumento conceitual estrutural é uma ferramenta que ampara a apresentação descritiva dos determinantes em saúde presentes no contexto estudado. A construção de um instrumento conceitual estrutural adequado auxilia tanto o desenvolvimento da contextualização quanto a elaboração de outros instrumentos para desenvolvimento de outras etapas da AIISA.

No estudo de caso, a organização e a descrição dos elementos constituintes da etapa de contextualização basearam-se no instrumento conceitual estrutural de determinantes em saúde desenvolvido por Dahlgren e Whitehead (1991) (Figura 2). Este propõe a apresentação esquemática de diferentes componentes em camadas, que no seu conjunto influenciam a saúde humana.

A partir dessa proposta, foram descritos determinantes (demográficos, socioeconômicos e geográficos) em saúde, apresentados principalmente nas três camadas mais externas da Figura 2, cujo foco é população e não indivíduo como nas 2 internas. Ao final dessa etapa, foi possível compreender o escopo do contexto do mundo sob avaliação.



Figura 2. Modelo de determinantes sociais em saúde, desenvolvido por Dahlgren e Whitehead (1991). Fonte: CNDSS (2008)

## ETAPAS DESENHO E EXECUÇÃO

Na AIISA, a desenho corresponde a etapa de construção dos instrumentos, modelos e protocolos de avaliação, a partir—da contextualização elaborada. Essa etapa pode ser reconsiderada e revista de forma interativa com a elaboração da etapa de contextualização.



Frequentemente propostas de AIISA são desenvolvidas para avaliar temas complexos e multicausais, que operam via diferentes processos e caminhos e abrangem diversas vias de impactos à saúde. Para contemplar toda essa complexidade, é preciso que a etapa de desenho seja elaborada com instrumentos que se encaixem no escopo dessa realidade. Geralmente, isso é alcançado integrando diferentes instrumentos e métodos de coleta de dados e análises.

No estudo de caso, a proposta de avaliação foi desenvolvida com o uso de dados primários. Esta escolha foi definida a partir da constatação de que nenhum dado secundário disponível atenderia aos requisitos necessários para o desenvolvimento da avaliação.

A elaboração detalhada de protocolos de instrumentos, métodos e formas de análises utilizados na avaliação é fundamental para que seja possível a utilização de todos os itens elaborados na etapa desenho. A definição clara dos protocolos auxilia o envolvimento de atores no processo da avaliação, deixa o processo mais transparente e permite que o processo de avaliação seja compreendido e avaliado por atores sociais que não participaram diretamente de seu desenvolvimento. Nos protocolos, recomenda-se a inclusão de itens como: i) escala temporal dentro da qual a avaliação é desenvolvida; e ii) modelo integrado que apresente os fatores causais, exposições e efeitos à saúde.

No estudo de caso, foi proposto como principal ferramenta do processo de avaliação integrada o instrumento conceitual relacional representado pelo modelo FPSEEA (CORVALÁN et al., 1996). Desenvolvido para abordar as inter-relações entre fatores ambientais e saúde, este modelo enquadra-se em uma proposta de organização de indicadores em cadeia causal, que busca explicar de maneira integrada como a condição de saúde está inter-relacionada com diferentes componentes causais ligados à temática saneamento-saúde. Enfatiza que a condição de saúde não resulta apenas da exposição a um único fator de risco, mas está relacionada com componentes causais dos elementos Força Motriz, Pressão, Situação, Exposição, Efeito e Ações. Exemplificando, a Figura 3 traz elementos representativos da componente da cadeia causal (modelo FPSEEA) da proposta de avaliação da relação saneamento-saúde, no tocante a água de abastecimento.

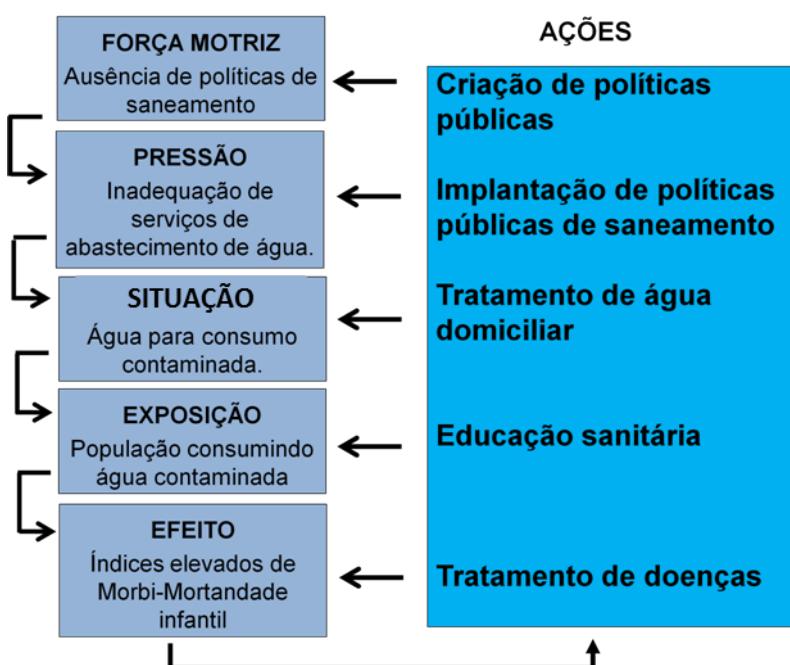


Figura 3. Exemplo de aplicação do modelo FPSEEA, na temática abastecimento de água.

## MODELO FPSEEA DESENVOLVIDO PARA O ESTUDO DE CASO

O processo de escolha e definição dos elementos e dos indicadores que compõem cada componente do modelo baseou-se fundamentalmente nas inter-relações lógicas e funcionais entre determinantes sociais, ambientais e de saúde dos diferentes componentes do modelo. Foi necessário integrar dois aspectos fundamentais: i) o instrumento conceitual estrutural e ii) os aspectos teóricos e conceituais. O Instrumento Conceitual Estrutural foi construído a partir de pesquisas de campo na área de estudo e resultou na contextualização de aspectos relevantes sobre os determinantes sociais e ambientais em saúde. Os aspectos teóricos e conceituais que tratam da relação saneamento-saúde foram trazidos da literatura já consolidada.

A escolha dos elementos e indicadores para compor o modelo ocorreu de forma integrada com a elaboração do contexto, sendo a determinação dos indicadores ajustada com base na etapa de contextualização. Esse processo decorreu ao longo de seis meses e contou com três viagens de campo (60 dias) para que a seleção fosse feita a partir da melhor compreensão possível do objeto sob avaliação.

O modelo FPSEEA desenvolvido insere-se na proposta de AIISA como a principal ferramenta para o desenvolvimento da avaliação. No entanto, isso não significa que ele represente a abordagem de avaliação por si só, pois a compreensão e definição de avaliação



vai além dos conceitos atrelados ao modelo FPSEEA. Neste sentido, o modelo FPSEEA pode ser inserido no processo de desenvolvimento da avaliação como o principal elemento condutor que interliga todas as etapas da abordagem da avaliação AIISA.

A partir da definição dos elementos e indicadores do modelo FPSEEA foi possível definir os métodos de coleta de dados, o que depende muito das etapas do processo avaliativo, sendo que não há listagem de métodos predeterminados para a execução da avaliação integrada. O processo de definição dos métodos operacionais é complexo e deve ser bem detalhado.

Na etapa desenho, foram definidos protocolos com os métodos e análise dos dados utilizados para representar os indicadores que integram o modelo FPSSEA. O detalhamento de cada método está além do escopo desse trabalho. No entanto, publicações sobre a temática *avaliação de impacto à saúde de ações de saneamento* apresentam tais métodos em detalhes e podem ser utilizados como exemplo (FRANCO NETTO, et al., 2009; BRASIL, 2004, BERNARDES, 2013).

Após a conclusão da etapa desenho, iniciou-se a etapa execução, com coleta e análise de dados em dois espaços temporais bem definidos:

i) Estágio Antes: período anterior à implantação das intervenções em saneamento nas comunidades estudadas e ii) Estágio Depois: período de pelo menos seis meses após a finalização da implantação e funcionamento das intervenções.

*Etapa Análise:* Esta etapa visa interpretar, avaliar e comunicar os resultados, a partir da integração entre vários tópicos abordados em todas as etapas de avaliação. Geralmente, é realizada em duas fases:

- Comparação entre os resultados, identificação, interpretação e julgamento dos resultados;
- Divulgação dos resultados da avaliação.

As etapas *execução* e *análise* variam de acordo com todas as outras etapas desenvolvidas no processo de avaliação e com a atribuição de valores no julgamento, que por sua vez varia em função das bases paradigmáticas, teórico-conceituais e ideológicas de quem está atuando no processo de avaliação. Ao longo da etapa *análise* é importante retomar pontos levantados na etapa *contextualização* para auxiliar na compressão e interpretação dos resultados e nos impactos observados. Fazer a referência à etapa *contextualização* auxilia a



trazer informações relevantes dos indicadores utilizados no processo de avaliação e utilizá-los para comunicar a avaliação realizada.

No estudo de caso, a identificação e interpretação dos resultados foram realizadas pelos pesquisadores responsáveis pela organização da AIISA. A interpretação, julgamento e divulgação ocorreu de forma integrada e conjunta entre atores sociais locais (lideranças comunitárias e membros de associações comunitárias e pesquisadores envolvidos).

## DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

A AIISA é uma proposta de avaliação integrada que pode ser ajustada a vários contextos e problemáticas, no campo saúde ambiental. A sistematização clara das etapas, da escolha dos instrumentos conceituais e dos métodos de coleta e análise de dados auxilia na execução dessa abordagem de avaliação e viabiliza: i) a integração de diferentes atores sociais envolvidos no processo; ii) a apresentação das suposições ligadas ao problema de estudo; iii) a apresentação do contexto que ampara as análises e interpretação dos resultados; iv) a exploração e a identificação de impactos de intervenções; e v) a identificação de incertezas nas inter-relações de elementos que compõem a temática avaliada.

O modelo FPSEEA utilizado como principal ferramenta da AIISA deve conter elementos e indicadores que se enquadrem em cada estudo de caso, de acordo com o contexto e propósito da avaliação. A princípio, essa abertura na escolha de elementos que compõem o modelo pode ser um problema para a consistência, comparação e reproduzibilidade do desenho e execução de propostas de avaliação de ações de saneamento em saúde. No entanto, essa possibilidade de variabilidade do modelo reforça que, dentro da amplitude de temas relacionados à saúde ambiental, os instrumentos utilizados no processo não podem ser estáticos e devem ser ajustados de forma a refletir a realidade de diferentes contextos dentro de um mesmo tema. Isso reforça a importância da flexibilização de instrumentos contextuais pré-concebidos ao invés do uso de formatos pré-concebidos sem flexibilização. Ou seja, os instrumentos utilizados no processo de execução da AIISA devem ter sua base em propostas pré-existentes, mas é necessário que estas sejam adequadas e reformuladas para cada caso específico, de acordo com o objeto e contexto de avaliação, ao invés de tentar enquadrar o objeto e o contexto de avaliação em instrumentos e modelos pré-concebidos.



No presente estudo, estabeleceu-se de forma clara a escolha e o uso de instrumentos conceituais como ferramentas para a execução de diferentes etapas da avaliação. O instrumento conceitual estrutural foi utilizado para amparar o desenvolvimento da etapa *contextualização*, que por sua vez auxiliou o desenvolvimento da etapa *desenho*, notadamente na formulação dos elementos e indicadores do instrumento conceitual relacional, o modelo FPSEEA.

A descrição detalhada dos instrumentos conceituais e os métodos operacionais para coleta e análise de dados, dentro do contexto da proposta de avaliação, é útil para a compreensão dos resultados obtidos e a interpretação e análise dos resultados, entretanto o detalhamento de cada um desses itens está além do escopo desse trabalho.

O que motivou o desenvolvimento desse trabalho foi a constatação da falta de sistematização e descrição da execução e ajustes de processos de avaliação integrada ambiente-saúde. Não há um modelo único de desenvolvimento de avaliação integrada e nem pacotes prontos, que especificam e detalham os instrumentos conceituais, ferramentas e métodos mais adequados para o desenvolvimento desse tipo de avaliação. Entretanto, a busca pela sistematização de etapas da avaliação e a relevância das diferentes categorias de instrumentos conceituais para auxiliar o desenvolvimento dessas etapas auxiliam na organização de propostas de avaliação integrada. Essa estruturação aumenta a compreensão da relevância de integrar diferentes instrumentos, que derivam de diversas disciplinas e envolvem atores sociais de diferentes áreas disciplinares.

Em relação à principal ferramenta de avaliação, o modelo FPSEEA, conclui-se que os pressupostos utilizados na concepção do modelo possibilitaram que seu ajuste de forma integrada com o contexto para o qual se propõe seu uso. Logo, a aplicação desse modelo permite a validação e ajustes dos elementos e indicadores, possibilitando seu uso em outras propostas de avaliação integrada com enfoque nos impactos à saúde de intervenções em saneamento.

Mesmo considerando a escala local dos resultados apresentados no estudo de caso, as informações obtidas são relevantes para amparar projetos compatíveis com ações voltadas à redução da pobreza, universalização do acesso ao saneamento e garantia dos direitos essenciais do cidadão com equidade no meio rural brasileiro. Assim, reforça-se que o processo de avaliação contribuiu para auxiliar o planejamento de ações no setor saneamento,



viabilizando novos modelos de intervenção, redefinição de prioridades e redirecionamento de ações relacionadas saneamento-saúde.

Assim como os instrumentos conceituais e os métodos para execução da presente proposta de AIISA são diversos e variados, a estrutura dessa abordagem metodológica de avaliação integrada não é estática e a sua formulação e ajustes dependem de seu uso em estudos de caso. A partir do uso da AIISA, será possível aprimorar e compreender melhor a função de instrumentos conceituais e diferentes instrumentos para o desenvolvimento das etapas da AIISA.

Nesse processo, o desafio é integrar o uso de instrumentos conceituais e métodos dentro de uma lógica que seja compreendida por vários atores sociais. Isso porque, um dos pontos que auxilia a execução de uma avaliação integrada é o envolvimento de atores sociais com formação interdisciplinar visando: i) compreensão integrada dos impactos à saúde de intervenções e ii) comunicação dos resultados do processo de avaliação em formato possível de ser compreendido pelos diversos atores sociais envolvidos. A sistematização de abordagens metodológicas ligadas à avaliação integrada desenvolvidas com esses objetivos ainda é incipiente e uma das formas de construir conhecimento nesse campo do conhecimento é o desenvolvimento de pesquisas avaliativas a partir de estudos de caso.

## **AGRADECIMENTOS**

À FAPESP (processo 2010/07638-2) e CAPES (processo BEX 1559/12-5), respectivamente, pela bolsa de doutorado e bolsa PDSE, para estágio no exterior, à pesquisadora C. Bernardes. Aos moradores das comunidades estudadas e aos atores sociais que participaram do processo de avaliação.

## **REFERÊNCIAS:**

**BERNARDES, C. Avaliação integrada de impacto à saúde decorrente de ações de saneamento, em comunidade de unidades de conservação de uso sustentável na Amazônia.** 2013. 174p. Tese (Doutorado em Ciência Ambiental). Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental do Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.



BRASIL. MINISTÉRIOS DA SAÚDE; ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DE SAÚDE.

**Avaliação de impacto na saúde das ações de saneamento: marco conceitual e estratégia metodológica.** Brasília, Funasa, 2004.

BRIGGS, D. J. A framework for integrated environmental health impact assessment of systemic risks. **Environmental health**, v. 7, n. 61, p. 1-17, 2008.

CAIRNCROSS, et al. Water, sanitation and hygiene for the prevention of diarrhea. **International Journal of Epidemiology**, v. 39, p. 193-205, 2010.

CLASEN, T. et al. Interventions to improve water quality for preventing diarrhoea: systematic review and meta-analysis. **BMJ**, doi:10.1136/bmj.39118.489931.BE, 2007.

CORVALÁN, C.; BRIGGS, D. J.; KJELLSTRÖM, T. Development of environmental health indicators. In: BRIGGS, D.J.; CORVALÁN, C.; NURMINEN, M. (ed.).**Linkage methods for environment and health analysis: general guidelines.** Geneva: United Nations Environmental Programme, United States Environmental Protection Agency, Office of Global and Integrated Environmental Health of the World Health Organization, 1996.

DAHLGREN, G.; WHITEHEAD, M. **Policies strategies to promote social equity in health.** Stockholm: Institute for Future Studies, 1991.

FREWETRELL, L. et al. Water, sanitation, and hygiene interventions to reduce diarrhoea in less developed countries: a systematic review and meta-analysis. **Lancet Infectious Disease**, v. 5, p. 42-52, 2005.

FRANCO NETTO, G. et al. Impactos socioambientais na situação de saúde da população Brasileira: Estudo de indicadores relacionados ao saneamento ambiental inadequado. **Tempus. Actas em Saúde Coletiva**, v. 4, n. 4, p. 53-71, 2009.



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental

Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

NORMAN, G.; PEDLEY, S.; TAKKOUCHÉ, B. Effects of sewerage on diarrhoea and enteric infections: a systematic review and meta-analysis. **Lancet Infectious Disease**, v.10, p.536-544, 2010.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS- ONU. **The millennium development goals report 2007**. New York: ONU, 2007.



## MUDANÇAS DO CLIMA E GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL

Gina Rizpah Besen<sup>1</sup>; Wanda Maria Risso Günther<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Psicóloga. Doutora em Ciências da Saúde - FSP/USP. Pós doutoranda do IEE/Procam/USP. Bolsista CAPPES.rizpah@usp.br.

<sup>2</sup>Engenheira civil e socióloga. Doutora em Saúde Pública - FSP/USP. Professora Associada III da FSP/USP e Procam/USP.

### **RESUMO**

Este trabalho apresenta uma análise inicial sobre a incineração de resíduos sólidos urbanos para o Brasil, baseada em documentos e em literatura acadêmica sobre o tema. Concluiu-se que existem alternativas de aproveitamento e recuperação de resíduos e que a incineração não é a tecnologia mais adequada ao cumprimento das políticas vigentes e à realidade do país, principalmente frente às mudanças do clima previstas.

**PALAVRAS-CHAVE:** resíduos sólidos, incineração, compostagem, biodigestão, Brasil.

### **ABSTRACT**

This paper presents an initial analysis of the incineration of municipal solid waste to Brazil, based on documents and academic literature on the subject. It was concluded that there are alternatives to use and recovery of waste and incineration technology is not the most appropriate to comply with the existing policies and the reality of the country, especially in the face of projected climate change.

**KEYWORDS:** solid waste, incineration, composting, National Solid Waste Policy in Brazil.

### **INTRODUÇÃO**

Os resíduos sólidos urbanos (RSU), desde a geração até a disposição final, podem contribuir com o aquecimento global e as consequentes alterações climáticas. Em contraposição, sua gestão adequada promove a sustentabilidade urbana, a saúde ambiental e humana.

A coleta seletiva de resíduos sólidos domiciliares e a reciclagem de materiais descartados são importantes etapas da gestão de resíduos e atividades que contribuem para a sustentabilidade. Na dimensão ambiental, promovem a sustentabilidade, pois minimizam o impacto nos ecossistemas e na biodiversidade, economizam o uso de recursos naturais e de insumos como água e energia, e reduzem significativamente o descarte, a disposição no solo e a queima de resíduos, que levam a impactos no ambiente. Na dimensão econômica, destacam-se os benefícios associados ao processo produtivo: economia de matéria-prima virgem ao se utilizar os resíduos como matéria-prima secundária, de energia e água e a consequente



redução de emissões de gases de efeito estufa responsáveis pelo aquecimento global (ADEDIPE et al., 2005; EPA, 2010; IPEA, 2010).

No Brasil, estão em vigência as Políticas Nacionais sobre Mudança do Clima (PNMC - Lei Federal 12.187/2009) e de Resíduos Sólidos (PNRS - Lei Federal 12.305/2010). O Plano Nacional sobre Mudanças do Clima definiu metas para recuperação de gás metano em instalações de tratamento e/ou disposição final de RSU e a ampliação das taxas de reciclagem para 20%, até o ano de 2015.

A PNRS estabeleceu metas de erradicação dos lixões em todo o território nacional, até agosto de 2014 e, a partir desta data, só é aceitável a disposição final no solo apenas de resíduos e em aterros sanitários. Essa política estabeleceu ainda o princípio da responsabilidade compartilhada da cadeia de geração e consumo dos resíduos sólidos e a priorização da inclusão de catadores de materiais recicláveis nos sistemas de coleta seletiva e de logística reversa.

Segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, em 2008, mais de 90% (em massa) dos resíduos sólidos urbanos coletados eram destinados para disposição final no solo (aterros sanitários, aterros controlados e lixões), sendo os 10% restantes distribuídos entre unidades de compostagem, unidades de triagem e reciclagem, unidades de incineração, vazadouros em áreas alagadas e outros destinos (BRASIL, 2011). E ainda se destaca que apenas 8% dos resíduos sólidos urbanos coletados no país resultavam da coleta seletiva e eram encaminhados para reciclagem; 3% para compostagem e 89% encaminhados para disposição no solo. Do total estimado de resíduos orgânicos coletados (94.335,1 t/dia), somente 1,6% (1.509 t/dia) eram encaminhados para compostagem. Apenas 211 municípios brasileiros possuíam unidades de compostagem, sendo a maior concentração nos Estados de Minas Gerais e Rio Grande do Sul, com 78 e 66 unidades respectivamente (BRASIL, 2011, p.14).

Um dos principais pontos de debate, no país, é a implantação de sistemas de geração de energia a partir da incineração de resíduos sólidos urbanos, e seus impactos socioambientais e em relação aos catadores de materiais recicláveis, sua contribuição para o aquecimento global, impactos na saúde humana e os custos para a sociedade da implantação e operação de unidades de incineração que atendam a todas as exigências ambientais.



Para analisar a incineração de RSU, enquanto alternativa de tratamento de resíduos para o Brasil, foram realizados: 1) levantamento e análise de documentos oficiais e não oficiais e 2) levantamento de literatura científica sobre o tema.

## **SOBRE AS ALTERNATIVAS DE DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

A incineração, segundo a PNRS, é uma forma de destinação ambientalmente adequada para os resíduos sólidos, observadas normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

Nas usinas de incineração os resíduos sólidos urbanos são incinerados, em ambiente aeróbio e controlado, a altas temperaturas, podendo ser recuperada a energia gerada na destruição térmica, na forma de vapor ou transformada em energia elétrica. O processo tem por objetivo destruir a fração orgânica dos resíduos, reduzir o seu volume e torná-lo com características mais simplificadas de modo a reduzir os impactos ambientais e sanitários, quando da colocação no solo das escórias e cinzas resultantes.

A redução significativa de volume de resíduos é uma das vantagens da incineração, assim como é um método de tratamento que aceita uma composição variada dos resíduos sólidos urbanos, ocupando espaços relativamente pequenos e não estando sujeita às condições climáticas. Por outro lado, desvantagem significativa é a geração de compostos gasosos que requerem sistemas adequados de tratamento e rígido controle de emissões e das normas de segurança. Para tanto, requer tecnologia apropriada e mão de obra especializada para operação e manutenção, o que representa alto custo de implantação e operação. Porém, ao consumir os resíduos e promover a destruição térmica destes, a incineração inviabiliza qualquer reaproveitamento de materiais como matéria-prima secundária para a cadeia produtiva. Logo, não é indicado como um método de recuperação de materiais e neste contexto não atenderia à hierarquia de resíduos proposta pela PNRS, muito embora promova a recuperação energética com o aproveitamento da energia dissipada na queima dos resíduos.

Em contraposição à incineração, foram identificados numa pesquisa exploratória três estudos: 1) um estudo internacional que avalia e compara os impactos do processo de incineração, biodigestão dos resíduos orgânicos, compostagem, coleta seletiva e reciclagem (TELLUS INSTITUTE, 2008); 2) estudo que compara duas rotas tecnológicas da (CLIMATE



WORKS FOUNDATION; VIA PÚBLICA, 2012); e 3) estudo comparativo entre três sistemas e sua produção potencial de energia a partir dos resíduos sólidos urbanos para a realidade brasileira: incineração, processamento biológico associado à compostagem e aproveitamento do Biogás (GDL) emitido em aterros sanitários (SAIANI et al., 2014), os quais embasarão a discussão deste artigo.

## ASPECTOS AMBIENTAIS, DE SAÚDE HUMANA E CLIMÁTICOS

No Brasil, a PNRS preconiza a seguinte hierarquia para os resíduos sólidos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento de resíduos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, ou seja, somente enviar para aterros sanitários as sobras, representadas por tudo o que não pode ser minimizado, recuperado ou tratado e, portanto, a alternativa é a deposição no ambiente (Figura 1).

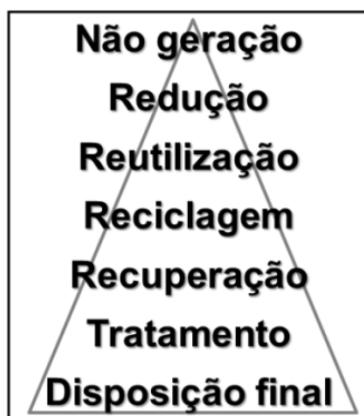


Figura 1. Hierarquia dos resíduos sólidos na Política Nacional de Resíduos Sólidos

A quantidade de RSU gerada e coletada no país vêm aumentando ano a ano, tanto em valores totais como *per capita*. Segundo o Plano Nacional, em 2008, foram coletados no Brasil 183.481t/dia de resíduos domiciliares e públicos, perfazendo uma geração *per capita* de 1,1 kg/hab/dia (BRASIL, 2011).



A maior parte dos resíduos domiciliares coletados nas cidades é formada por sobras de alimentos<sup>15</sup>, cuja decomposição nos aterros de resíduos emite gás metano, contribuindo para impactos ambientais como o aquecimento global e alterações climáticas.

Os resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil, principalmente os orgânicos, apresentam um alto grau de umidade, fator que não favorece a incineração desses resíduos. Umidade excessiva requer uma etapa de pré-secagem dos resíduos para adequá-los à uma condição ótima de queima no incinerador, o que, por sua vez, incide em gasto energético. Estudos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) confirmam as previsões do IPCC e afirmam que na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), e em várias outras áreas urbanas do país poderá haver um aumento de temperatura entre 2° e 3°C neste século, que poderá provocar uma mudança significativa no regime de chuvas, e dobrar o número de dias com chuvas intensas (IPCC, 2007; NOBRE, 2010).

Estudo realizado pela Climate Works e a Via Pública (2012) comparou duas alternativas de aproveitamento energético de resíduos sólidos: uma rota tecnológica baseada em incineração (incineradores mass burn: queimam resíduos na forma como são recebidos, com segregação apenas de vidro e metal, ou com adição de outro combustível fóssil para alcançar poder calorífico adequado) e outra baseada em digestores anaeróbios ou biodigestores (biodigestores: tratam os resíduos orgânicos, com presença de bactérias em ambiente fechado). O objetivo do estudo foi fornecer elementos de tomada de decisão para gestores públicos, responsáveis pela implementação da PNRS e ampliar o conhecimento sobre tecnologias de tratamento de RSU ainda pouco empregadas no país. O estudo mostrou que a rota do biodigestor anaeróbio atende melhor aos aspectos da legislação nacional, e apresenta vantagens competitivas do ponto de vista econômico-financeiro (investimento), social (geração de trabalho) e ambiental (emissões reduzidas/evitadas e conservação de energia).

Estudo internacional, realizado em 2008, no âmbito do Plano Diretor de Resíduos de Massachussets, EUA, comparou as emissões nas várias formas de tratamento e disposição de resíduos (Tabela 1) e concluiu que "a reciclagem e a compostagem, dentre as várias formas de tratamento e disposição final de resíduos domiciliares, apresentam melhores resultados na

<sup>15</sup> Os resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil apresentam a seguinte composição gravimétrica: 31,9% de material reciclável, 51,4 % de matéria orgânica e 16,7 % de outros materiais (BRASIL, 2011).



redução das emissões de gases de efeito estufa, de emissão de materiais particulados, substâncias tóxicas e carcinogênicas" (TELLUS, 2008, p.2).

Resulta deste estudo que outras práticas de aproveitamento/tratamento de resíduos, ou mesmo de disposição final em aterros sanitários, evitam de forma mais efetiva a emissão de gases de efeito estufa que a incineração. No caso da reciclagem/compostagem a redução de emissões evitadas é de 2.431% em relação à incineração.

O estudo também mostra que a tecnologia de tratamento de resíduos por incineração emite uma quantidade muito superior de materiais particulados PM<sub>2,5</sub>equivalente, tóxicos como o tolueno equivalente e carcinogênicos como o benzeno equivalente que representam riscos à saúde humana, em relação às demais alternativas estudadas.

## ASPECTOS SOCIAIS

A Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil definiu um modelo coleta seletiva no país que privilegia a integração de catadores organizados em associações e cooperativas de catadores de materiais recicláveis na prestação de serviços de coleta seletiva aos municípios.

Estudo do IPEA (2013) identificou que 387.910 pessoas se declaram catadores e catadoras de materiais recicláveis, no país, sendo que 85.000 (22%) deles se encontram organizados. O amplo e crescente mercado de reciclagem do país ainda é baseado na exploração do trabalho de catadores informais, que atuam na coleta de recicláveis nas ruas das cidades, em condições precárias de trabalho que apresentam riscos à sua saúde e segurança.

Tabela 1. Emissões evitadas de gás carbônico (CO<sub>2</sub>e), materiais particulados (PM<sub>2,5</sub>), e substâncias tóxicas (Toluenoe) e cancerígenas (Benzenoe), por método de tratamento ou disposição final de resíduos sólidos domiciliares

Método	Emissões evitadas	
	(Kg/t resíduo)	



	CO <sub>2</sub> e <sup>16</sup>	Particulados		Tóxicos	Carcinogênicos
		PM <sub>2,5</sub> e		Tolueno	Benzeno
Reciclagem /Compostagem	3620	4,78		1587	0.3204
Aterro sanitário	504	2,82		275	0.0001
Incineração/WTE	143	0,30		68	0,0019
Gasificação /Pirólise	204	0,36		1	0.0000

Adaptado pelas autoras. Fonte: TELLUS INSTITUTE, 2008.

O estudo da Climate Works e da Via Pública (2012) ao comparar sistemas de usinas de incineração e sistemas de biodigestão cita estudo norte americano que aponta a relação de 1 emprego para cada 10 mil toneladas anuais de RSU processadas em usinas de incineração e, na biodigestão, de 10 empregos para cada 10 mil toneladas anuais de RSU em operações na área de recuperação de recicláveis (MRF) e outros 25 em indústrias ligadas à reciclagem dos diversos materiais recuperados.

## ANÁLISE ECONÔMICO-FINANCEIRA

No aspecto econômico financeiro, o estudo da Climate Works e Via Pública concluiu que os biodigestores são viáveis com valor cobrado na recepção do RSU (Gate Fee) de R\$ 80,00 usado como referência no estudo e valores de mercado para a venda de eletricidade. Afirma que empreendimentos baseados nessa rota tecnológica são viáveis nas condições econômicas vigentes no contexto brasileiro, incluindo as de financiamento do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) do país.

<sup>16</sup> Define-se CO<sub>2</sub> equivalente como a concentração de dióxido de carbono que poderia causar o mesmo grau de eficiência radiativa (habilidade de absorver o calor), que uma determinada mistura de dióxido de carbono e outros gases de efeito estufa. Glossário do Painel Intergovernamental para Mudanças do Clima (IPCC).



O estudo considera ainda que a rota com os biodigestores tem grande complementaridade com a coleta seletiva. A recuperação de materiais secos nas etapas anteriores ao tratamento e, se necessário, na própria instalação, constitui atividade desejável uma vez que a biodigestão se aplica à parcela úmida do RSU.

Segundo o estudo, a análise da rota baseada em incinerador mostrou que há dificuldade de viabilizar empreendimentos baseados nessa tecnologia. Mantidas as condições de investimento, de custo operacional e da receita oriunda da venda de energia no mercado, a viabilidade do empreendimento só pode ser alcançada com uma *gate fee* bem mais elevada que a prática usual no Brasil. Destaca que na Europa, foram analisados empreendimentos semelhantes que mostraram que os incineradores se viabilizam devido às restrições legais impostas à construção de novos aterros sanitários, que resultam em um alto valor de recepção do RSU (*gate fee*); pelo preço de venda da energia, também maior que aquele praticado no Brasil, e pelo uso do vapor em calefação e aquecimento distrital.

Com relação às áreas ocupadas, o estudo conclui que ambas, incineradores e biodigestores, são menores que as requeridas por aterros sanitários, o que favorece situações em que haja indisponibilidade de locais para a construção de aterros, como no caso dos países europeus. No que se refere ao abatimento de Emissões de GEE, o estudo citado argumenta que ao se adotar como linha de base um aterro sanitário sem aproveitamento energético, ambas as rotas abatem emissões de GEE. Como a biodigestão aplica-se aos resíduos orgânicos, a recuperação da parcela seca do RSU potencializa a redução das emissões de GEE. Por outro lado, para a incineração, a recuperação dessa parcela seca do RSU implica no uso de combustíveis fósseis para a queima, com o consequente aumento de emissões de GEE. Segundo parâmetros adotados neste estudo, para cada tonelada de RSU tratada em biodigestores e incineradores *mass burn*, as emissões evitadas seriam de, respectivamente, 1,148 tCO<sub>2</sub>e e 0,243 tCO<sub>2</sub>e.

## APROVEITAMENTO ENERGÉTICO E OUTROS ASPECTOS ANALISADOS

O aproveitamento energético foi analisado no estudo da Climate Works e Via Pública (2012), comparando-se as rotas tecnológicas: i) usinas de incineração *mass burn*; ii) sistemas de biodigestão; e iii) aterros sanitários com o aproveitamento do biogás. O resultado indicou que as usinas de incineração e os sistemas de biodigestão apresentaram resultados superiores



ao aterro sanitário. Partiu-se do mesmo volume de RSU e a produção de eletricidade por incineradores resultou maior que a resultante da biodigestão. No entanto, ao se adicionar os ganhos decorrentes da reciclagem, maiores na rota da biodigestão, a economia de energia nesta rota se tornou superior. O estudo também alertou para o fato de que as características e o alto custo de ambos os tipos de empreendimentos induzem a um modelo de negócios de longo prazo, com contratos próprios de financiamento ou contratos de concessão estendendo-se por décadas. No caso da incineração o setor público precisará garantir a alimentação contínua com resíduos de maior poder calorífico, e no caso dos biodigestores uma intensa e eficiente coleta seletiva prévia dos resíduos secos.

O estudo da Climate Works Foundation e Via Pública (2012) realizou também análise detalhada das três rotas tecnológicas, considerando aspectos da Política Nacional de Resíduos Sólidos, da Lei Federal de Saneamento Básico e da Política Nacional sobre Mudança do Clima brasileiras e concluiu que a rota tecnológica baseada na biodigestão anaeróbia responde positivamente a mais aspectos definidos por essas legislações nacionais.

## ASPECTOS ECONÔMICOS

Saiani et al. (2014) compararam três sistemas e sua produção potencial de energia a partir dos resíduos sólidos urbanos para a realidade brasileira: i) incineração; ii) processamento biológico associado à compostagem; e iii) aproveitamento de biogás (GDL) emitido em aterros sanitários. Concluíram, após várias simulações, que a produção de energia elétrica a partir dos resíduos urbanos em usinas chamadas WTE, onde ocorre a produção de energia pela incineração dos resíduos urbanos, só é viável com subsídios públicos ou, em longo prazo, com a elevação dos custos do transbordo e transporte dos resíduos, bem como da manutenção de aterros e da abertura de novos aterros, mais distantes, com maiores custos sociais e ambientais.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conjunto inicial de estudos analisados aponta na direção que, entre os critérios considerados nesses estudos, a incineração não é a melhor alternativa para destinação de RSU no Brasil, nos aspectos ambiental, econômico, social e de saúde humana.



A experiência nacional com a incineração de RSU é incipiente, no entanto a pressão de venda de incineradores para as prefeituras é grande e a PNRS não a exclui enquanto alternativa possível. A experiência internacional vem dando sinais crescentes de que tecnologias de geração de energia e insumos, como a biodigestão anaeróbica de resíduos orgânicos e de compostagem, com geração de biogás e/ou biomassa estão se ampliando na União Europeia e nos EUA, em geral no âmbito dos programas Lixo Zero (ABRAMOVAY et al., 2013). Essas tecnologias contribuem menos com a emissão de gases de efeito estufa e podem ser consideradas complementares à coleta seletiva e estão mais afins com a hierarquia de resíduos preconizada na PNRS, fatores que as caracterizam como mais sustentáveis.

Considerando-se os princípios e metas das Políticas Nacionais citadas, os estudos apresentados e os impactos do aquecimento global previstos no país, a incineração não se apresenta como a melhor alternativa de tratamento de resíduos, na perspectiva socioambiental, econômica e de saúde humana. No entanto, outros estudos devem ser identificados e analisados no sentido de aprimorar as reflexões aqui desenvolvidas.

## **REFERÊNCIAS**

ABRAMOVAY, R.; ESPERANZA J.S.; PETITGAND, C., 2013. **Lixo zero: gestão de resíduos sólidos para uma sociedade mais próspera**. São Paulo: Planeta sustentável: Instituto Ethos, 2013. Disponível em: <[http://www3.ethos.org.br/cedoc/lixo-zero-gestao-de-residuos-solidos-para-uma-sociedade-mais-prospera/#.UnvTN\\_k\\_t3o](http://www3.ethos.org.br/cedoc/lixo-zero-gestao-de-residuos-solidos-para-uma-sociedade-mais-prospera/#.UnvTN_k_t3o)>. Acesso em: 10 out. 2013.

MARENGO J, A.; NOBRE, C. A.; SALATI, E.; AMBRIZZI, T., 2007. **Caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do Século XXI**: Sumário Técnico [online]. 26/04/2007. Disponível em: [http://www.cptec.inpe.br/mudancas\\_climaticas](http://www.cptec.inpe.br/mudancas_climaticas). Acesso em: 10 jan. 2013.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos**. Abrelpe. São Paulo, 2012.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

ADEDIPE N. O. et al., Waste management, processing, and detoxification. In: CHOPRA, K. (Ed) et al. **Millennium Ecosystems Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Policy Responses: findings of the Responses Working Group.** Washington DC: Island Pres, v. 3, 2005, p. 313-334.

BRASIL, Presidência. Legislação. Leis ordinárias. **Política Nacional de Resíduos Sólidos - Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010.** Disponível em:

<[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm)>.

Acesso em: 10 jan.2013.

BRASIL, 2011. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Versão Preliminar,** Brasília, 2011. Disponível em:

<[http://www.mma.gov.br/estruturas/253/\\_arquivos/versao\\_preliminar\\_pnrs\\_wm\\_253.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_arquivos/versao_preliminar_pnrs_wm_253.pdf)>.

Acesso em: 10 fev. 2013.

BRASIL, 2013a. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Programa de modernização do setor de saneamento: **Diagnóstico da gestão e manejo de resíduos sólidos urbanos- 2011.** Brasília: MCIDADES/SNSA; 2013 a.

BRASIL, 2013b. Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação- MCTI. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil.** MCTI, 2013b. Disponível em:

<<http://www.mcti.gov.br/index.php/content/view/350133.html>>. Acesso em: 20 agos.2013.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EUA). **Climate Change and Waste. Reducing Waste Can Make a Difference.** Disponível em:

<<http://www.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/pubs/ghg/climfold.pdf>>. Acesso em: 3 set. 2013.



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

NOBRE C. A. et al. **Vulnerabilidade das Megacidades Brasileiras às Mudanças Climáticas: Região Metropolitana de São Paulo - Sumário Executivo.** São Paulo: INPE/UNICAMP/USP/ IPT/UNESP, Rio Claro, 2010.

CLIMATE WORKS FOUNDATION; VIA PÚBLICA. **Estudo de alternativas de tratamento de resíduos sólidos urbanos - Incinerador *mass burn* e Biodigestor anaeróbio. Subsídios técnicos à elaboração dos Planos Locais de Gestão dos Resíduos Sólidos - Relatório Final.** Climate Works Foundation (CWF)/Iniciativa Clima América Latina (ICAL), 2012 .

IPCC. INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2007- Synthesis Report.** Disponível em:  
<[http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_ipcc\\_fourth\\_assessment\\_report\\_synthesis\\_report.htm](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_synthesis_report.htm)>. Acesso em: 1. jul. 2013.

IPEA. INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais urbanos para gestão de resíduos sólidos. Relatório de Pesquisa.** Brasília: IPEA, 2010.

\_\_\_\_\_. **Diagnóstico sobre Catadores de Resíduos Sólidos. Relatório de Pesquisa.** Brasília: IPEA, 2012.

SAIANI, C. S. C., GOLDBAUM S., MENEZES R. F. Destinação Final de Resíduos Sólidos Urbanos: aproveitamento energético. In: SAIANI, C. S.C.; DOURADO J.; TONELO JUNIOR R.(Org.). **Resíduos Sólidos no Brasil: Oportunidades e desafios da lei Federal n. 12.305** (Lei de Resíduos Sólidos). 1ed. Barueri: Manole, 2014, v. 1, p. 241-276.

TELLUS INSTITUTE. **Assessment of Materials Management Options for the Massachussets Solid Waste Master Plane Review. Final Report, 2008.** Disponível em: <<http://www.mass.gov/eea/docs/dep/recycle/prio>>.



## PAGAMENTOS POR SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS: O CASO BRASILEIRO

Andréa Castelo Branco Brasileiro<sup>1</sup>; Paulo Antônio de Almeida Sinigalli<sup>2</sup>; Joshua Farley<sup>3</sup>;  
Paulo Roberto Cunha<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Doutoranda em Ciência Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (PROCAM/USP)  
andreacastelo@usp.br.

<sup>2</sup>Prof. Doutor de Economia Aplicada, Instituto de Economia (UNICAMP).

<sup>3</sup>Prof. Doutor de Economia Ecológica, Faculdade de Agricultura e Ciências da Vida- UVM (EUA).

<sup>4</sup>Mestre em Ciência Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (PROCAM/USP).

### RESUMO

O Pagamento por Serviços Ecossistêmicos (PSE) é um instrumento econômico que busca promover ações de conservação, recuperação ou manejo sustentável ambiental. Seu uso mostra-se recomendável devido à necessidade urgente de uma intervenção que reduza ou freie os impactos antrópicos negativos sobre o ambiente. Frente às ameaças que a riqueza ambiental brasileira tem sofrido, o presente trabalho tem por objetivo analisar o PSE como uma ferramenta de gestão pública ambiental e levantar as iniciativas existentes tanto na esfera pública e privada de projetos em execução e desenvolvimento, quanto na existência de normas que regulamentem o PSE no Brasil.

**PALAVRAS-CHAVE:** Pagamento por Serviços Ecossistêmicos, Legislação, Políticas Públicas.

### ABSTRACT

The Payment for Ecosystem Services (PES) is an economic tool that aims to promote conservation, recovery and sustainable management of the environment. Its use is recommended due to the urgent need for reducing or stopping the human impacts on the environment. In light of the serious threats to Brazil's environment wealth, this article aims to analyze the PES as a tool of environmental public management, and to evaluate existing initiatives in execution or development in the public and private sphere as well as existing rules that regulate PSE in Brazil.

**KEYWORDS:** Payment for Ecosystem Services, Law, Public Policies.

### INTRODUÇÃO

O Pagamento por Serviços Ecossistêmicos (PSE) ou Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), termos indiferentemente usados no Brasil (NUSDEO, 2013), tem se apresentado como uma ferramenta pública e privada que tem por objetivo final a conservação, recuperação e proteção ambiental. Estas são alcançadas pelo incentivo, compensação ou contrapartida econômica (devido à restrição do uso do solo) nos quais prestadores de serviços ecossistêmicos, elegíveis dentro de uma série de exigências, recebem algum benefício, seja



este financeiro ou não, por preservarem, recuperarem ou protegerem o ambiente, que tem sua riqueza natural constantemente ameaçada pela ação humana.

O Brasil possui uma das mais ricas biodiversidades do mundo que se divide em seis principais biomas: Amazônia, Catinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal (MMA, 2014). Entretanto, esta riqueza vê-se ameaça pela ação antrópica, podendo-se citar a situação alarmante da Mata Atlântica, com apenas 7% dos remanescentes florestais bem conservados em fragmentos acima de 100 hectares (MMA, 2014); o desmatamento acelerado da Amazônia, que em 40 anos fez o bioma perder 16% da sua cobertura vegetal (GREENPEACE, 2014); e o processo de desertificação<sup>17</sup> das áreas semiáridas e subúmidas secas do país, mais comuns aos biomas de caatinga e cerrado (MMA, 2014). Estas ameaças requerem intervenção, pública ou privada, que leve em sentido contrário a degradação e exaustão que os ambientes naturais têm sofrido e têm comprometido o funcionamento de seus ecossistemas e dos serviços destes<sup>18</sup>. O PSA é uma proposta a esta intervenção.

De acordo com Wunder (2005), o PSA requer um provedor e um comprador do serviço ecossistêmico. O provedor é todo aquele capaz de influenciar positivamente na oferta do serviço ecossistêmico, enquanto que o comprador dependerá do alcance do serviço ecossistêmico, ou seja, dependerá dos que se beneficiam do serviço ecossistêmico prestado. Devido à natureza de alguns serviços ecossistêmicos (SEs) de não-rivalidade<sup>19</sup> e não exclusividade<sup>20</sup> o alcance destes poderá ser regional ou global, como os serviços ecossistêmicos de regulação (regulação do clima, controle de doenças, regulação da água, purificação da água e polinização). Logo, a negociação entre compradores e provedores torna-se, além de complexa, onerosa e pouco representativa. Desta forma a criação de um único comprador (KEMKES, et al., 2010), entendido como intermediário e representante das partes interessadas, é recomendável, neste caso, o poder público. Ou seja, os governos federal, estaduais e municipais apresentam-se como os intermediadores mais adequados da compra e venda de serviços ecossistêmicos não-rivais e não-excludentes, pois a eles caberiam garantir a

<sup>17</sup>Segundo o jornal O Globo (09/07/2013), a desertificação já atinge uma área de 230 mil km<sup>2</sup> no nordeste brasileiro.

<sup>18</sup>Serviços Ecossistêmicos, ou Ambientais, são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas (MEA, 2005).

<sup>19</sup>O acesso ao serviço por um indivíduo não comprometerá o acesso do mesmo por outro (DALY; FARLEY, 2010).

<sup>20</sup>O acesso ao serviço por um indivíduo não pode ser impedido (DALY; FARLEY, 2010).



manutenção/recuperação de serviços ecossistêmicos aos beneficiários destes através da compensação, incentivo ou contrapartida econômica aos provedores dos SEs, pois compete a União, Estados e municípios proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer uma de suas formas, assim como preservar as florestas, a fauna e a flora (BRASIL, 1988, Art. 23, incisos VI e VII) e garantir a provisão de SE para o bem-estar da população.

Dessa forma, o PSA passa a ser parte relevante das políticas públicas de gestão ambiental, o que pressupõe a necessidade de criação de normas jurídicas. Frente ao contexto de ameaça ambiental a qual a riqueza natural brasileira está submetida, a natureza dos principais SEs comprometidos e a necessidade de uma intervenção urgente, o presente trabalho tem por objetivo fazer um levantamento das principais iniciativas brasileiras de PSA e o arcabouço jurídico que favorece a criação das políticas nacional e estaduais de PSA, assim como os programas, projetos e fundos existentes e em desenvolvimento que tornem real esta proposta.

## 2. METODOS E PROCEDIMENTOS

Para elaboração do presente trabalho, foi realizado um levantamento bibliográfico e documental das publicações existentes sobre Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil, assim como leis, decretos e projetos de lei disponíveis nos *web sites* das assembleias legislativas dos Estados e no portal da legislação do Governo Federal.

## 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Até o ano de 2012 foram registrados 180 projetos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) em todo o Brasil, alguns destes abrangendo mais de um Estado, o que somaria 264 iniciativas em diferentes localidades (VIVAN, 2012; SANTOS, 2012; MMA, 2011, VERÍSSIMO, 2002). Os projetos dividem-se em: Projetos Carbono Mata Atlântica (38), Projetos Carbono Amazônia e Cerrado (32), Projetos Carbono Caatinga (13), Projetos PSA Água (33), Projetos PSA e Tipo-PSA em desenvolvimento<sup>21</sup> (21), Cerâmicas (carbono)<sup>22</sup>

<sup>21</sup>“Nesta categoria, são listados projetos recentemente aprovados. Parte deles faz parte de apoio específico em preparação para projeto PSA. Os demais adotam estratégias semelhantes aos listados na Mata Atlântica, Caatinga e Amazônia como “tipo-PSA”, ou seja, produzem serviços ambientais com externalidade, mas tem como horizonte preparar o contexto e os condicionantes para obter futuros pagamentos por SA” (VIVAN, 2012, p.15).



(43) e Certificação (61). A maioria destes concentrando-se nas regiões Sudeste (34%) e Norte (21%) do país, seguindo-se pelas regiões Nordeste (18%), Sul (14%) e Centro-Oeste (13%), como apresentado na figura ilustrativa 1.

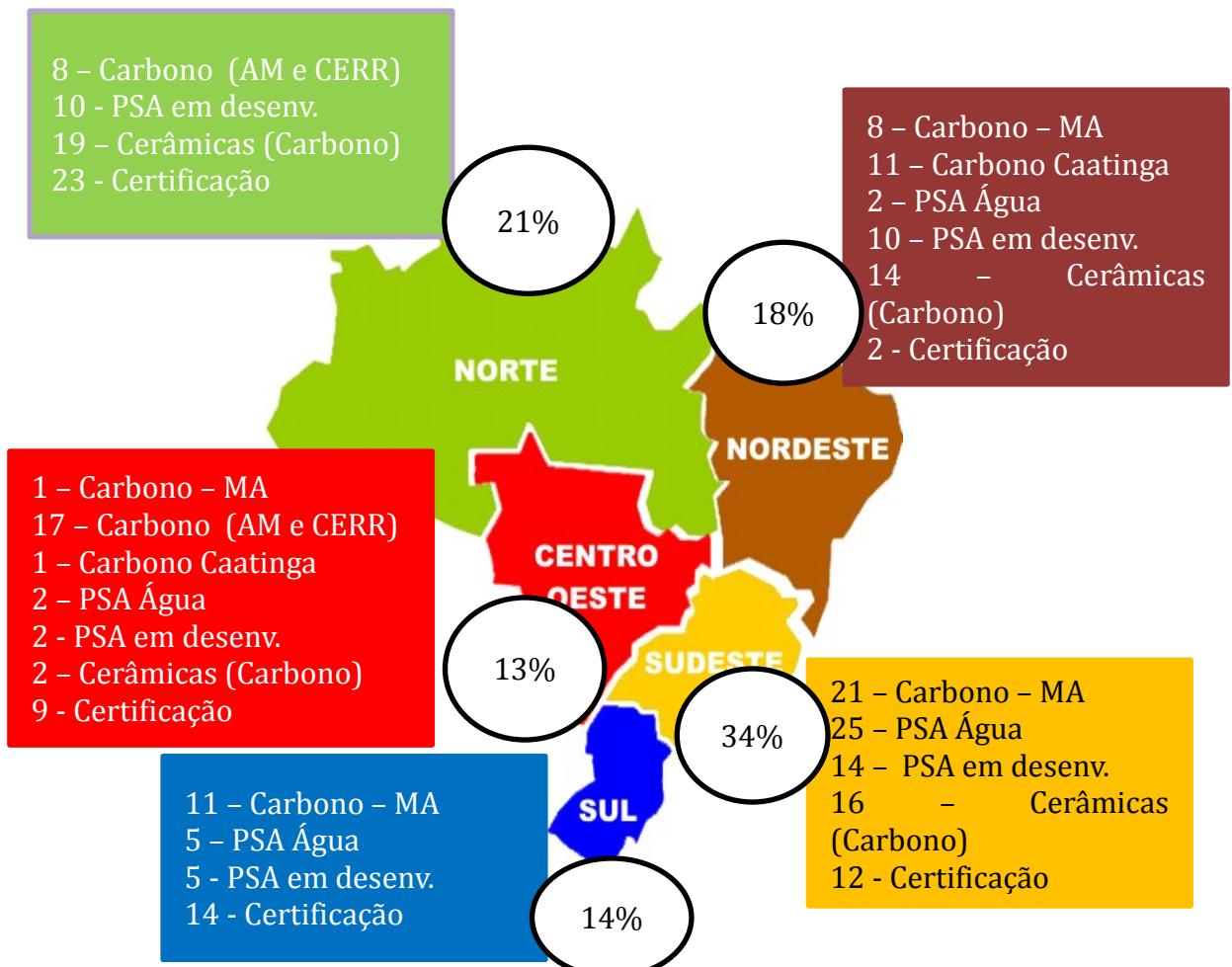


Figura 1. Projetos de PSA no Brasil por categoria e Região.  
Fonte dos dados: Vivan (2012).

Dentre estas iniciativas há públicas e privadas. De modo geral, o interesse privado nos projetos de PSA se dá principalmente para a obtenção da reparação/compensação dos danos ambientais gerados pela atividade de sua empresa; construção da imagem da empresa enquanto ecologicamente correta e preocupada com as questões ambientais; e por entender-se como co-responsável pela preservação, recuperação e conservação do ambiente (HOFFMAN, 2001). As iniciativas públicas são em razão das atribuições do setor público no que tange aos

<sup>22</sup>“Estão elencados nesta categoria empresas do setor ceramista que adotam um protocolo de ações ‘sustentáveis’ ecológicas, socioculturais e econômicas, desenvolvido pelo Instituto Ecológica” (VIVAN, 2012, p.16).



cuidados com o ambiente e a natureza dos SEs, como já mencionado. Entretanto, para a intervenção pública faz-se necessário um arranjo jurídico que legitime sua ação, ou seja, a normatização jurídica da ação do governo. À União, aos Estados e ao Distrito Federal compete, concorrentemente, a elaboração de leis sobre florestas, caça, pesca, fauna, conservação da natureza, defesa do solo e dos recursos naturais, proteção do meio ambiente, controle da poluição e responsabilidade por dano ao meio ambiente (BRASIL, 1988, Art. 24, incisos VI e VIII). Neste caso, cabe a União o estabelecimento de normas gerais sobre os tópicos mencionados, e os Estados e o Distrito Federal poderão suplementar as normas gerais fixadas pela União de acordo com suas peculiaridades, entretanto poderão suplementar com normas mais protetoras ao meio ambiente, nunca mais permissivas (BRASIL, 1988, Art. 24, parágrafos 1º e 2º).

Em se tratando do marco regulatório sobre Pagamentos por Serviços Ambientais, o Brasil possui iniciativas, que embora ainda tímidas, apresentam-se como promissoras. São Leis, Decretos e Projetos de Lei (PLs) sobre Pagamento por Serviços Ambientais, ou referentes a mudanças do clima, recuperação e conservação da cobertura vegetal, conservação ambiental, conservação da biodiversidade, conservação e revitalização dos recursos hídricos e REDD<sup>+23</sup> que, de alguma forma, mencionam o PSA. No âmbito Federal e estadual as principais Leis, Decretos e PLs sobre PSA, ou que mencionam/incluem PSA, são:

Tabela 1. Leis, Decretos e PLs sobre PSA no Brasil

Tema	Lei, Decreto ou PL Federal	Lei, Decreto ou PL Estadual
<b>Pagamento por Serviços Ambientais</b>	Projeto de Lei 792/2007	Lei 8.995/2008 do Espírito Santo Decreto 2.168-R/2008 do Espírito Santo Lei 9.607/2010 do Espírito Santo Lei 17.134/2012 do Paraná Lei 15.133/2010 de Santa Catarina Lei 2.308/2010 do Acre Lei 10.165/2013 da Paraíba <sup>24</sup>
<b>Recuperação e</b>	Projeto de Lei	Lei 14.309/2002 de Minas Gerais

<sup>23</sup> Redução de Emissões pelo desmatamento, degradação e melhora nas boas práticas de gestão (REDD+).

<sup>24</sup> Inclusão dos autores.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

<b>conservação da Cobertura Vegetal e proteção a Biodiversidade</b>	3.134/2008	
<b>Mudanças Climáticas</b>	Lei 12.144/2009 Decreto 7.343/2010	Lei 3.135/2007 do Amazonas Lei 3.184/2007 do Amazonas Decreto 4.381/2012 do Paraná Lei 13.798/2009 de São Paulo Decreto 55.947/2010 de São Paulo
<b>Bolsa Verde</b>	Lei 12.512/2011 Decreto 7.572/2011	Lei 17.727/2008 de Minas Gerais Decreto 45.113/2009 de Minas Gerais
<b>Bolsa Floresta</b>		Decreto 26.958/2007 do Amazonas
<b>REDD<sup>+</sup></b>	PL do Senado 212/2011 PL da Câmara 195/2011	
<b>Certificação de Unidades Produtivas Familiares</b>		Lei 2.025/2008 do Acre
<b>Unidades de Conservação</b>		Lei Complementar 53/2007 do Amazonas
<b>Recursos Hídricos</b>		Lei 3.239/1999 do Rio de Janeiro Decreto 42.029/2011 do Rio de Janeiro
<b>Código Ambiental</b>		Lei 14.675/2009 de Santa Catarina

Fonte: Santos (2012).

Alguns destes documentos apresentam-se mais completos que outros no que diz respeito aos itens mínimos necessários a uma Lei que institua PSA, que são: princípios e conceitos de PSA e Serviços Ambientais (SAs); definição da fonte do recurso; definição dos



SAs elegíveis para o pagamento; provedores e categorias fundiárias elegíveis; critérios de elegibilidade; requisitos de acesso ao recurso; salvaguardas socioambientais; critérios para cálculo da remuneração; sistema de verificação e monitoramento. A grande maioria dos documentos não cita todos os itens mencionados, o que traz dúvidas na execução da lei e sua regulamentação. O procedimento para acesso ao recurso em alguns casos se dá através de abertura de edital para projetos de PSA. O Edital define, embasado na lei, todos os critérios que tornam o provedor do SA elegível. Uma vez passado por um comitê de avaliação o projeto pode ser aprovado ou não e sendo aprovado, dependendo do edital, submeter-se-á a monitoramento.

Tanto os projetos, como as Leis, Decretos e PLs de PSA mencionados podem ser classificados, devido à razão de sua remuneração, em três categorias: compensação, incentivo ou contrapartida econômica (BRASILEIRO et al., 2013).

Na compensação, o pagamento é feito ao provedor do recurso por ele assumir voluntariamente um custo de oportunidade de uso alternativo do solo para garantir a provisão do SE em questão. Caso não fosse voluntário, configurar-se-ia em uma contrapartida econômica, no qual o provedor do recurso é obrigado a adotar determinada prática e por ser impedido, por exemplo, do uso alternativo do solo, ele recebe uma contrapartida econômica, que se assemelha a uma indenização, entretanto não se configura como uma, porque o proprietário da terra não tem a expropriação do seu bem, mas a limitação do uso alternativo do solo<sup>25</sup>. Um exemplo de compensação são os projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL), nos quais potenciais provedores de SE tomam a iniciativa de reflorestar para captação de gás carbônico e consequente provisão do serviço ecossistêmico de controle climático, logo a participação se dá de forma voluntária<sup>26</sup>. A classificação de um PSA como sendo de contrapartida econômica nem sempre é tão obvia, pois, como no caso do Projeto de PSE “Conservador de Águas” no município de Extrema no estado de Minas Gerais (Brasil), a condição de obrigatoriedade na recuperação e/ou manutenção de mata ciliar para preservação de recursos hídricos pode ser camouflada pelo livre arbítrio concedido em participar ou não do projeto, entretanto a não provisão deste serviço gerará pena e/ou multa<sup>27</sup> ao potencial

<sup>25</sup>Os autores fazem uma correção ao termo indenização indevidamente usado na publicação Brasileiro et. al. (2013).

<sup>26</sup><http://cdm.unfccc.int/>.

<sup>27</sup>LEI N° 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 ([http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9605.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm)).



provedor, uma vez que se trata do cumprimento de exigências presentes na lei federal brasileira de Meio Ambiente<sup>28</sup> sobre áreas de preservação permanente, como no caso de mata ciliar<sup>29</sup>.

O incentivo é aquele no qual não há obrigatoriedade na provisão do SE e a iniciativa do projeto parte do potencial pagador, que busca incentivar a adoção de práticas sustentáveis em ecossistemas e/ou sua manutenção e recuperação para a geração de serviços ecossistêmicos. Este é o caso do projeto em elaboração “Desenvolvimento Local e Sistemas Agroflorestais” no estado de Santa Catarina, no qual se propõe a pagar pelo conjunto dos SEs gerados devido à implantação de sistemas agroflorestais (SAFs) nos municípios de Dom Pedro de Alcântara, Morrinhos do Sul, Três Cachoeiras, Três Forquilhas, Torres, Mampituba e Praia Grande (MMA, 2011).

Observar em que categoria se enquadra o pagamento auxilia na definição dos valores da remuneração, uma vez que tratamento diferenciado poderia ser esperado, dado que na compensação pode ou não haver retorno econômico pelo reflorestamento, por exemplo; no incentivo, há retorno econômico, como é o caso dos sistemas agroflorestais; e na contrapartida econômica, não há retorno econômico direto, mas trata-se de uma obrigação prevista em lei.

## **CONCLUSÕES**

O Brasil frente à degradação e exaustão ambiental sofrida pela ação humana tem, em estágio ainda inicial, adotado o Pagamento por Serviços Ambientais como uma ferramenta de incentivo, compensação e contrapartida econômica àqueles que adotarem práticas de conservação, recuperação e manejo sustentável ambiental. Isto é percebido no número de projetos hoje existente ou em fase de desenvolvimento (180) e no movimento dos poderes legislativos em elaborar leis, decretos e projetos de leis que instituem políticas, programas e fundos de PSA, assim como a inclusão deste em normas já existentes. Entretanto, embora com otimismo sejam vistas estas iniciativas, ainda há muito a ser feito, como a especificação

<sup>28</sup>LEI Nº 12.651, de 25 de maio de 2012 ([http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)).

<sup>29</sup>Quando a lei prevê o pagamento da categoria de contrapartida econômica, ou seja, pagar para que a lei seja cumprida ela fundamenta-se na Teoria da Função Promocional do Direito, no qual um prêmio ou benefício decorrente da observância do prescrito no antecedente realizam um controle social com ênfase persuasiva e premonitiva, em detrimento do controle repressivo (FERRAZ, 2007).



da fonte dos recursos, o cálculo da remuneração a ser paga, um sistema de cadastro, e a harmonização das normas federais e estaduais, para que, com êxito e em parceria, União, Estados e municípios executem a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), ainda em elaboração. Aos Estados cabe evidenciar as peculiaridades de suas regiões e biomas que estão inseridos, para que sejam consideradas dentro da PNPSA, e aos municípios o engajamento na concretização desta política, uma vez que, além de co-responsáveis pela proteção e conservação do ambiente, são em alguns casos considerados beneficiários elegíveis ao recebimento de PSA.

## **REFERÊNCIAS.**

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988.

BRASILEIRO, Andréa C. B. et al. **Pagamento por Serviços Ecossistêmicos como uma Ferramenta para Geração de Renda e Recuperação Ambiental:** Estudo de Caso de Santa Catarina – Brasil. In. Anais. VI Jornada de la ASAUEE. Argentina. 2013.

DALY, Herman; FARLEY, Joshua. **Ecological Economics: Principles and Applications.** 2ed. Island Press: Washington, DC, 2010.

FERRAZ Jr., SAMPAIO, T. **Introdução ao Estudo do Direito:** Técnica, decisão, dominação. 2<sup>a</sup> ed. São Paulo: Atlas, 1994.

GREENPEACE. **Facínio e Destruição.** Disponível em:  
<http://www.greenpeace.org/brasil/pt/O-que-fazemos/Amazonia/>. Acesso em: Janeiro de 2014.

HOFFMAN, Andrew J. From Heresy to Dogma: **An Institutional History of Corporate Environmentalism.** California: Stanford University Press. 2001.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

KEMKES, Robin J.; FARLEY, Joshua; KOLIBA, Christopher J. Determining when Payments are an Effective Policy Approach to Ecosystem Service Provision. In.: **Ecological Economics**. v. 69. P. 2069- 2074. 2010.

LAVRATTI, Paula; TEJEIRO, Guilhermo. Org. Direito e Mudanças Climáticas: **Pagamento por Serviços Ambientais**. São Paulo: Instituto o Direito por um Planeta Verde. 2013. 149 p.

MA. MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press: Washington D.C, 2005.

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biomass**. Disponível em:  
<<http://www.mma.gov.br/biomass>>. Acesso em: Janeiro de 2014.

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mata Atlântica**. Disponível em:  
<<http://www.mma.gov.br/biomass/mata-atlantica>>. Acesso em: fevereiro de 2013.

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: **lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011.

SANTOS, Priscila. Et al. org. **Marco regulatório sobre pagamento por serviços ambientais no Brasil**. Pará: AMAZON; FGV. CVces, 2012.

VERÍSSIMO, Adalberto. Et al. **Payment for Environmental Services: Brazil**. São Paulo: Ford Foundation: 2002.

VIVAN, Jorge. **Sistematização e Atualização de Experiências Brasileiras sobre Pagamentos por Serviços Ambientais Relacionados à Conservação e ao Desenvolvimento Sustentável em Diferentes Biomas**. Diálogos Setoriais – União Européia e Brasil. 2012.

WUNDER, S. **Payments for Ecosystem Services and the Poor: some nuts and bolts**. Occasional Paper nº 42. Center for International Forestry Research, Nairobi. Kenya. 2005.



## É POSSÍVEL CERTIFICAR UM PRODUTO ORGÂNICO SEM AUDITORIA?

Clara Ribeiro Camargo<sup>1</sup>; Luiz Carlos Beduschi Filho<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Graduada em Relações Internacionais, PROCAM/IEE/USP – clara.camargo@usp.br.

<sup>2</sup>Engenheiro agrônomo, mestre e doutor em Ciência Ambiental, coordenador do Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo - PROCAM/IEE/USP.

### RESUMO

Este artigo busca responder a seguinte questão: sob que condições os agricultores organizados em sistemas participativos de garantia (SPG) conseguem atestar a qualidade orgânica e gerar relações de mercado que vão além do auto-interesse? A hipótese é que eles conseguem fazê-lo quando existe capital social consolidado, agricultores engajados com o modelo de produção e uma rede de distribuição e consumo bem estabelecida, como feiras, cestas ou os Programas Governamentais de Compras de Alimentos. Para corroborar tal hipótese foram construídos dados a partir de entrevistas semi-estruturadas com técnicos e agricultores e participação nas visitas de pares e de verificação dos SPGs.

**PALAVRAS-CHAVE:** Agricultura Familiar Orgânica, Certificação, Ação Coletiva.

### ABSTRACT

This article seeks to answer the following question: under what conditions can farmers organized in participatory guarantee systems attest to organic quality and produce cooperative market relations that go beyond self-interest? The hypothesis is that they can do it, when there is consolidated social capital, engaged farmers with the organic production model and a well-established network of distribution and consumption, such as fairs, baskets or government programs for food purchases. To corroborate this hypothesis data from semi-structured interviews with farmers and technicians and participation in peer and verification visits of PGs were built.

**KEYWORDS:** Organic Familiar Farming, Labeling, Collective Action.

### INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O sistema agroalimentar atual apresenta sérias contradições no que se refere à produção, distribuição e consumo de alimentos, uma vez que segue padrões com base na industrialização, modernização e globalização da agricultura e, consequentemente, do alimento consumido, o que tem gerado ao mesmo tempo fome e desnutrição de um lado e obesidade por outro, em um contexto de altos níveis de produtividade, porém com grandes impactos socioambientais. (CASSARINO, 2012).

Este sistema agroalimentar segue o modelo agrícola baseado na Revolução Verde, ainda em vigor nos países em desenvolvimento e pauta estabelecimentos, na maioria das vezes, inteiramente especializados em um número muito reduzido de produções



particularmente rentáveis, como arroz, trigo, milho e soja. São equipados com tratores pesados e grandes máquinas, fazem maciçamente apelo aos adubos minerais, aos produtos fitossanitários, aos alimentos do gado, a variedades de plantas e raças de animais altamente selecionados. Esses estabelecimentos vendem a quase totalidade de seus produtos nos mercados multirregionais e multinacionais e compram a maior parte de seus meios de produção, sendo que o autoconsumo e o autoabastecimento ocupam somente um lugar limitado (MAZOYER; ROUDART, 2010). Este modelo gerou concentração de renda e, consequentemente, o empobrecimento de grande parte da população rural.

Simultaneamente, de acordo com Cassarino (2012), a mercantilização do alimento deslocou o papel central da alimentação como direito fundamental. Para este autor, a alimentação se constitui, por um lado, em um processo de construção cultural e social na história das sociedades, cumprindo papel central no processo de reprodução social dos agrupamentos humanos, bem como no estabelecimento de interações e diálogos entre diferentes sociedades. Por outro, caracteriza-se como estrutura elementar para manutenção da vida humana, por ser fonte básica para a manutenção de um organismo saudável e para um indivíduo poder ser sujeito de qualquer outro direito e inserir-se com dignidade na sociedade.

Desta forma, conclui-se que um novo modelo de produção e consumo de alimentos é essencial para a geração de trabalho e renda para as populações rurais, assim como para a segurança alimentar da sociedade como um todo e para o funcionamento de mercados mais dinâmicos, menos dependentes das flutuações de preços internacionais.

A agroecologia se apresenta como uma alternativa ao modelo agroalimentar vigente considerando os aspectos sociais, ambientais, políticos, econômicos e culturais da agricultura familiar. Porém neste artigo, não nos interessa debater sobre o modelo agrícola em si, mas sim as formas de se verificar a qualidade orgânica por meio da participação desenvolvidas no Brasil. A agroecologia inclui a construção de mercados mais justos e sustentáveis tanto para o produtor quanto para o consumidor, portanto a certificação participativa enquanto ferramenta que possibilita a inclusão de pequenos agricultores no mercado e a redução dos custos de transação pode ser considerada um instrumento da agroecologia.

Não obstante, é importante apresentar mesmo que rapidamente que a proposta da agroecologia se fundamenta no uso sustentável dos recursos com base na aplicação dos princípios da ecologia nas formas de manejo agropecuário. A discussão em torno do conceito



se confunde com a entrada da agenda ambiental nos grandes debates internacionais a partir da década de 1970, entretanto, parte do resgate e da revalorização das práticas agrícolas tradicionais indígenas e camponesas na América Latina (ALTIERI, 2008; GLIESSMAN, 2000).

Apesar desta visão mais ideológica da agroecologia, também existe a visão da agricultura orgânica enquanto nicho de mercado que não utiliza insumos sintéticos, mas que pode ser produzida em grande escala, em monocultivos e voltada para o mercado externo. A agricultura orgânica, em geral, cresce a cada ano, na média mundial de 15 a 20%, enquanto o setor da indústria alimentar entre 04 e 05% como um todo (NIEDERLE et al., 2013). Isso mostra que muitos consumidores preocupados com a questão da saúde veem estes produtos como a possibilidade de um modo de vida mais natural e saudável.

A grande expansão deste mercado, portanto, também desperta o interesse das grandes redes de varejo, aumentando o número de atravessadores, reproduzindo a lógica da indústria alimentar globalizada que cria um imenso espaço entre quem produz e quem consome os alimentos (REYNOLDS, 2004).

Tal modelo de produção e distribuição não segue os princípios iniciais dos movimentos de agricultura alternativa, que tinham como objetivo se contrapor ao avassalador processo de modernização na agricultura. Os militantes da agroecologia buscam, atualmente, resgatar estes princípios que vão além da produção de alimento saudável sem o uso de insumos sintéticos, procurando reconstruir as relações de proximidade entre agricultores e consumidores e incentivar o conhecimento da cadeia produtiva. Em outras palavras, buscam construir mercados com base na confiança e reciprocidade, gerar emprego e renda no campo, valorizar a produção local, entre outras questões.

No Brasil, o Estado institucionalizou estas práticas, atendendo aos diversos setores e níveis de mercado, constituindo o que Fonseca (2004) chamou de convenções industriais e mercantis (grandes varejistas, produtos elitizados com alto valor agregado, certificadoras baseadas em padrões internacionais) e doméstico-cívicas (circuitos curtos de produção e consumo – feiras livres, pequena agricultura de base familiar).

Esta polaridade se manifesta também nas formas existentes para se atestar que um produto é de fato orgânico, uma vez que a construção da política nacional realizada pelo Estado com a participação de movimentos sociais e ONGs previu o não isolamento de alguns



setores historicamente excluídos do mercado, como pequenos agricultores de base familiar, assentados, entre outros (FERES, 2012). Assim, de acordo com a Lei 10.831/03, existem três maneiras de garantir que um produto é orgânico. São elas:

- 1) Venda direta ao consumidor, por meio de organização de controle social (OCS), em que não é possível utilizar selo, mas apenas o registro da OCS no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), o que fornece a garantia de orgânico. É utilizado em feiras e circuitos curtos de comercialização de produtos da agricultura orgânica de base familiar. É importante que os consumidores tenham acesso à propriedade produtora e também que sejam coresponsáveis pelo processo.
- 2) Sistema participativo de garantia (SPG) – os atores realizam a certificação por meio de um sistema em rede e caracterizam-se pela responsabilidade coletiva de seus membros, que podem ser produtores, consumidores e técnicos, organizados em um Organismo Participativo de Avaliação da Conformidade (OPAC). Os métodos de geração de credibilidade são adequados às diferentes realidades sociais, culturais, políticas, territoriais, institucionais, organizacionais e econômicas do ambiente produtivo e a sua efetividade depende muito do engajamento dos próprios agricultores. Existem seis OPACs devidamente acreditados no Brasil. São eles: Associação de Agricultura Natural de Campinas e Região (ANC), Associação dos Agricultores Biológicos do estado do Rio de Janeiro (ABIO), Associação Ecovida de Certificação Participativa – REDE ECOVIDA, Associação Brasileira de Agricultura Biodinâmica (ABD), Orgânicos Sul de Minas e Opac Cerrado.
- 3) Certificação por auditoria – pode ser feita por agências locais, internacionais ou por parcerias entre elas. As certificadoras com cadastro no MAPA são: Instituto Chão Vivo de Certificação, Instituto Brasileiro de Biodinâmica (IBD), Instituto de Tecnologia do Paraná (TECPAR CERT), Agricontrol LTDA, ECOCERT BRASIL, IMO Control do Brasil Ltda e Instituto Nacional de Tecnologia<sup>30</sup>.

Os dois primeiros mecanismos exigem que os agricultores estejam organizados em associações, mesmo que informais como no caso das OCS e articulados em rede, no caso dos SPGs. O terceiro, por sua vez, segue padrões internacionais e verticalizados, pois as certificadoras devem, além de estar registradas no MAPA, serem auditadas pelo INMETRO

<sup>30</sup> Todas essas informações podem ser encontradas no site do MAPA, disponível em <http://www.agricultura.gov.br/desenvolvimento-sustentavel/organicos>.



segundo o padrão estipulado pelas normas da ISO 65 que apontam que a certificação deve ser um processo isento, ou seja, o auditor não pode ter nenhum envolvimento com o agricultor em processo de certificação.

Entretanto, tanto o OCS quanto os SPGs trabalham de forma contrária, pois partem da relação de confiança, cooperação e solidariedade construída entre os agricultores nas visitas de avaliação da conformidade para atestar a qualidade orgânica, o que dá o caráter de convenções doméstico-cívicas, de acordo com Fonseca (2004). Este artigo irá se debruçar sobre os SPGs existentes no Brasil para avaliar se estes mecanismos são capazes de assegurar a qualidade orgânica, uma vez que ele possui o mesmo status que a certificação por terceira parte no Brasil.

## **OBJETIVO**

Este artigo tem por objetivo responder à seguinte questão: sob que condições os agricultores organizados em sistemas participativos de garantia (SPG) conseguem atestar a qualidade orgânica e gerar relações de mercado que vão além do auto-interesse?

Para responder a esta questão, me baseio na Sociologia Econômica, Teoria das Redes e nos trabalhos de Elinor Ostrom, com o argumento de que os atores envolvidos na ação coletiva nem sempre agem de acordo com o comportamento egoísta e auto-interessado, conforme demonstrado na Economia e Ciência Política clássica e neoclássica. Quando os atores percebem que a cooperação gera ganhos, eles agem para alcançá-los. Neste sentido, os usuários de um recurso comum, no caso, a certificação participativa, tendem a cooperar quando criam suas próprias regras coletivamente e os seus próprios instrumentos de monitoramento e sanção (OSTROM, 2000).

Assim, a implementação destes sistemas participativos cria uma complexa engenharia social, articulando diversos atores sociais nas relações de produção e consumo que se opõem ao conceito de “mão invisível” de mercado (GRANOVETTER, 2005). Esses dispositivos impactam diretamente a prática, os processos e as formas de organização, redefinindo desse modo as próprias estratégias de desenvolvimento local e territorial (NIEDERLE et al., 2013). A hipótese aqui defendida é que eles conseguem fazê-lo quando existe capital social consolidado, agricultores engajados com o modelo de produção e uma rede de distribuição e consumo bem estabelecida, como feiras, cestas ou os Programas Governamentais de Compras



de Alimentos. Isso porque nestes casos, a avaliação da conformidade se pauta na relação direta entre um conjunto de produtores (pares) e entre os produtores, técnicos e consumidores, ou seja, de toda a rede, da forma que sinais institucionalizados, como os selos e as marcas, são substituídos por relações de confiança e reciprocidade derivadas da recorrência das transações econômicas (NIEDERLE et al., 2013).

## **METODOLOGIA**

A metodologia desta pesquisa é interdisciplinar e qualitativa, considerando as inter-relações dos fatores políticos, econômicos, ambientais e sociais que explicam como os agricultores organizados em sistemas participativos de garantia conseguem atestar a qualidade orgânica e gerar relações de mercado cooperativas que vão além do auto-interesse.

São utilizados os métodos histórico e de observação participativa a fim de se explicar, à luz da teoria, a cooperação existente nos SPGs. Possui caráter descritivo e explicativo, uma vez que se busca descrever, analisar e interpretar a cooperação dos agricultores nos sistemas participativos de garantia de orgânicos. São utilizados como procedimentos técnicos a pesquisa bibliográfica, realizada a partir da leitura e análise de materiais já publicados sobre o tema, como livros, artigos científicos, leis e instruções normativas sobre o assunto e as entrevistas semi-estruturadas com atores das redes de SPGs, como representante do Ministério da Agricultura, uma técnica da rede Orgânicos Sul de Minas, um membro da Associação de Agricultura Biodinâmica (ABD) e um membro da Associação de Agricultura Natural de Campinas (ANC).

A participação enquanto método se deu dado que a autora frequentou diversas reuniões e visitas de pares e de verificação, participando como membro da rede de garantia da qualidade.

## **LOCAL DE REALIZAÇÃO**

O campo da pesquisa foi realizado em Botucatu e Jaú (SP), Soledade de Minas e Maria da Fé (MG), Maquiné, Três Cachoeiras e Três Forquilhas (RS), Cotia e Mairinque (SP), em propriedades certificadas por sistemas participativos de garantia pelos respectivos OPACs ABD, Orgânicos Sul de Minas, Ecovida e ANC. Além disso, parte da informação foi



coletada por entrevista via *skype* com técnico responsável pelos SPGs do Ministério da Agricultura.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

As discussões acerca da ação coletiva na literatura clássica de Ciência Política e Economia apontam, em geral, para o fracasso destas ações, pois partem do princípio que o ser humano é egoísta e age conforme seu comportamento utilitarista (OSTROM, 2005). Nesta direção, Olson (1971) aponta que os grupos conseguem garantir sua existência na medida em que conseguem alcançar os interesses comuns de seus membros. Apesar disso, os indivíduos que se vinculam a um grupo procuram satisfazer seus interesses próprios, assim, em tais grupos convivem interesses comuns e interesses individuais.

Entretanto, ao observar as experiências empíricas da certificação participativa, verifica-se que estas teorias não são capazes de explicar relações comerciais com base na cooperação, confiança e participação. Assim, verifica-se como resultado da pesquisa bibliográfica que a teoria das redes se enquadra melhor na abordagem dos SPGs, uma vez que a organização em rede – conjunto de atores autônomos que podem deixá-la livremente e que aderem ao mesmo padrão – é, em parte, o reflexo da regulamentação da agricultura orgânica. Todavia, estas redes estão sobrepostas e os atores nem sempre possuem uma relação tão próxima e forte com os demais, o que constitui os laços fracos, essenciais para tecer a rede.

De acordo com Granovetter (1979), laços fracos se transformam em recursos ao tornar possível a identificação e mobilização de oportunidades, pois estes são os canais por meio dos quais ideias, influências ou informação fluem mais facilmente. De uma perspectiva macro, laços fracos tem um papel importante ao promover a coesão social. São indispensáveis para a identificação de oportunidades individuais e para a integração nas comunidades e destas na sociedade mais ampla.

Estas redes, as quais o movimento da agroecologia está articulado e articula, estão sobrepostas e envolvem toda a cadeia. Desta forma, é apenas quando estas relações de confiança se expandem também ao nível de consumo, aproximando quem produz de quem consome que a rede se mostra de fato fundamentada nestes valores, pois a qualidade orgânica se dá ao longo do processo. E é nesta configuração entre produção e consumo que o selo se



justifica enquanto mecanismo de coordenação de cadeia que valoriza processos econômicos mais sustentáveis.

Isto porque quando um alimento agroecológico movimenta-se entre diferentes mercados, suas qualidades são redefinidas. Assim, um produto não pode ser exatamente igual se for comercializado em uma feira-livre, em um supermercado ou por algum programa de compras governamentais (NIEDERLE et al., 2013).

As visitas a campo mostraram que os agricultores enxergam o SPG como algo que vai além da certificação, pois quando estão articulados, conseguem organizar a comercialização coletiva, assim como a assistência técnica informal. Em alguns casos, como em Maria da Fé (MG), como os agricultores já se organizavam para comercialização, observaram que o SPG se adequava melhor àquela realidade, o que de fato gerou redução de custos e aprendizados coletivos, de acordo com a fala de uma agricultora da Associação APANFÉ. Assim, o SPG gera incentivos para o associativismo, porém não dá certo onde não existe capital social, ou seja, não é possível onde não existe organização de agricultores, mesmo que esta seja informal.

Essa organização dos agricultores é o que gera a força do grupo, principal espaço de tomada de decisão para a certificação. Destarte, esse fortalecimento das relações implica no fortalecimento de amizades, de pertencimento e de confiança, o que também permite que haja monitoramento por conta da proximidade e do tamanho dos grupos (em média 15 famílias) e sanção, estipulada pelo próprio pertencimento ao grupo. Este pertencer que molda as relações entre as famílias gera constrangimentos para que os agricultores ajam conforme as normas estipuladas pelo grupo e pela legislação. Para usar o termo de Granovetter, estes seriam os laços fortes, enquanto que o olhar externo realizado por grupos de outros agricultores da mesma rede, consumidores e técnicos configura os laços fracos. Neste sentido, muitas vezes a coerção para o agir conforme as regras do grupo se dá pelo pertencimento a uma comunidade. Em outras palavras, o sujeito que não agir de acordo com as normas pré-estabelecidas corre o risco de ser excluído do grupo social ao qual pertence e está envolvido em uma série de relações, seja de parentesco, compadrio ou reciprocidade.

De acordo com Durston (1999), o termo capital social se refere às normas, instituições e organizações que promovem a confiança e a cooperação entre as pessoas, as comunidades e a sociedade em seu conjunto. Esta formulação é a do neoinstitucionalismo econômico que em



parte a fundamenta, se concentram em suas manifestações coletivas, afirmando que as relações estáveis de confiança e cooperação podem reduzir os custos de transação (COASE, 1937), produzir bens públicos (NORTH, 1990) e facilitar a constituição de atores sociais ou até de sociedades civis saudáveis (PUTNAM, 1993a). Assim, a organização e construção destas normas e instituições funcionam como recursos para a produção da certificação participativa enquanto recurso comum.

Para Durston (1999), os autores que trabalham com o conceito de capital social possuem dúvidas em relação à criação desta ferramenta. Para Putnan, por exemplo, isso levaria décadas e dependeria de uma série de questões. Mas, Durston (1999), através da realização de trabalho empírico na Guatemala constatou que é possível construir capital social ao partir das estruturas de reciprocidade que já existem dentro do universo camponês. De acordo com ele, em todos os grupos locais pequenos, existem normas e práticas de reciprocidade, como a cooperação e a responsabilidade em desempenhar funções coletivas que constituem parte da maioria das culturas. Os sistemas complexos não tendem ao equilíbrio, já que mudam constantemente através de uma “coevolução” das estratégias de diversos atores. As modificações das elites nacionais e o empoderamento de outros grupos sociais oferecem possibilidades de surgimento de capital social local, principalmente quando são realizadas alianças com setores reformistas do governo. Além disso, atualmente existem metodologias e técnicas de desenvolvimento de capital social que permitem criá-lo a vontade, ao invés de esperar que surja como um subproduto de outras atividades ou como um fenômeno espontâneo.

Desta forma, verifica-se que a exigência do capital social para o bom funcionamento dos SPGs é algo que pode ser trabalhado a partir das diversas formas de reciprocidade já existentes na realidade local. Isso não significa que este modelo se adéqua a qualquer realidade, é necessário perfil participativo e disposição para implementar esta tecnologia, mas que, mesmo onde ainda não existe uma organização formal de agricultores, estruturas institucionais informais podem ser o início da construção da cultura da participação. Quando há assistência técnica por parte do Estado ou de organizações não governamentais, esta transição tende a se acelerar, conforme relatado por um técnico do MAPA.

Outro resultado encontrado é que o SPG não é necessariamente mais barato, pois tem custos com as visitas (gasolina, lanche) e as diárias para os produtores, mas tende a baratear



aos poucos, como é o caso da Rede Ecovida, menor valor de certificação, em média R\$ 36,00 ao ano. Isso porque os SPGs são muito intensivos em trabalho, pois exigem que o agricultor produza, faça reuniões, visitas de pares, visitas de verificação e comercialize o seu produto. Além disso, estes sistemas são ainda muito burocráticos, pois há uma grande exigência de documentos para que tenha a mesma validade comercial que a auditoria, o grande diferencial da política de orgânicos brasileira quando comparada aos outros países. Este fato é um grande desafio, pois exige um nível alto de documentação que os agricultores não estão acostumados. É necessário criar a cultura da anotação da compra de insumos, das tarefas cotidianas e inclusive do que foi vendido. Isso é necessário, além do acesso à informação por parte dos atores envolvidos para a possibilidade de rastreamento do produto, um dos objetivos da certificação. Por outro lado, esse tipo de prática pode induzir a novos aprendizados, que podem beneficiar os agricultores em outras dimensões da sua vida cotidiana (individual e coletiva).

Sobre a motivação dos agricultores em realizar tal formato de certificação, pode-se concluir que existem dois perfis de participante: aquele que o faz pela causa e aquele movido por interesses econômicos. Os primeiros tendem a frequentar mais as reuniões e a liderar processos, os segundos muitas vezes encontraram no SPG a possibilidade de certificar a um preço acessível e querem apenas o selo. De acordo com um dos entrevistados, este perfil tem a probabilidade maior de deixar o grupo por não querer ou reconhecer os outros benefícios e responsabilidades que o SPG traz, o que o leva a procurar a auditoria. Isso também ocorre por conta da alta intensidade de trabalho a qual o agricultor orgânico participativo encara diariamente, conforme descrito no parágrafo anterior.

## CONCLUSÕES

Pode-se concluir, portanto, que abordar os sistemas de garantia da agricultura orgânica requer um olhar interdisciplinar, pois, tanto questões sociais, políticas, econômicas, culturais quanto ambientais influenciam na construção das redes e na sua habilidade em aproximar atores tão diversos para construir um mercado de produtos com base em atributos que respeitam o agricultor, seu modo de vida, a saúde e a sustentabilidade social e ambiental. Assim, evidencia-se a necessidade de romper as fronteiras da ciência tradicional ao interpretar este tema. Desta forma, justifica-se a investigação deste assunto no campo da Ciência



Ambiental, uma vez que torna-se imprescindível olhar para este tema de forma holística e não fragmentada.

Em relação à questão abordada, sob que condições os agricultores organizados em sistemas participativos de garantia (SPG) conseguem atestar a qualidade orgânica, pode-se concluir que isso ocorre quando existe capital social consolidado capaz de fornecer as condições para criar e monitorar as normas e regras dentro do grupo, bem como os instrumentos de monitoramento das conformidades pelos próprios usuários do recurso, no caso, a certificação. Neste sentido, Torremocha (2012), ao fazer uma leitura da Ostrom compara as características da gestão exitosa de um bem comum com as características dos SPGs. No quadro 01 é possível encontrar essas comparações.

Desta forma, conclui-se que os SPGs conseguem atestar a qualidade orgânica quando se encontram sob as condições descritas na tabela 01, ou seja, quando as normas são concebidas pelos participantes de forma democrática e participativa – nesse caso, pode-se dizer que as normas básicas são a legislação de orgânicos, mas a forma como essas normas são monitoradas e/ou a criação de outras normas adicionais depende da atuação dos atores e permite a adequação ao contexto no qual estes estão inseridos. Da mesma maneira, as regras de apropriação e fornecimento do recurso comum devem ser coerentes com a realidade dos participantes do processo, ou seja, a forma de se usar o selo deve estar bem definida e compreendida entre todos os membros, pois a responsabilidade é compartilhada entre todos os sujeitos. Em caso de não conformidades de um produtor, todo o grupo corre o risco de sofrer as sanções.

Cruciais também para a avaliação da conformidade orgânica via SPG são os mecanismos para verificar se os produtores cumprem com as normas estabelecidas, ou seja, o monitoramento do manejo orgânico dos agroecossistemas dos produtores e as sanções graduais para não conformidades geradas pelos próprios membros da rede e não por um agente externo. Em outras palavras, consequências claras e previamente definidas para os produtores que não cumpram com as regras definidas e compartilhadas. Essas sanções são graduais e, por isso, exigem que as ações sejam registradas em uma base de dados que, no caso dos SPGs visitados funciona por meio das atas das reuniões e registros de visitas. Além disso, o SPG só consegue atestar a qualidade quando existe um mínimo de reconhecimento ao



direito de organização, o que na prática significa o credenciamento no MAPA e a existência da política pública.

Tabela 1. Comparação de critérios dos Sistemas Participativos de Garantia com os critérios de organizações sociais.

<b>Princípios de gestão de um bem comum</b>	<b>Características chave dos Sistemas Participativos de Garantia</b>
Estabelecer limites claramente definidos	Existência de normas concebidas pelos participantes por meio de um processo democrático e participativo
Estabelecer regras de apropriação e fornecimento coerentes com o contexto local	Organizações de base: a integridade ecológica deveria perceber-se como resultado de uma dinâmica social, baseada na organização ativa de todos os interessados; Sistemas e procedimentos gerenciais documentados; Selos ou rotulagem que proporcionam evidência do status ecológico
Facilitar os processos de escolha coletivos	Existência de normas chave concebidas pelos participantes por meio de um processo democrático e participativo
Estabelecer uma supervisão	Mecanismos para verificar se os produtores cumprem com as normas estabelecidas
Contar com sanções graduais	Consequências claras e previamente definidas para os produtores que não cumpram com as regras; ações registradas em uma base de dados.
Reconhecer direitos mínimos de organização	Conveniente para a agricultura de pequena escala; princípios e valores que elevam os meios de vida; mecanismos de apoio aos produtores; reconhecimento pelo Estado.

Adaptado de Torremocha (2012).



Conclui-se também que o SPG pode ser uma ferramenta para a construção de mercados mais justos e sustentáveis, seja do ponto de vista do produtor, seja do consumidor. Nestes casos, eles garantem mais do que a qualidade orgânica, mas o fortalecimento de uma rede de produção, distribuição e consumo que agrega diversos atores como os próprios produtores, consumidores, técnicos, se configurando como um recurso político. Igualmente, as redes sociotécnicas criadas pelos agricultores e a troca de conhecimento gerada ao longo do processo, seja pela experiência de alguns agricultores, seja pela presença de técnicos, funcionam como assistência técnica aos produtores, o que melhora a gestão das propriedades, fortalece os laços entre os pares, além de ser um gasto a menos na contabilidade agrícola.

Todavia, este sistema é tímido no Brasil e no mundo, pois só existem 06 redes credenciadas no MAPA até o momento. Além disso, este processo exige um tempo de capacitação e adaptação ao processo, em um contexto rural que se esvazia demograficamente, aonde a agricultura vem sendo substituída por outras atividades e se tornando mais individualizada.

No mundo, além do Brasil, apenas Bolívia, México e Uruguai reconhecem legalmente os SPGs na certificação de produtos orgânicos, o que requer atenção dos movimentos sociais e dos Estados para a sistematização e veiculação destas informações e experiências. Diante desta realidade, tem sido realizados convênios internacionais para o intercâmbio de conhecimento destas práticas a fim de expandir essa iniciativa e conseguir ampliar o acesso a estes produtos e valorizar o trabalho do agricultor orgânico nas diversas partes do planeta. Para isso, é necessário mais pesquisa e mais incentivo por parte do Estado em valorizar e difundir tais práticas em parceria com as ONGs, movimentos sociais e grupos de agricultores.

## REFERÊNCIAS

ALTIERI, M. **Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável.** Ed. Expressão Popular/AS-PTA. Rio de Janeiro: 2008.

CASSARINO, J. **A construção social de mecanismos alternativos de mercado no âmbito da Rede Ecovida de Agroecologia.** Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba: 2012.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

COASE, R. The nature of the firm. **Economica New Series**, n. 4. 1937.

DURSTON, J. Construyendo capital social comunitário. **Revista de la CEPAL**, n. 69, 1999.

FERES, Antonio. **A reorganização da agropecuária orgânica do estado do Rio de Janeiro em face da legislação brasileira atual e a formação do Sistema Participativo de Garantia da ABIO**. Dissertação de mestrado em Geografia, UFRJ / IGEO, Rio de Janeiro: 2012.

FONSECA, M. F. **A institucionalização dos mercados de orgânicos no mundo e no Brasil: uma interpretação**. Tese de doutorado em Sociologia, UFRRJ, CPDA, Rio de Janeiro: 2005.

GLIESSMAN, Stephen R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2000.

GRANOVETTER, M. The Strength of Weak Ties. **The Journal of Economic Perspectives**. v. 78, n. 6, Stanford, p. 1360-1380, 1973.

IDECE. INSTITUTO DE DEFESA DO CONSUMIDOR. Rota dos Orgânicos. **Revista Brasileira do Instituto de Defesa do Consumidor**. São Paulo: 2012.

IFOAM. INTERNATIONAL FOUNDATION FOR ORGANIC AGRICULTURE. **Annual Report**. Bonn: 2011. Disponível em: <[http://ifoam.org/public/Annual%20Report/IFOAM\\_Annual\\_Report\\_2011\\_web.pdf](http://ifoam.org/public/Annual%20Report/IFOAM_Annual_Report_2011_web.pdf)>; último acesso em 24/03/2013.

MAZOYER, Marcel; ROUDART, Laurence. **História das Agriculturas no Mundo: do neolítico à crise contemporânea**. São Paulo: Editora da UNESP; Brasília, DF: NEAD, 2010.

NIEDERLE, P.; ALMEIDA, L.; VEZZANI, F. **Agroecologia**: práticas, mercados e políticas para uma nova agricultura. Curitiba: Kairós: 2013.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

NORTH, D. **Institutions, Institutional Change and Economic Performance**, Cambridge, Massachusetts, Cambridge University Press: 1990.

OLSON, M. **A Lógica da Ação Coletiva**. São Paulo, EDUSP: 2011.

OSTROM, E. Collective Action and the Evolution of Social Norms. **The Journal of Economic Perspectives**. Vol. 14, No.3, p. 137-158, 2000.

OSTROM, E. Diseños complejos para manejos complejos. **Gaceta Ecológica**, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-México, n. 054, p. 43-58, 2000.

PUTNAN, R. **Making Democracy Work: Civic Traditions in Modern Italy**, Princeton, New Jersey, Princeton University Press: 1993a.

REYNOLDS, L. The Globalization of Organic Agro-Food Networks. **World Development**. Elsevier. Vol. 32, No. 5, 2004.

TORREMOCHA, E. **Los sistemas participativos de garantía: herramienta para la definición de estrategias agroecológicas**. Universidad Internacional de Andalucía. 2012.



## **IDENTIFICAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DA BAÍA DO ARAÇÁ (SÃO SEBASTIÃO, SP)**

Cauê Dias Carrilho<sup>1</sup>; Paulo Antonio de Almeida Sinigallli<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Bacharel em Gestão ambiental, Mestrando em Ciência Ambiental, PROCAM – USP, cauecarrilho@gmail.com.

<sup>2</sup>Doutor em Economia, Professor na Escola de Artes, Ciências e Humanidades, EACH – USP,  
psinigallli@usp.br.

### **RESUMO**

O presente trabalho apresenta resultados parciais de um projeto de mestrado que irá valorar os serviços ecossistêmicos fornecidos pela Baía do Araçá (São Sebastião, SP) sob as perspectivas econômica e sociocultural. É apresentada a listagem dos serviços ecossistêmicos, bem como os passos metodológicos necessários para sua identificação, que contou com a participação de especialistas e da comunidade local.

**PALAVRAS-CHAVE:** serviços ecossistêmicos, identificação, valoração, Baía do Araçá.

### **ABSTRACT**

This paper presents partial results of a master's project that will value the ecosystem services provided by the Araçá Bay (São Sebastião, SP) under the economic and sociocultural perspectives. It will be shown the listing of identified ecosystem services, as well as the methodological steps needed for their identification, which included the participation of experts and the local community.

**KEYWORDS:** ecosystem services, identification, valuation, Araçá Bay.

### **INTRODUÇÃO**

Serviços ecossistêmicos traduzem-se, simplificadamente, em benefícios obtidos pelas populações humanas que são derivados das funções dos ecossistemas (COSTANZA et al., 1997; MA, 2003). Os sistemas costeiros fornecem riquíssimos serviços ecossistêmicos e deles dependem uma série de atividades humanas (WILSON et al., 2002; MA, 2003; BEAMOUNT et al., 2007; REMOUNDOU et al., 2009). Eles fornecem populações de peixes importantes para a alimentação humana, conservam a biodiversidade, mitigam as mudanças climáticas, funcionam como sumidouros de resíduos provenientes da produção industrial e agrícola e proporcionam diversas formas de recreação e lazer (REMOUNDOU et al., 2009).

Os recursos costeiros são, em sua grande parte, renováveis e, se bem geridos, podem continuar sendo produzidos no futuro sem perdas em sua produtividade. Infelizmente, para muitos destes recursos, a gestão eficiente e a exploração sustentável tem sido a exceção (REMOUNDOU et al., 2009). Em geral, os serviços ecossistêmicos estão sendo seriamente



prejudicados por uma ampla variedade de atividades humanas (DAILY et al., 1997). Obter o valor econômico dos serviços ecossistêmicos se torna essencial na medida em que dá subsídios para a formação de arranjos institucionais que possibilitam sua adequada gestão (BIROL et al., 2006). É importante mostrar o quanto valiosos são estes serviços e formular mecanismos que possam capturar de fato seus valores, os quais devem ser incorporados no cotidiano socioeconômico, em especial, nas atividades políticas e em suas tomadas de decisão (TURNER et al., 1998).

## OBJETIVOS

Compondo o Projeto Temático “Biodiversidade e Funcionamento de um Ecossistema Costeiro Subtropical: Subsídios para Gestão Integrada” (processo FAPESP nº 2011/50317-5), este trabalho apresenta resultados parciais de um projeto de mestrado que tem por objetivo geral valorar os serviços ecossistêmicos fornecidos pela baía do Araçá (São Sebastião, SP) sob as perspectivas econômica e sociocultural. Seus objetivos específicos são:

1) identificar serviços ecossistêmicos da baía do Araçá; 2) identificar os serviços ecossistêmicos mais significativos para a valoração; 3) definir e aplicar a metodologia adequada para valorar os serviços ecossistêmicos da baía do Araçá sob as perspectivas econômica e sociocultural. Neste trabalho, são apresentados resultados relacionados aos dois primeiros objetivos específicos.

## ÁREA DE ESTUDO

A Baía do Araçá (São Sebastião, SP) caracteriza-se por ser uma pequena enseada, limitada por flancos rochosos, que engloba quatro praias (Deodato, Pernambuco, Germano e Topo), duas ilhotas (Pernambuco e Pedroso), três núcleos principais de bosques de manguezal e uma extensa planície de fundo mole. É um ambiente de significativa relevância ambiental, com uma grande diversidade de habitats que abrigam alta diversidade biológica. Destaca-se o fato da Baía do Araçá manter um dos últimos remanescentes de manguezal do litoral de São Sebastião. Além disso, temos que a região apresenta grande potencial turístico e caracteriza-se por ser importante reduto de pescadores artesanais. O Araçá vem sofrendo fortes pressões ao longo dos anos, como ocupações irregulares, despejo de esgotos domésticos e as ligadas à proximidade do Porto de São Sebastião e o Terminal Aquaviário da Petrobrás (TEBAR), onde



ocorrem constantes vazamentos de óleo, além de outras perturbações. Por seu atual quadro de degradação ambiental, urge a necessidade de se implantar uma política de uso racional da área com medidas que tornem possível a recuperação socioambiental da baía e do seu entorno (AMARAL et al., 2010).

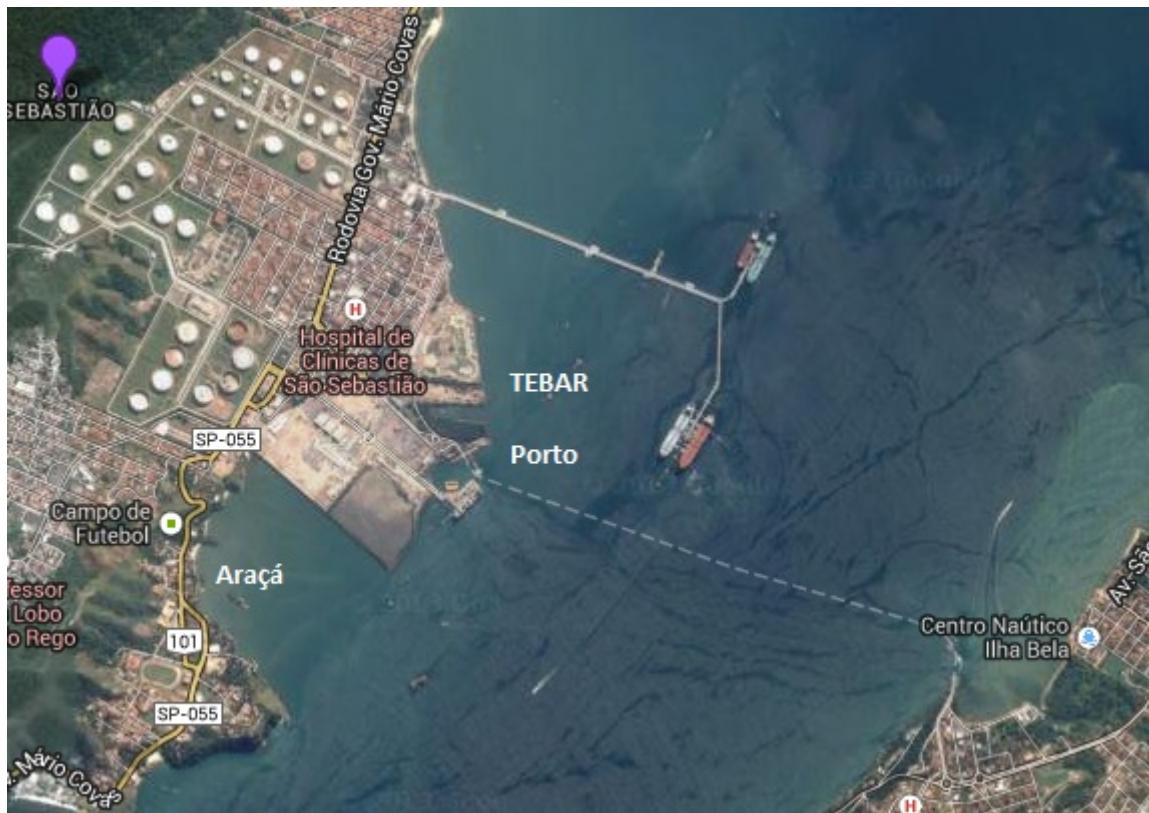


Figura 2. Imagem evidenciando a Baía do Araçá, o Porto e o TEBAR e, localizados no Canal de São Sebastião. Adaptado de Google Mapas, 2013.

## METODOLOGIA

Inicialmente, foi realizada uma pesquisa bibliográfica a respeito da dinâmica dos serviços ecossistêmicos e suas formas de valoração, em especial, levantando trabalhos que tratam de serviços costeiros. A partir desta literatura e dos trabalhos levantados para a região do Araçá, foram identificados os serviços ecossistêmicos marinhos ou costeiros com base na classificação de MA (2003) que deveriam estar associados à Baía do Araçá, bem como suas formas de valoração. Foi realizado um primeiro workshop interno para discutir a pertinência dos serviços elencados e as metodologias mais adequadas à realização da valoração dos serviços ecossistêmicos da baía do Araçá. Com a melhor estruturação dos serviços ecossistêmicos, verificou-se a necessidade de validação dos resultados até então alcançados.



Assim, esta listagem inicial passou pela validação de dois grupos. Entre maio e julho de 2013, foi realizada a consulta com 10 especialistas, que são pesquisadores ligados ao Projeto Temático da FAPESP e, em julho de 2013, com 15 representantes da comunidade local. Foram aplicados questionários que pediam para que fosse apontada a existência ou ausência dos serviços levantados e também de possíveis outros não identificados. Além disto, os grupos atribuíram graus de importância a cada serviço ecossistêmico sob uma perspectiva local, em relação a sua contribuição ao bem estar dos usuários da Baía. Para a análise dos resultados, foram atribuídos diferentes pesos para a avaliação dos diferentes grupos na grande maioria dos serviços ecossistêmicos elencados. Considerou-se que a comunidade seria mais indicada a avaliar determinados serviços por ser diretamente impactada por eles e pelas entrevistas terem mostrado que os indivíduos consultados tinham boa compreensão destes serviços. Desta forma, foi atribuído maior peso para sua avaliação do grau de importância. Entretanto, para os serviços que necessitavam de um conhecimento técnico para sua compreensão e que as entrevistas mostraram não serem muito bem compreendidos pela comunidade, a avaliação dos especialistas recebeu peso maior. Os serviços avaliados como “muito importante” e “importante” foram selecionados para valoração.

## **RESULTADOS**

Os serviços ecossistêmicos identificados são apresentados na Tabela 1. Na segunda coluna, é apresentado o grau de importância atribuído pelos atores consultados. O serviço de “Fornecimento de Matéria-Prima” foi o único desconsiderado para a valoração por não ter sido considerado como “muito importante” ou “importante”. Os dois últimos serviços, “proteção contra aumento do nível do mar” e “abrigos para barcos” não estavam na listagem inicial, sendo sua inclusão decorrente da consulta com os dois grupos.

Tabela 1. Listagem dos serviços ecossistêmicos associados à Baía do Araçá (São Sebastião, SP) acompanhados do grau de importância resultante da consulta com especialistas e membros da comunidade local.

<b>Serviço Ecossistêmico</b>	<b>Grau de importância</b>
<b>Patrimônio e Identidade Cultural</b>	3,79
<b>Fornecimento de Alimento</b>	3,69
<b>Beleza Cênica e Conservação da Paisagem</b>	3,67
<b>Desenvolvimento de Atividades Científicas e</b>	3,55



---

## Educacionais

<b>Benefícios Futuros</b>	3,55
<b>Lazer e Recreação</b>	3,30
<b>Depuração de Efluentes</b>	3,20
<b>Remoção de Carbono</b>	3,11
<b>Fornecimento de Matéria-Prima</b>	2,49
<i>Proteção contra aumento do nível do mar</i>	4,00
<i>Abrigo para barcos</i>	3,33

---

A grande maior parte dos serviços foi avaliada como “muito importante” ou “importante”, denotando sua relevância para os atores consultados. Os métodos de valoração estão sendo elencados e aplicados sob as perspectivas econômica e sociocultural.

## CONCLUSÕES

A pesquisa sobre valoração dos serviços ecossistêmicos como um todo ainda está em andamento, mas já apresentou aspectos relevantes. Como boa parte dos trabalhos de valoração de serviços ecossistêmicos partem de uma listagem de serviços já definida, ressalta-se como positivo o fato desta metodologia ter utilizado especialistas e *stakeholders* para a identificação dos serviços ecossistêmicos. Além disso, possui caráter inovador por ter utilizado da avaliação de importância com base nestes atores para identificar os serviços mais significativos para a valoração.

## REFERÊNCIAS

BEAMOUNT, N. J. et al. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 3, p. 253-265, 2007.

BIROL, Ekin, KAROUSAKIS, Katia, KOUNDOURI, Phoebe. Using economic valuation techniques to inform water resources management: A survey and critical appraisal of available techniques and an application. **Science of the Total Environment**, v. 365, n. 1-3, p. 105–122, 2006.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental  
Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

COSTANZA, Robert et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253-260, may. 1997.

DAILY, Gretchen C. et al. Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. **Issues in Ecology**, v. 2, p. 1-16, 1997.

MA. MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystem and Human Well-Being: a framework for assessment**. Washington, DC: Island Press , 2003.

REMOUNDOU, Kyriaki, et al. Valuation of natural marine ecosystems: an economic perspective. **Environmental science & policy**, v. 12, n. 7, p. 1040-1052, 2009.

TURNER, R. K.; ADGER, W. N.; BROUWER, R. Ecosystem services value, research needs, and policy relevance: a commentary. Special Section: Forum on Valuation of Ecosystem Services. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 61-65, 1998.

WILSON, Matthew A. et al. Integrated Assessment and Valuation of Ecosystem Goods and Services provided by Coastal Systems. In: WILSON, James G. **The Intertidal Ecosystem: The Value of Ireland's Shores**, Dublin: Royal Irish Academy, 2002.



DEFINIÇÃO DE CORREDORES FUNCIONAIS PARA O MURIQUI-DO-NORTE,  
*Brachyteles hypoxanthus*, COM BASE EM CRITÉRIOS ECONÔMICOS E ECOLÓGICOS

Maria Otávia Silva Crepaldi<sup>1</sup>; Luana D'Avila Centoducatte<sup>2</sup>; Flávia Silva Martinelli<sup>3</sup>; Sérgio Lucena Mendes<sup>4</sup>

<sup>1</sup>MSc. Bióloga, Universidade de São Paulo – mariaotavia@usp.br.

<sup>2</sup>MSc. Bióloga, Universidade Federal do Espírito Santo.

<sup>3</sup>Bióloga, Universidade Federal do Espírito Santo.

<sup>4</sup>Dr. Biólogo, Universidade Federal do Espírito Santo.

## RESUMO

Este trabalho objetivou simular corredores ecológicos que conectem estruturalmente sete grupos de muriquis considerando dois modelos: (1) a permeabilidade da matriz e (2) o custo de oportunidade da terra para fins de restauração ecológica. Combinando-se os dois modelos, o custo de implantação dos corredores estruturais foi reduzido em 20%, aumentando a viabilidade econômica da restauração ecológica e facilitando a negociação com os proprietários rurais.

**PALAVRAS-CHAVE:** conexões biológicas, primatas, uso da terra, fragmentação, restauração ecológica.

## ABSTRACT

This study aims to simulate ecological corridors which connect structurally seven groups of northern muriquis considering two models: (1) the permeability of the surrounding matrix and (2) the opportunity cost of the land for ecological restoration. Combining both models, the total cost of implementation of structural corridors was reduced by 20%, which represents a substantial advantage in terms of economic viability and favor negotiation with landowners.

**KEYWORD:** biological connections, primates, land use, fragmentation, ecological restoration.

Estudos demonstram que a persistência das populações é menor em ambientes fragmentados (TILMAN et al., 1994). Fragmentos isolados tendem a ter menor fluxo gênico, o que pode ocasionar extinção de espécies devido aos efeitos deletérios do endocruzamento e erosão genética (CAUGHLEY, 1994). Quando uma floresta contínua sofre fragmentação e manchas de habitat ficam isoladas umas das outras, o número de espécies inicial declina, principalmente por causa dos efeitos de redução da área original e da distância entre fragmentos florestais (CHIARELLO, 1999). Esse tipo de investigação a respeito dos efeitos da fragmentação sobre as comunidades biológicas foi impulsionado a partir da popularização dos estudos de MacArthur e Wilson (1963, 1967) sobre o modelo do equilíbrio insular. Como



destacado por Paglia (2003), um dos principais determinantes da resposta de certas espécies à fragmentação são as limitações à capacidade de dispersão, que podem ser características intrínsecas das espécies, mas também são influenciadas pelo grau de isolamento do fragmento e pelas características da matriz (BIERREGAARD; STOUFEER, 1997; RIBON, 2003). Visando diminuir os efeitos da fragmentação de habitats naturais, que é a primeira causa de perda de biodiversidade e consequentemente de desequilíbrio ambiental, desenvolveu-se o conceito de conexões biológicas da paisagem (FORMAN, 1995). Essas conexões podem ser de vários tipos, tais como os corredores ecológicos, trampolins ecológicos, sistemas agroflorestais, zonas de amortecimento entre outros. Fragmentos florestais podem funcionar como trampolins ecológicos, aumentando a conectividade na paisagem rural (RIBEIRO et al., 2009). Já corredores de biodiversidade são compostos por unidades de conservação ou outros espaços naturais protegidos, entremeados por áreas com diferentes níveis de ocupação humana e diferentes formas de uso da terra, configurados para favorecer a manutenção dos processos ecológicos fundamentais para a sustentação da biodiversidade em longo prazo e permitir o fluxo genético dos componentes da flora e da fauna (SANDERSON et al., 2003). Assim, fragmentos de habitats remanescentes desempenham importantes funções, como conectar ou reconectar áreas maiores, manter a heterogeneidade da matriz de habitats e proporcionar refúgio para as espécies. O aumento da permeabilidade da matriz no entorno dos fragmentos de interesse para conservação também pode ser uma estratégia eficaz (PARDINI et al., 2009). O grau de isolamento, o tamanho dos fragmentos e a estrutura da matriz são fatores importantes para a persistência das espécies (LEVINS, 1969). O município de Santa Maria de Jetibá, região centro-serrana do Espírito Santo, apresenta cerca de 40% do seu território coberto por floresta ombrófila densa montana, distribuída em um mosaico de pequenas propriedades com predomínio de agricultura familiar. De acordo com Mendes et al. (2005), neste município estão confirmados mais de 80 indivíduos de muriquis-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*), um primata criticamente em perigo de extinção (MENDES et al., 2008), isolados em fragmentos de 60 a 440 ha. Há 10 anos, sete populações de muriquis são monitoradas pelo Projeto Muriqui - ES, especialmente em quatro fragmentos prioritários (Figura 1), por abrigarem as populações maiores e mais próximas geograficamente. O isolamento das populações de muriquis-do-norte nesses pequenos fragmentos traz uma probabilidade de persistência reduzida, devido à diminuição populacional e aos efeitos dos



processos estocásticos (GILPIN; SOULÉ, 1986), evidenciando-se o quadro de fragilidade da espécie. Uma saída para essa situação seria a interligação dos fragmentos que possuem as maiores populações e que se localizam próximos um ao outro, por meio da consolidação de corredores ecológicos (funcionais ou estruturais). Essa é uma possibilidade interessante para conectar populações de muriquis-do-norte e viabilizar o fluxo gênico necessário à permanência da espécie na região em longo prazo (SEOSANE et al., 2010; VLEESCHOUWER; RABOY, 2013). Sabe-se que o grau de isolamento, o tamanho reduzido e a intensa ocupação humana no entorno dos habitats dificultam a persistência de populações mínimas viáveis de primatas no domínio da Floresta Pluvial Tropical Atlântica (CHIARELLO; MELO 2001; CHIARELLO, 2003) e que a conectividade funcional é um dos maiores desafios para a conservação dos muriquis. Diferente da conectividade estrutural, que possui relação estrita com a distribuição das manchas de habitat (fragmentos florestais) na paisagem e que não considera qualquer outro processo biológico, a abordagem funcional leva em consideração não só o arranjo espacial dos fragmentos, mas também a resposta comportamental de certa espécie à estrutura da paisagem (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000; THEOBALD, 2006): neste caso diz respeito à distância de dispersão máxima do muriqi-do-norte em paisagens onde não há florestas contínuas. O primata pode utilizar outros elementos da paisagem para dispersão entre fragmentos de floresta, como atravessar pelo solo ou por plantios de eucalipto. O ideal para a espécie, no entanto, seria viabilizar a conectividade estrutural, onde há continuidade de copas de árvores entre dois fragmentos, garantindo assim a forma mais usual de dispersão dos muriquis-do-norte. De acordo com Pardini (2004), houve diminuição na perda de espécies no sul da Bahia devido à conectividade estrutural da paisagem, com matas secundárias e plantações sombreadas de cacau. Considerando que em Santa Maria de Jetibá todos os remanescentes florestais com ocorrência de muriqi-do-norte encontram-se em propriedades privadas, as estratégias de conservação do habitat e da espécie são mais complexas do que a criação e gestão de áreas públicas protegidas (MENDES et al., 2005). O objetivo deste trabalho foi simular corredores ecológicos para conectar estruturalmente e funcionalmente sete grupos de muriquis que habitam quatro áreas fragmentadas considerando dois modelos: (1) a permeabilidade da matriz e (2) o custo de oportunidade da terra para fins de restauração ecológica. Para desenvolvimento dos modelos utilizou-se o programa LORACS - Landscape Organization and Connectivity Survey



(PINTO; KEITT, 2008). As classes de uso e cobertura da terra do município foram mapeadas a partir de fotografias aéreas de 2008 (escala 1:15.000 e resolução espacial de 1m). Foram definidas as seguintes classes de uso e cobertura da terra: Classes naturais – cobertura vegetal em (1) estágio inicial de regeneração, (2) estágio médio de regeneração e (3) estágio avançado de regeneração/vegetação primária; e (4) afloramento rochoso. Classes associadas às atividades humanas – (5) reflorestamento homogêneo, (6) cafezal, (7) olericultura, (8) pastagem, (9) pastagem abandonada e (10) mancha urbana. Foram considerados “fragmentos florestais” as áreas de vegetação nativa com continuidade de copa (estágios sucessionais médio e avançado e floresta primária), interrompidas por barreiras antrópicas ou naturais. Na Tabela 1 podem ser verificados as classes de uso e cobertura da terra e os pesos utilizados para calibragem dos modelos.

Os pesos biológicos foram definidos no trabalho de Santos (2013), com o auxílio de metodologia *ad hoc*, entrevistando oito especialistas em muriquis. Já os pesos econômicos foram definidos de acordo com o custo de oportunidade da terra para fins de restauração ecológica, ou seja, quanto maior a aptidão agrícola e/ou inviabilidade de restauração ecológica (afloramentos, área urbana, corpos d’água), maior o custo da restauração e maior o peso econômico. O custo médio considerado para a simulação foi de R\$ 15.000,00/ha em restauração (RODRIGUES et al., 2010). A sobreposição entre os corredores resultantes dos modelos 1 e 2 foi calculada com auxílio do programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

Foram realizadas mil simulações para cada um dos três corredores que conectam quatro fragmentos florestais que abrigam cerca de 80% dos indivíduos de muriquis da região (Figura 1). Os corredores gerados a partir do modelo (1) apresentaram uma área somada de 89 ha, sendo que 20,3 ha foram considerados de baixa permeabilidade para espécie (cafezal, pastagem, olericultura e mata em estágio inicial). O custo total de restauração calculado foi R\$ 172.800,00. Já o modelo (2) apresentou área total de 79 ha, sendo 16,5 ha considerados de baixa permeabilidade (Figura 2), totalizando um custo de restauração de R\$ 148.950,00. O cálculo do custo de restauração do modelo (2) foi 15% menor, o que representa uma economia de cerca de R\$ 24.000,00.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**  
**Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Tabela 1. Tipos de uso e cobertura da terra e seus respectivos pesos biológicos\* (permeabilidade da matriz) e econômicos\*\* (custo de oportunidade da terra para fins de restauração ecológica).

<b>Tipos de uso da terra</b>	<b>Peso biológico</b>	<b>Peso econômico</b>
Mata Inicial	10	30
Mata média	1	10
Mata avançada	1	10
Eucalipto	20	80
Cafezal	50	70
Olericultura	75	100
Pastagem	85	50
Pastagem abandonada	70	40
Corpos d'água	98	100
Afloramento rochoso	90	100000
Área urbana	100	100000
Estradas principais	90	100

\* Baseados em Santos (2013). \*\* Baseados em IEMA (2011).

Diante dessas simulações, podemos concluir que o melhor arranjo com o menor custo de restauração que permita a conectividade estrutural entre as populações selecionadas de muriquis é a combinação entre o Corredor Econômico 1 e os Corredores Ecológico 2 e 3, que totalizaria um custo de R\$ 139.950,00, economizando cerca de 20% do custo de restauração utilizando somente um dos modelos (Figura 3).

Além disso, houve sobreposição de mais de 60% entre as áreas dos corredores que consideram as necessidades ecológicas dos muriquis e aqueles que consideram áreas com baixa aptidão agrícola e, consequentemente, menor custo de restauração. Isto se dá devido à alta cobertura florestal do município em áreas de baixa aptidão agrícola e ao baixo custo de oportunidade da terra nas áreas florestadas. Com a implantação desses corredores, haverá um incremento significativo de área para cada população antes isolada (Tabela 2) e a conexão entre essas populações traria um aumento de diversidade genética. Por definição, uma metapopulação é um conjunto de populações conectadas por indivíduos que se movem entre elas (HANSKI; GILPIN, 1991) e isso significa que com os corredores poderia ser formada



uma metapopulação inicial aproximada de 62 muriquis-do-norte, que representaria um núcleo importante para a conservação da espécie.

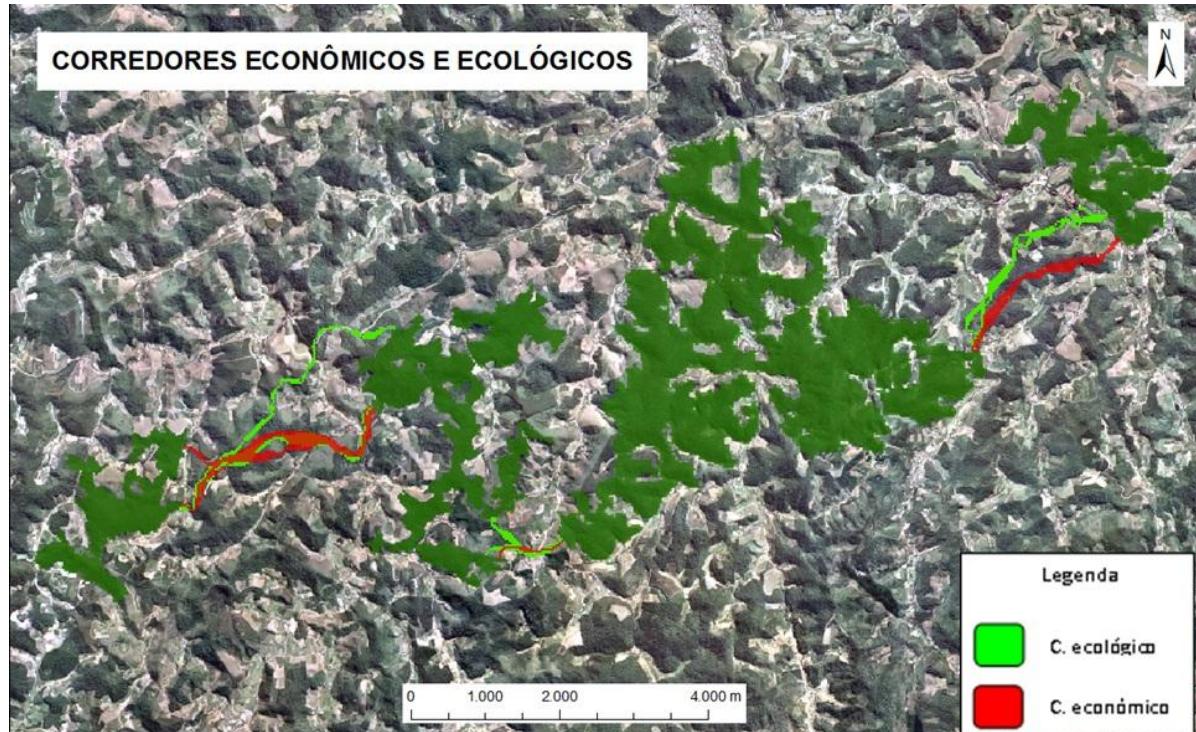


Figura 1. Mapa com as simulações dos três corredores ecológicos entre os quatro fragmentos florestais que abrigam as sete populações monitoradas de muriqui-do-norte.

Tabela 2. Localização e tamanho da população dos muriquis-do-norte dos cinco fragmentos florestais envolvidos na simulação dos corredores ecológicos (adaptado de MENDES et al., 2005).

Localidades	Coordenada geográfica (graus decimais)	Tamanho populacional aproximado
Rio das Pedras 1 e 2	-40.725384 -20.074636	20
Córrego do Ouro 1 e 2	-40.774877 -20.072018	16
Alto Santa Maria 1 e 2	-40.820800 -20.087247	10
São Sebastião de Belém	-40.687312 -20.048224	16
<b>Total</b>	<b>-</b>	<b>62</b>

Observa-se na Figura 2, que os Corredores Econômicos 1 e 2 e o Corredor Ecológico 2 são formados por áreas pequenas, menores que 5 ha, sendo necessário pouco esforço para sua restauração. Por existir uma relação direta entre a área e o custo para restauração, os três menores corredores também são os que possuem menor custo de restauração (Figura 3).

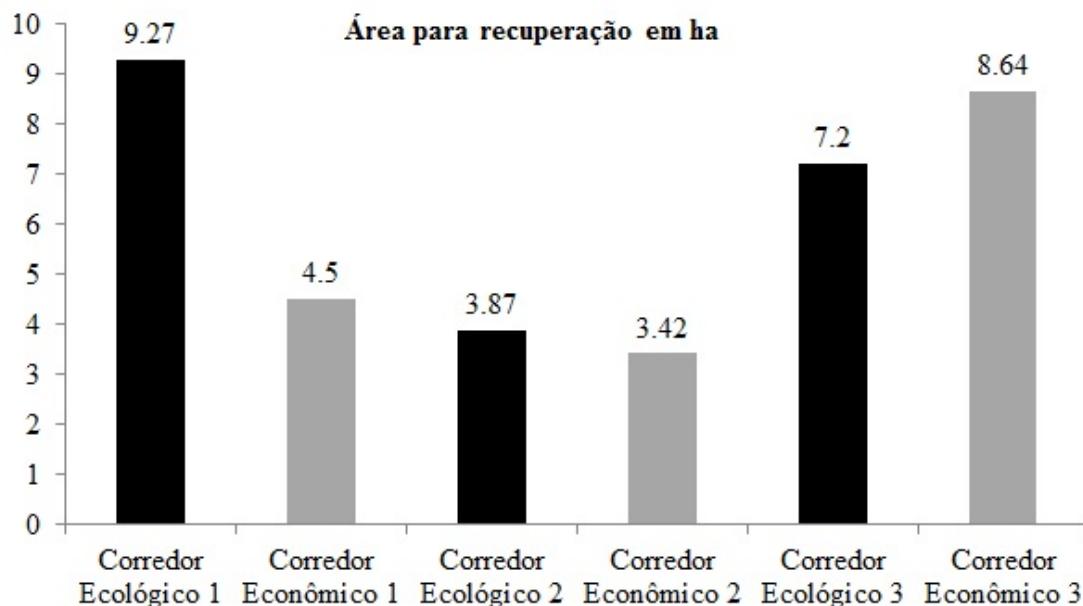


Figura 2. Área, em hectares, a ser reflorestada em cada corredor de acordo com o modelo simulado.

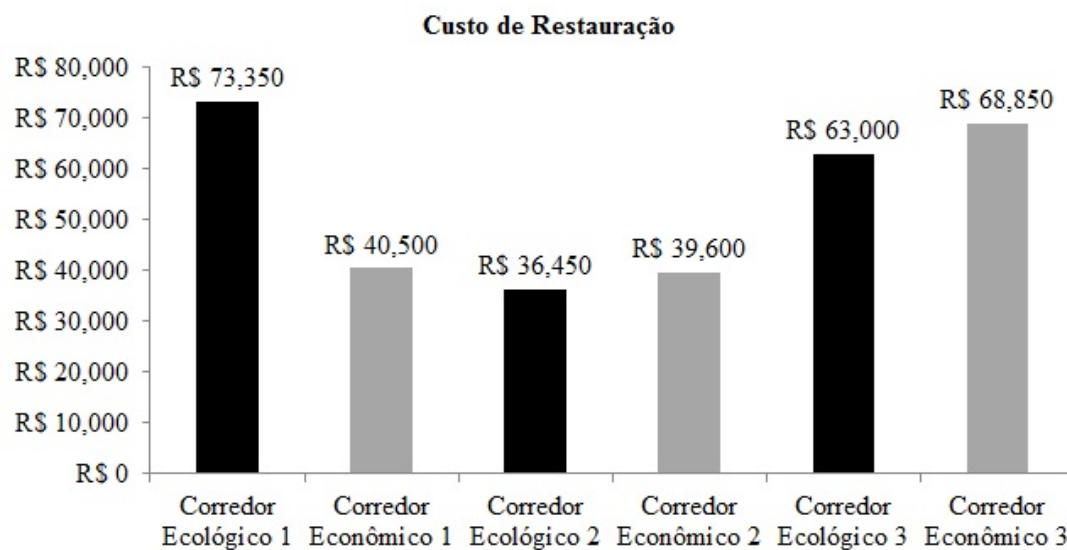


Figura 3. Custo estimado para restauração dos três corredores em cada um dos modelos simulados.

O custo total de implantação dos 3 corredores entre as sete populações de muriquido-norte priorizadas é relativamente baixo, considerando o valor dos projetos financiáveis pelas principais agências de fomento à conservação da biodiversidade. Porém nem sempre as áreas prioritárias para a conservação são as mesmas que possuem alta oportunidade de conservação, medida pelo nível de engajamento e/ou disposição dos proprietários rurais a conservarem e/ou recuperarem áreas com cobertura vegetal nativa em suas propriedades



(RAYMOND; BROWN, 2011). Programas de conservação da biodiversidade devem ser atrativos aos proprietários, diminuindo as barreiras para sua participação, resultando em uma maior adesão e maiores benefícios ecológicos (MOON; COCKLIN, 2011). Torna-se necessária então uma análise da “disposição a conservar” dos proprietários rurais inseridos na região priorizada para os corredores, correlacionando-a com fatores socioeconômicos e com o nível de adequação ambiental da propriedade, por meio de análises multivariadas (RAYMOND; BROWN, 2011). Para serem eficientes, as políticas públicas de conservação devem incorporar os principais fatores que impulsionam as mudanças de uso da terra, as necessidades alimentares de uma população crescente bem como reconhecer que os mercados globais e a livre circulação de pessoas e produtos podem contribuir para a melhoria da eficiência no uso da terra (GRAU; AIDE, 2008). Conclui-se que, para adoção de estratégias de conservação do muriqui, o planejamento de corredores estruturais baseados em critérios socioeconômicos e ecológicos possui um menor custo de implantação, além de facilitar a negociação com os proprietários rurais por serem áreas com menor aptidão agrícola. Estudos que abordem o nível de engajamento dos proprietários rurais aos programas de conservação podem auxiliar a formulação de políticas públicas mais efetivas para a conservação da biodiversidade em terras privadas.

## AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer a toda equipe do Projeto Muriqui-ES, a CAPES pela bolsa de doutorado da primeira autora e a USP/PROAP pelo financiamento de parte da pesquisa de campo.

## REFERÊNCIAS.

BIERRAGAARD Jr., R. O.; STOUFFER, P.C. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforests. pp. 138-155. In: LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD, Jr. R. O. (eds.). **Tropical forests remnants: ecology, managements, and conservation of fragmentated communities.** The University of Chicago Press, Chicago. 1997.

CAUGHLEY, G. Directions in conservation biology. **Jornal of Animal Ecology**, v. 63, n.2,



p. 215-244, apr. 1994

CHIARELLO, A. G.; F. R. De Melo. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. **International Journal of Primatology**, Londres, v. 22, n. 3, p. 379-396. 2001.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 89, n.1 p. 71-82, 1999.

CHIARELLO, A. G. Primates of Brazilian Atlantic forest: the influence of forest fragmentation on survival, p. 99-118. In: L.K. MARSH (Ed.). **Primates in fragments: ecology and conservation**. New York, Kluwer Academic & Plenum Publishers, 2003. 428p.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press. 1995.

GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. Minimum viable populations: processes of species extinctions. Pp. 19-34. In: M.E Soulé, (ed.), **Conservation Biology The Science of Scarcity and Diversity**. Sinauer Associates Inc., Sunderland. 1986.

GRAU, H.; AIDE, M. Globalization and land-use transitions in Latin America. **Ecology and Society**, v.13, n.12, p.16, 2008.

HANSKI, I.; GILPIN, M. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 42, p. 3–16. 1991.

IEMA. INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESPÍRITO SANTO. 2011. **Projeto ProdutorES de Água**. 2011. Disponível em: <<http://www.meioambiente.es.gov.br/default.asp>>. Acesso em: 19 Jan. 2011.

LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for



biological control. **Bulletin of Entomological Society of America.** v. 15, p. 237-240. 1969.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution**, v. 17, p. 373-387. 1963.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton Univ. Press, Princeton. 1967.

MENDES, S. L., SANTOS R. R., CARMO, L. P. Conserving the northern muriqui in Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. **Neotropical Primates**, V. 13(Suppl.), p. 31-35. Dec. 2005.

MENDESM, S. L.; DE OLIVEIRA, M. M.; MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A.B. 2008. *Brachyteles hypoxanthus*. In: IUCN 2013. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2**. Disponível em: <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acesso em: 27 Jan. 2014.

MOON, K.; COCKLIN, C. Participation in biodiversity conservation: Motivations and barriers of Australian landholders. **Journal of Rural Studies**, v. 27, p. 331–342, 2011.

PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, F. A. S.; DE MARCO JR., P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes. In: ROCHA, C.F.E. (Org.). **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos, SP: RIMA Editora, 2006. p257-292.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R., MARIANO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1178-1190, 2009.

PINTO, N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, v. 24, p. 253–266, 2008.



RAYMOND, C. M.; BROWN, G. Assessing conservation opportunity on private land: socio-economic, behavioral, and spatial dimensions. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 2513–23, 2011.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI=, F., Hirota, M. M. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141–1153. 2009.

RIBON, R. **Aves em fragmentos de Mata Atlântica do sudeste de Minas Gerais: incidência, abundância e associação à topografia.** 2003. 123p. PhD thesis, UFMG Belo Horizonte, MG,

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2567-86, 2004.

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing.** 2012. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 23 Nov. 2012.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I.(Orgs.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica:** referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 3 Ed. São Paulo: LCB/ESALQ/USP, 2010. 590p.

SANDERSON, J.; ALGER, K.; FONSECA, G. A. B.; GALINHO-LEAL, C.; INCHAUSTY, V. H.; MORRISON, K. **Biodiversity conservation corridors: planning, implementing, and monitoring sustainable landscapes.** Washington, DC: Conservation International. 2003.

SANTOS, B. S. **Modelos de Dispersão Populacional do muriqui-do-norte, Brachyteles hypoxanthus (Primates, Atelidae).** 2013. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas - Biologia Animal, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental

Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

SEOSANE, C. E. S.; DIAZ, V. S.; SANTOS, T. L.; FFROUFE; L. C. M. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 30, n. 63, p. 207-216, out. 2010.

THEOBALD, D. M. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscapes networks. In: Crooks, K.R., Sanjayan, M. (Eds.). **Connectivity Conservation**. Cambrigde University Press, New York, 2006. p. 416-443.

TILMAN, D., R. et al. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, London v. 371, p. 65-66. 1994.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7-19, 2000.

VLEESCHUWER, K. M.; RABOY, B. E. Multilevel and Transdisciplinary Approaches to Understanding Endangered Primates in Complex Landscapes: Golden-Headed Lion Tamarins in Southern Bahia, Brazil. In: MARSH, L.K.; CHAPMAN, C.A (Ed.). **Primates in Fragments - Complexity and resilience**. Série Developments in Primatology: Progress and Prospects (Editor: Lousie Barrett). New York, Springer. 2013. 537p.



## CÓDIGO FLORESTAL: DONOS DE TERRA E LATIFUNDIÁRIOS IMPRODUTIVOS CONSTRUINDO UMA LEI AMBIENTAL

Paulo Roberto Cunha<sup>1</sup>; Neli Aparecida de Mello-Théry<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Especialista em direito ambiental e professor universitário; mestre em ciência ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo (PROCAM/USP) - paulorobertocunha@usp.br.

<sup>2</sup>Doutora em Geografia pela Universidade de São Paulo (USP) e pela Université de Paris Ouest-Nanterre-La Défense; professora associada da Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH) e do Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo.

### RESUMO

Considerando que as características subjetivas do tomador de decisão é um dos fatores que influenciam a elaboração de uma política pública, o presente trabalho analisa a simetria existente entre os deputados que aprovaram o projeto de lei inicial de desmonte do antigo Código Florestal, que diminuía as exigências ambientais para os donos de terra, e sua condição de ser membro da bancada ruralista, proprietário rural e latifundiário.

**PALAVRAS-CHAVE:** Código Florestal, política pública, bancada ruralista.

### ABSTRACT

Considering that decision makers' subjective characteristics is one of the factors that influence the development of a public policy, this paper analyzes the symmetry among the congressmen who approved the initial bill that disassembled the former Brazilian Forest Act, reducing environmental requirements for landowners, and their status as rural caucus members and large rural landowners.

**KEYWORDS:** Brazilian Forest Act, public policy, Brazilian Congressional rural caucus.

### INTRODUÇÃO

O desmonte do antigo Código Florestal Brasileiro (CFB) (Lei Federal nº 4.771/1965) foi decorrência de um processo político-legislativo extremamente conflituoso, com a interação complexa de uma multiplicidade de elementos, como a movimentação de atores públicos e privados, as influências institucionais, as ações dos mais diversos grupos de interesses, especialmente os econômicos, e a hegemonia do Poder Executivo sobre o Legislativo. Dentre esses fatores, as características subjetivas dos tomadores de decisão, suas ideologias e suas convicções também foram importantes. Nesse contexto, o presente artigo foca na Comissão Especial Temporária de Reforma do Código Florestal, instalada na Câmara Federal, em Brasília-DF, onde 18 deputados aprovaram, por maioria de votos, um projeto de lei de grande retrocesso ambiental, que culminou na revogação do CFB.



## **OBJETIVO**

Analisar determinadas características subjetivas dos parlamentares que compuseram a referida comissão, estabelecendo uma relação com a tomada de decisão.

## **IMPORTÂNCIA**

Procura-se refletir a respeito das regras do Congresso Nacional, que permitem que representantes de uma oligarquia rural minoritária tenham força para influenciar significativamente na derrubada de uma política ambiental, sobrepondo seus interesses particulares ao interesse público do meio ambiente ecologicamente equilibrado.

## **MÉTODO E PROCEDIMENTOS**

Para alcançar os objetivos propostos, foram realizadas pesquisas bibliográficas e levantamentos de dados em diversas instituições, como o Tribunal Superior Eleitoral e a Câmara dos Deputados.

## **RESULTADOS**

O quadro 1 da página seguinte mostra os deputados que compunham a Comissão Especial Temporária de Reforma do Código Florestal, instalada na Câmara Federal, e que participaram da votação ocorrida em 06 de julho de 2010, destinada à aprovação do substitutivo de projeto de lei elaborado pelo relator Aldo Rebelo (PCdoB/SP). Esse texto é considerado o embrião da Lei Federal nº 12.651/2012, que viria a substituir o CFB em maio de 2012. O quadro 1 sintetiza os dados levantados por Cunha (2013) a respeito dos 13 deputados da referida comissão que votaram a favor (F) do relatório Rebelo e dos 5 que foram contra (C). Observa-se, em linhas gerais, uma simetria entre a decisão do deputado de aprovar um projeto de lei com retrocessos ambientais e sua condição de ser ruralista e dono de terra.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**  
**Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Quadro 1. Votação do relatório Rebelo – Comissão Especial do CFB – 06 de julho de 2010

	Deputado Partido/UF	Votos Favorável (F) Contra (C)	Ruralist a* ■	Proprietário de terra (2006)** X
Bloco PMDB, PT, PP, PR, PTB,	Anselmo de Jesus PT/RO	F		X
	Dr. Rosinha PT/PR	C		-
	Ernandes Amorim PTB/RO	F	■	X
	Homero Pereira PR/MT	F	●	X
	Luis Carlos Heinze PP/RS	F	●	X
	Moacir Micheletto PMDB/PR	F	●	X
	Reinold Stephanes PMDB/PR	F		-
	Paulo Piau PMDB/MG	F	●	X
	Valdir Colatto PMDB/SC	F	●	X
	Cesar Silvestri PPS/RS	F	●	X
Bloco PSDB, DEM, PPS	Duarte Nogueira PSDB/SP	F	●	
	Marcos Montes DEM/MG	F	●	X
	Moreira Mendes PPS/RO	F	●	X
	Ricardo Tripoli PSDB/SP	C		-
PSB, PDT, PCdoB, PNM	Aldo Rebelo PCdoB/SP	F	■	-
	Rodrigo Rollemberg PSB/DF	C	■	X
PV	Sarney Filho PV/MA	C		-
PHS	Ivan Valente PSOL/SP	C		X

● Parlamentar ruralista incluído na lista do DIAP, segundo Costa (2012).

■ “Parlamentar ruralista identificado” pelos critérios de Costa (2012) e fora da lista do DIAP.

■ Coalizão Governo Lula (março a dezembro de 2010): PCdoB, PDT, PMDB, PP, PR, PRB, PSB, PT, PTB.

Fontes: Câmara dos Deputados (2009, 2011a, 2011b), Pasquarelli (2011, p. 80), \* Costa (2012, anexo C), \*\* Tribunal Superior Eleitoral (TSE/2006) <<http://www.tse.jus.br/eleicoes/eleicoes-anteriores-2006/eleicoes-2006>>. Acesso em 15 de novembro de 2012.

Org.: Cunha, P. R



Depreende-se que, dos 13 deputados que aprovaram referido projeto de lei: (i) 2 não eram ruralistas (Anselmo de Jesus e Reinold Stephanes<sup>31</sup>); (ii) 9 eram ruralistas de acordo com a lista do Departamento Intersindical de Assessoria Parlamentar (DIAP)<sup>32</sup>; (iii) e 2 eram “ruralistas identificados”, segundo os critérios de Costa (2012, anexo C)<sup>33</sup>, a saber: Ernandes Amorim e Aldo Rebelo.

Rebelo é considerado ruralista por Costa (2012) em razão do “apoio ideológico” que ele deu às pretensões dessa bancada quando foi relator da comissão em tela.

Amorim é indiscutivelmente ruralista, apesar de não figurar na lista do DIAP, senão vejamos. Em 2004, ele foi preso pela Polícia Federal acusado de chefiar uma quadrilha envolvida em desvio de dinheiro público, formação de empresas fantasmas para ganhar licitações, grilagem de terra e exploração ilegal de minério (SALINA, 2004). Em 2008 foi acusado de ter desmatado ilegalmente 1.674 ha. em Rondônia e multado pelo IBAMA em R\$ 4,1 milhões (ÉBOLI, 2008, p.15). Acusado de crimes e danos ao meio ambiente, Sua Excelência figurou como réu em duas ações civis públicas propostas pelo IBAMA, perante a 5ª Vara Federal de Rondônia<sup>34</sup>, e foi investigado em inquéritos pelo Supremo Tribunal Federal<sup>35</sup>. Verifica-se, pois, que as regras do Congresso Nacional permitiram que um parlamentar com tais deméritos pudesse participar diretamente da revogação de uma lei ambiental que transgrediu e da elaboração de um substitutivo que poderia anistiá-lo de algumas infrações.

A quarta coluna do Quadro 1 assinala os deputados da Comissão Especial que participaram da votação do projeto Rebelo e que eram proprietários rurais em 2006<sup>36</sup>. Verifica-se que, dos 13 deputados que votaram a favor do relatório Rebelo, 10 eram donos de terra (Jesus, Montes, Amorim, Micheletto, Mendes, Piau, Henzie, Silvestri, Pereira e Colatto),

<sup>31</sup>Reinold Stephanes pode não ser ruralista pelos critérios de Costa (2012), mas foi um exímio defensor dos interesses do agronegócio no processo de revisão do CFB. Sua página na *internet* (<http://stephanes.com.br/>) mostra que ele é um apoiador ideológico dos ruralistas.

<sup>32</sup>O DIAP classifica como ruralista não só o parlamentar proprietário rural ou da área de agronegócios, mas também “aquele que assuma sem constrangimento a defesa dos pleitos da bancada, não apenas em plenários e nas comissões, mas em entrevistas à imprensa e nas manifestações de plenário” (DIAP, 2006, p.31).

<sup>33</sup>Costa (2012, p.20-21) chama de “ruralistas identificados” os parlamentares fora da lista do DIAP e que não assumiram pertencer à bancada ruralista, mas que reúnem todas as condições materiais para tanto.

<sup>34</sup>Fonte: Tribunal Regional Federal da Primeira Região, Seção Judiciária de Rondônia <<http://www.trf1.jus.br/index.htm>>. Acesso em 21 de agosto de 2012.

<sup>35</sup>Fonte: Supremo Tribunal Federal <<http://www.stf.jus.br>>. Acesso em 21 de agosto de 2012.

<sup>36</sup>CUNHA (2013, p.147-152) esmiúça os imóveis rurais que foram declarados pelos 18 parlamentares da Comissão Mista ao Tribunal Superior Eleitoral (TSE), por ocasião da campanha eleitoral de 2006.



dos quais 4 possuíam propriedades rurais cuja soma ultrapassava a cifra de R\$ 1 milhão: Pereira (R\$ 1.271.498,00), Henzie (R\$ 1.192.749,90), Silvestri (R\$ 1.135.226,36) e Mendes (R\$ 1.106.685,61) (CUNHA, 2013, p.147-152).

Portanto, de forma geral, dos 18 deputados relacionados no Quadro 1, 12 eram donos de imóveis rurais, dos quais 10 foram a favor do relatório Rebelo e 2 foram contra. Essa descrição mostra que, em linhas gerais, há uma simetria entre a aprovação do relatório Rebelo e a condição do deputado ser proprietário de terra. Isso confirma que as “características subjetivas do tomador de decisão” influenciam na formação de uma política pública, tal como apregoa Mancuso (2007, p.130-132) e que as “concepções de mundo” e ideias também constrangem o comportamento dos atores políticos (CALDAS, 2007, p.26).

Para refinar esse exame, a seguir procura-se compreender a categoria fundiária das propriedades dos 10 deputados donos terra que foram favoráveis ao relatório Rebelo. O Quadro 2 abaixo mostra que 4 deles (Amorim, Pereira, Montes e Mendes) eram latifundiários entre os anos de 2003 e 2006:

Quadro 2. Os latifundiários<sup>37</sup> que votaram a favor do relatório Rebelo em 06 de julho de 2010

Deputado Partido/UF Voto	Fontes	Propriedade Localização	Área (ha.)	Categoria Fundíaria Produtividade (declarada)	Latifúndio (motivo)
<u>Ernandes</u> <u>Amorim</u> (PTB/RO)	INCRA (2003 apud COSTA, 2012)	Fazenda Pouso Feliz (Ariquemes-RO)	247	Média propriedade IMPRODUTIVA	LATIFUNDIO (improdutividade)
	INCRA (2003 apud COSTA, 2012)	Fazenda Planalto Alto (Taquari- MT)	242	Média propriedade IMPRODUTIVA	LATIFUNDIO (improdutividade)
<u>Homero</u>	INCRA (2003 apud	Fazenda J. Joyce (Novo S.	900	Média propriedade	LATIFUNDIO (improdutividade)

<sup>37</sup>Latifúndio é o imóvel rural que excede a 600 vezes o módulo fiscal (m. f.) ou aquele que, não excedendo tal limite e “tendo dimensão igual ou superior a um módulo fiscal, seja mantido inexplorado em relação às possibilidades físicas, econômicas e sociais do meio, com fins especulativos” (BRASIL, 1964, 1980). O minifúndio possui menos de 1 m. f.; a pequena propriedade compreende 1 a 4 m. f.; a média propriedade possui área superior a 4 m. f. e até 15 m. f.; e a grande propriedade é aquela com mais de 15 m. f., independentemente de sua produtividade (BRASIL, 1993).



<u>Pereira</u> (PR/MT)	COSTA, 2012)	Joaquim-MT)	IMPRODUTIVA		
	TSE-2006	Fazenda N. S. das Graças (Nossa Sra. do Livramento-MT)	6.810,2506	Grande propriedade (produtividade não informada)	LATIFUNDIO (acima de 600 módulos fiscais)
		(1 m. f. = 80 ha.)			
<u>Marcos</u> <u>Montes</u> (DEM/MG)	INCRA (2003 apud COSTA, 2012) e	Fazenda Mineira II (Barra do Bugres-MT)	649	Média propriedade IMPRODUTIVA	LATIFUDIO (improdutividade)
	TSE-2006				
<u>Moreira</u> <u>Mendes</u> (PPS/RO)	INCRA (2003 apud COSTA, 2012) e	Fazenda Três Capelas (Candeias do Jamari-RO)	876	Média propriedade IMPRODUTIVA	LATIFUDIO (improdutividade)
	TSE-2006				

Fonte: Câmara dos Deputados (2011b), INCRA (2003, apud COSTA 2012, anexo D) e Tribunal Superior Eleitoral – Eleições de 2006 (TSE-2006) <<http://www.tse.jus.br/eleicoes/eleicoes-anteriores-2006/eleicoes-2006>>. Acesso em 15 de novembro de 2012.

Org.: Cunha, P. R.

Os dados do Quadro 2, assim como toda a análise realizada para compreender a categoria fundiária das propriedades dos 10 deputados em relevo, foi feita com apoio na dissertação de mestrado de Costa (2012) que, a partir do banco de dados do TSE (eleições de 1998, 2002, 2006 e 2010) e do cadastro do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), referente ao ano de 2003, investigou as declarações de propriedade feitas pelos parlamentares da bancada ruralista.

Aliás, Costa (2012, p.241-242) ressalta que o cenário apresentado a respeito da concentração de terra nas mãos dos referidos deputados tem suas fragilidades e pode apresentar distorções. Segundo a autora, os dados analisados são fruto de declarações feitas pelos próprios políticos, que contam com “brechas” institucionais que lhe dão a possibilidade de esconder sua realidade patrimonial.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**  
**Dezembro, 2013**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental**  
**Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

Voltando aos dados apresentados no Quadro 2, verifica-se que Amorim, Montes e Mendes, todos favoráveis ao relatório Rebelo, são considerados latifundiários porque declararam a improdutividade de suas terras para o INCRA no ano de 2003. O mesmo acontece com Homero Pereira em relação às fazendas Planalto Alto e J. Joyce. Pereira também é considerado latifundiário em razão da Fazenda Nossa Senhora das Graças que, apesar de produtiva, possui 6.810,2506 ha., que excede a 600 vezes o módulo fiscal da região, que é de 80 ha.

Apesar de o Quadro 2 ter sido montado com dados do ano de 2003, é certo que Mendes, Montes e Pereira mantiveram a propriedade dos mesmos latifúndios por ocasião da campanha eleitoral de 2006 (ver CUNHA, 2013, p.147-152), o que leva a crer que essa situação se manteve na votação do PL Rebelo, em julho de 2010.

Além dos mencionados latifúndios, apurou-se que Amorim, Pereira, Montes e Mendes eram donos de outras propriedades rurais entre os anos de 2003 a 2006, o que reforça a condição de concentração de terras nas mãos dos políticos ruralistas que votaram a favor do relatório Rebelo (CUNHA, 2013, p.155).

Além dos 4 latifundiários citados anteriormente, o grupo dos 10 deputados donos de terras que votaram a favor do relatório Rebelo em julho de 2010, conta ainda com 3 grandes proprietários rurais: Henzie, Colatto e Silvestri, conforme detalha o Quadro 3 a seguir:

Quadro 3. Grandes proprietários de terra que votaram a favor do relatório Rebelo em julho de 2010

Deputado/Partido/UF	Propriedade declarada/Localização/Área e justificativa para ser grande propriedade
<b>Luis Carlos Henzie</b> (PP/RS)	A soma das suas “frações de campos e matos”, em São Borja-RS, totaliza 1.449,5 ha., equivalente a 72,475 m. f. (considerando o m. f. em São Borja-RS = 20 ha.)
<b>Valdir Colatto</b> (PMDB/SC)	Fazenda de 1.063 ha. em Vilhena-RO, equivamente a 17,717 m. f. (considerando o m. f. em Vilhena-RO = 60 ha.)  Área de terras (1.000 ha.) Vilhena-RO, equivalente a 16,667 m. f. (considerando o m. f. em Vilhena-RO = 60 ha.)
<b>Cesar Silvestri</b> (PPS/PR)	A soma das propriedades em Guarapuava-PR totaliza 773,76 ha., equivalente a 42,987 m. f. (considerando o m. f. em Guarapuava-PR = 18 ha.)  A soma das propriedades em Palmital-PR, totaliza 601,70 ha., equivalente a 30,085 m. f. (considerando o m. f. em Palmital-PR =



---

20 ha.)

Fonte: Câmara dos Deputados (2011b) e Tribunal Superior Eleitoral – Eleições de 2006 (TSE-2006) <<http://www.tse.jus.br/eleicoes/eleicoes-anteriores-2006/eleicoes-2006>>. Acesso em 15 de novembro de 2012.  
Org.: Cunha, P. R.

Os demais deputados proprietários de terras que votaram a favor do relatório Rebelo e que não foram citados nos Quadros 2 e 3 (Jesus, Micheletto e Piau), declararam ao INCRA, em 2003, possuir pequenas propriedades ou minifúndios, ou então áreas sem especificação de tamanho, segundo Costa (2012).

Assim, é possível dizer que a improdutividade e a concentração de terra nas mãos dos decisores foram fatores que, juntamente com outros elementos, refletiram na construção do novo Código Florestal.

## CONCLUSÃO

Os resultados demonstram que existe uma simetria entre os deputados que aprovaram um projeto de lei que diminuía as exigências ambientais para os donos de terra e a condição do parlamentar ser membro da bancada ruralista, proprietário rural e latifundiário. A preponderância de políticos proprietários rurais (10 dos 13 que votaram a favor do relatório Rebelo, dentre os quais 4 latifundiários e 3 grandes proprietários) contribui para explicar em parte a aprovação de uma proposta que trazia benefícios à classe dos donos de terra. É plausível admitir que, na votação do projeto embrionário na Comissão Especial do CFB, interesses particulares se sobrepuseram ao interesse público do meio ambiente ecologicamente equilibrado, fato que se deve, inclusive, às regras internas do próprio Congresso Nacional, que permitem que representantes de uma oligarquia rural minoritária na sociedade brasileira tenham força para contribuir significativamente na construção de políticas ambientais de alta complexidade científica e de grande importância para as pessoas.

## REFERÊNCIAS:

BRASIL. Lei Ordinária nº 4.504, de 30 de novembro de 1964. Dispõe sobre o Estatuto da Terra, e dá outras providências. **Diário Oficial**. Brasília, DF, 30 nov. 1964, p. 49 (sup).



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

BRASIL. Decreto 84.684, de 6 de maio de 1980. Regulamento a Lei nº 6.746, de 10 de dezembro de 1979, que trata do Imposto sobre Propriedade Territorial Rural e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 07 mai. 1980. Seção 1, p. 8050.

BRASIL. Lei Ordinária nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre a regulamentação dos dispositivos constitucionais relativos à reforma agrária, previstos no Capítulo III, Título VII, da Constituição Federal. **Diário Oficial**. Brasília, DF, 26 fev. 1993, p. 2349.

CALDAS, Eduardo L. **Formação de agendas governamentais locais: o caso dos consórcios intermunicipais**. 2007. 227 f. Tese (Doutorado em Ciência Política) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo (FFLCH-USP), São Paulo, 2007.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. **Constituição da Comissão Especial destinada a proferir parecer ao Projeto de Lei nº 1.876-A, de 2009**, do deputado Sérgio Carvalho. Diário da Câmara dos Deputados, p. 53.544, Brasília, DF, 30 set. 2009.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. Brasília, DF. **Conheça os Deputados**. Disponível em: <<http://www2.camara.gov.br/deputados/pesquisa/>> Acesso entre 25 a 30 nov. 2011a

CÂMARA DOS DEPUTADOS. **Ficha de tramitação do Projeto de Lei nº 1.876 de 1999 e apensos**. Disponível em <<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=17338>>. Acesso em 01 dez. 2011b.

COSTA, SANDRA H. G. **Questão Agrária do Brasil e a Bancada Ruralista do Congresso Nacional**. 2012. 325 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Geografia Humana do Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, 2012.

CUNHA, P. R. **O Código Florestal e os processos de formulação do mecanismo de compensação de reserva legal (1996-2012): ambiente político e política ambiental**. 2013.



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

255 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (PROCAM) da Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, 2013.

DIAP. Departamento Intersindical de Assessoria Parlamentar. **Radiografia do Novo Congresso – Legislatura 2007-2011**. Brasília: Série Estudos Políticos, ano IV, nov. 2006. Disponível em: <<http://www.diap.org.br/>> Acesso em 16 mai. 2012.

ÉBOLI, Evandro. Nome de senador e deputado constam da lista de desmatadores da Amazônia. **O Globo**, Rio de Janeiro. 11 out. 2008. O País, p. 15.

MACUSO, Wagner P. **O lobby da indústria no Congresso Nacional: empresariado e política no Brasil contemporâneo**. São Paulo: Humanitas: Edusp, 2007.

PASQUARELLI, Bruno V. L. **Formação de Coalizões, apoio legislativo e atuação partidária no presidencialismo brasileiro**. 2011. 138 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Política) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Política, do Centro de Educação e Ciências Humanas da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

SALINE, Nilton. PF prende ex-senador e mais 20 pessoas acusadas de fraude. **O Estado de S. Paulo**. 6 de agosto de 2004. p. A-10. Nacional.



## GÁS DE XISTO AMERICANO E O ETANOL BRASILEIRO

Danielle Mendes Thame Denny<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Advogada formada pela Pontifícia Universidade de São Paulo. Mestre em Comunicação na Contemporaneidade pela Faculdade Cásper Líbero. Professora da Universidade Paulista. Advogada do escritório Pinheiro Pedro Advogados. Jornalista da revista Ambiente Legal. <http://lattes.cnpq.br/8898848038418809> – danielledenny@hotmail.com.

### **RESUMO**

O presente trabalho, apresentado em forma de pôster no I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental, expôs os principais pontos levantados até o momento pelo projeto de pesquisa de doutorado que pretende estudar os impactos que o barateamento da produção energética a partir do gás de xisto, principalmente nos Estados Unidos e Canadá, terá sobre o etanol brasileiro. Não apresentou conclusões, pois trata-se de estudo em fase inicial.

**PALAVRAS CHAVE:** Meio Ambiente, Energia, Gás de Xisto, Etanol, Políticas Públicas

### **ABSTRACT**

This work presented as a poster at the symposium (I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental) outlined the mainpoints raised by a project of doctoral research on the impact that inexpensive energy production from shale gas, primarily in the United States and Canada, will have on Brazilian ethanol. Did not present conclusions because the study is in its initial phase.

**KEYWORDS:** Environment, Energy, Shale Gas, Ethanol, Public Policy

### **INTRODUÇÃO**

Em termos de produção de etanol, o Brasil assume uma posição de destaque, o PIB sucroenergético foi de US\$ 28,2 bilhões, equivalente a quase 2% do PIB nacional ou à quase totalidade da riqueza gerada em um ano por um país como o Uruguai (SOUSA, 2010, p.21). Mas aplicadas puramente as leis de mercado, a agroenergia não tem competitividade. O rendimento do carro flex quando movido a etanol, mesmo com os avanços tecnológicos atuais, é em torno de 25% menor que o rendimento com gasolina.

Outros países não adotam o etanol como combustível direto, apenas como aditivo da gasolina. Além disso, no Brasil, não há qualquer reserva de mercado, nem os veículos oficiais são obrigados a serem abastecidos com o etanol. Políticas públicas, como a isenção de IPI, sobre os automóveis não têm sido condicionadas ao uso do combustível ou à maior eficiência com etanol dos veículos agraciados com o benefício. Portanto, a decisão fica a cargo totalmente do condutor no ato do reabastecimento. Assim, se o preço na bomba não estiver 25% menor o consumidor vai tender a abastecer seu veículo com gasolina.



No tocante especificamente ao gás de xisto, seu avanço precisa ser contido por políticas públicas embasadas em valores de sustentabilidade e de planejamento de longo prazo. Isso porque, além de não ser um combustível renovável e de contribuir para o aquecimento global as consequências ambientais da extração podem superar eventuais ganhos sociais do barateamento da energia.

É característica do gás de xisto impregnar toda a formação geológica, assim, as formas de extração, inclusive a mais moderna técnica de fratura hidráulica pode ocasionar vazamentos e contaminação de aquíferos de água doce. Ademais, essa técnica demanda grande volume de água, que pode retornar à superfície, poluída. As técnicas de purificação dessa água tendem a ser caras e a própria captação do recurso hídrico para esse fim concorre com outros usos preferenciais, como, por exemplo, o abastecimento humano.

A finalidade do esforço investigativo será contribuir para o melhor entendimento dos diversos incentivos e desincentivos que condicionam atualmente o mercado sucroenergético, e que podem ser aplicados ao futuro mercado de gás de xisto, para, assim, contribuir a elaboração de programas consistentes e coordenados de fomento para a agroenergia, garantindo a competitividade do mercado sucroenergético. Além disso especificar condicionantes e especificidades que precisem ser aplicadas para garantir uma exploração segura para o gás de xisto frente ao potencial de degradar o ambiente, principalmente pela contaminação dos recursos hídricos.

## JUSTIFICATIVA

O Brasil tem grande potencial para liderar a transição para a economia verde, principalmente por seu potencial de desenvolver diversas formas de energia renovável, como é o caso do etanol. Mas parece ainda reticente quanto ao fato de realmente assumir esse desafio e usar de seu poder de fiscalização, incentivo e planejamento para contribuir com os esforços globais de transição de modelo econômico e energético, para combate ao aquecimento global. Parecem ser praticamente ausentes os incentivos à tecnologias limpas, e à comercialização de créditos de carbono. Além disso, parece faltar coordenação às políticas públicas de incentivo, há exemplos que indicam promover a economia marrom e desestimular a verde, como é o caso do preço da gasolina ser mantido abaixo do preço de mercado artificialmente. O presente trabalho transdisciplinar pretende contribuir para identificar o que



já vem sendo praticado positiva e negativamente e o que pode ser implementado a fim de melhorar a eficiência e a coordenação do sistema, principalmente com relação ao gás de xisto e ao etanol brasileiro.

### **ESTADO DA ARTE RELATIVO AO TEMA OBJETO DA PESQUISA**

Ainda é incipiente o estudo do gás de xisto no Brasil, isso foi reconhecido pela Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) e pela Academia Brasileira de Ciências (ABC) que manifestaram sua preocupação em virtude do anúncio da Agência Nacional do Petróleo (ANP) da inclusão desse gás na licitação de campos de gás natural em bacias sedimentares brasileiras. Na área de Direito Econômico não foi encontrado nenhum texto que delimita quais políticas públicas para regulação do mercado são possíveis de acordo com os dispositivos jurídicos nacionais e internacionais para conter o avanço desse gás na matriz energética mundial. Existem excelentes estudos sobre comércio internacional, sobre agroenergia e sobre direito econômico que precisam ser cruzados com os dados específicos do mercado energético para fundamentar a presente pesquisa.

### **OBJETIVOS**

A pesquisa terá como objetivo principal responder à pergunta: quais regulações do mercado e limites ao poder econômico são possíveis e recomendáveis para garantir a competitividade do mercado sucroenergético e prevenir uma exploração irresponsável do gás de xisto? A CIDE Contribuição para Intervenção no Domínio Econômico seria eficaz e suficiente? Pretende-se poder propor políticas públicas eficazes, fornecendo elementos para a atuação do Estado como condutor da política econômica rumo à sustentabilidade socioambiental, agente econômico formulador e gestor de políticas públicas que restrinjam e condicionem a livre concorrência. Assim, descrevendo formas e possibilidades de utilização da intervenção no domínio econômico no setor sucroenergético, pretende-se contribuir para superar a livre competição da energia renovável com a energia barata proveniente do xisto, respeitando as possibilidades previstas nas leis nacionais e nos tratados internacionais para assim contribuir com o desenvolvimento socioambientalmente responsável.



## METODOLOGIA DE PESQUISA

A pesquisa contará com estudo bibliográfico transdisciplinar, análise de casos concretos implementados no Brasil e em outros países e com entrevistas com especialistas no mercado nacional e internacional. A análise precisará levar em conta conhecimentos principalmente das áreas de Meio Ambiente, Direito Econômico, Economia e Relações Internacionais. Inicialmente serão descritas as falhas de mercado relativas ao setor de uma forma geral, em seguida será feito um histórico da regulação econômica desde o Proálcool até o momento, para depois abordar conceitos de regulação e de poder de mercado que pode levar ao exercício abusivo e à adoção de outras condutas anticompetitivas, sem respeito a critérios socioambientais. Na segunda parte, será feito um levantamento dos riscos decorrentes da exploração desenfreada do gás de xisto, bem como das normas nacionais e internacionais aplicáveis, como um estudo de caso da regulação americana e brasileira. Em seguida será detalhada a espécie tributária Contribuição de Intervenção no Domínio Econômico – CIDE. Nesse ponto, será feita uma análise crítica dos critérios econômicos, políticos e concorrenceis que evolveram a aplicação desse tributo aos combustíveis fósseis e podem possivelmente impactar uma futura regulação semelhante. Na terceira parte, será feito um levantamento sobre os projetos de incentivos, como por exemplo, o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo - MDL aplicáveis ao setor sucroenergético. Serão analisadas as iniciativas já implementadas e outras oportunidades que possam existir para por meio do comércio de carbono aumentar a competitividade da energia limpa em detrimento da proveniente dos derivados de hidrocarbonetos. Ao final da pesquisa pretende-se sugerir políticas públicas eficazes, fornecendo elementos para a atuação do Estado como condutor da política econômica rumo à sustentabilidade socioambiental, agindo tanto como agente econômico formulador como gestor de políticas públicas que restrinjam e condicionem a livre concorrência.

## REFERÊNCIAS.

CORREIA NETO, Celso de Barros. **O avesso do tributo:** incentivos e renúncias fiscais no direito brasileiro. 2013. Tese (Doutorado em Direito Econômico e Financeiro) - Faculdade de Direito, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013. Disponível em:



**Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental**

**Dezembro, 2013**

**Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo**

<<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/2/2133/tde-15082013-084732/>>. Acesso em:  
2013-09-04.

DUA LIBE, Allan K. (Org.). **Combustíveis no Brasil**. Rio de Janeiro: Synergia : Centro de Estudos de Energia e Desenvolvimento, 2012.

SOUZA, Eduardo L. Leão de (Org.) **Etanol e bioeletricidade: a cana-de-açúcar no futuro da matriz energética**. São Paulo: Luc Projetos de Comunicação, 2010.

SPERS, Valéria Rueda Elias (Org.). **Sustentabilidade e o setor sucroenergético**. São Paulo: Editora Ottoni, 2012.

ZUURBIER, Peter. **Sugarcane ethanol. Contributions to climate change mitigation and the environment**. Holanda: Wageningen Academic Publishers, 2008.



## ÁGUA VIRTUAL E PEGADA HÍDRICA: REPENSANDO AS QUESTÕES DOS RECURSOS HÍDRICOS

Vanessa Empinotti<sup>1</sup>; Jeroen Warner<sup>2</sup>; Pedro Roberto Jacobi<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Engenheira Agrônoma, PROCAM/IEE/USP – empinotti@gmail.com.

<sup>2</sup>Cientista Político, Universidade de Wageningen – Holanda.

<sup>3</sup> Sociólogo, PROCAM/IEE/USP.

### RESUMO

A partir do reconhecimento da existência dos fluxos de água virtual por meio da distribuição de bens de consumo em diferentes escalas, novas estratégias para garantir a segurança hídrica em diferentes países começam a ser discutidas. Entretanto, para que esta nova perspectiva contribua para o desenvolvimento de práticas de uso eficientes da água, é necessário considerar os desafios de promover o acesso à água de forma igualitária e digna.

**PALAVRAS-CHAVE:** Recursos Hídricos, Governança, Conceitos, Inovação.

### ABSTRACT

From the understanding that virtual water flows happens through the distribution of goods in different scales, scholars proposed new strategies to guarantee water security in different countries. However, this new perspective will contribute to the development of more efficient water uses if it also considers the need to promote water access equity as well.

**KEYWORDS:** Water Resources, Governance, Concepts, Innovation.

### INTRODUÇÃO

Ao reconhecerem os fluxos globais da água, os conceitos de água virtual e da pegada hídrica trouxeram a temática da água da escala local e regional para a escala global. Tais fluxos são resultado das práticas de importação e exportação de alimentos e exercem impacto sobre a disponibilidade hídrica dos países produtores e compradores desses produtos. Por esta perspectiva, autores como Hoekstra e Chapagain propõem que as estratégias comerciais dos países deveriam estar vinculadas à quantidade de água utilizada na produção de um bem, ou seja, países localizados em regiões com presença de déficit hídrico deveriam priorizar a importação de alimentos produzidos em regiões onde a produção destes alimentos é realizada a partir de uma necessidade hídrica menor. Entretanto, tal discussão chamou a atenção para como a água e seu uso podem ter um impacto marcante na geopolítica internacional, assim como no desenvolvimento de ações que possam promover transformações das atividades locais e das práticas culturais.



## OBJETIVO

Neste contexto, o objetivo desse artigo é o de desenvolver estas críticas e entender como esta nova perspectiva pode reorganizar a argumentação da temática da água, identificando novas questões até então não reconhecidas.

## METODOLOGIA

Este estudo foi baseado em uma extensa revisão bibliográfica sobre as discussões em torno dos dois conceitos, em escala internacional. A discussão foi organizada com foco nas estratégias de garantia da segurança hídrica dos países como o comércio exterior, sobre a produção de alimentos por meio de contratos de arrendamentos internacionais, assim com a desconsideração dos impactos sociais e políticos a partir da visão proposta pelos conceitos.

## ÁGUA VIRTUAL E SUAS APLICAÇÕES ECONÔMICAS

A partir do conceito de água virtual, a água é vista através das lentes de teorias econômicas liberais que caracterizam a sua disponibilidade como uma vantagem econômica e com impacto direto sobre as práticas comerciais internacionais. Isto ocorre uma vez que a maior disponibilidade hídrica poderia ser entendida como uma vantagem comparativa de certos países com relação aos outros (ALLAN, 1998; WILCHELNS, 2001). Assim, países com elevada concentração de água em seus territórios assumiriam posições de vantagem em negociações internacionais (ALLAN, 1998). Tal perspectiva valoriza a água como recurso chave no contexto geopolítico global, entretanto vários autores identificaram como problemático comparar e entender a questão da água virtual dentro do mesmo raciocínio da vantagem comparativa. Para eles, a água virtual representa a aplicação do conceito de vantagem absoluta e não de vantagem comparativa, ou seja, trás atenção para a disponibilidade hídrica dos países mas, que não necessariamente, levará a produção de bens com custo de produção menor (WILCHELNS, 2010). Em muitos casos, a presença de uma infraestrutura frágil para distribuição e armazenamento da água, combinada a um conjunto incipiente de arranjos institucionais que garantam o seu uso e acesso, pode levar à neutralização da vantagem da disponibilidade hídrica (GREY; SADOFF, 2007).

Outro importante discussão que o conceito da água virtual apresenta é a de que o comércio exterior poderia levar à economia de água na escala local, uma vez que a decisão de



produzir e comercializar certos alimentos seria definida a partir da quantidade de água necessária para produção agrícola em um país específico (ALLAN, 2006). Estudos indicam uma relação positiva entre o comércio internacional e a redução do uso da água onde, no caso da produção de cereais, houve uma economia de 276 km<sup>3</sup> de água. Isso propõe que, sem o comércio exterior, o mundo utilizaria 6% a mais de água da chuva e 11% a mais de água irrigada para produzir a mesma quantidade de cereais (FRAITURE et al., 2004; ALLAN, 2006; LOPEZ-GUNN; LLAMAS, 2008). Entretanto, a disponibilidade hídrica presente nas regiões produtivas nunca foi considerada na escolha dos produtos a serem importados e exportados, mas sim a demanda global por certos produtos, a capacidade de produção de produtos com qualidade diferenciada, tecnologia, incentivos e investimentos (VALLEJO; ROGERS, 2004; VELÁSQUEZ, 2007; NOVO; GARRIDO; VARELA-ORTEGA, 2009). Ou seja, questão hídrica até então nunca foi um fator a ser considerado no momento da escolha estratégica para garantir a segurança alimentar dos países via comércio internacional. Com a discussão do conceito da água virtual, foi introduzida uma nova perspectiva ao entendimento dos impactos da produção de bens de consumo sobre a disponibilidade hídrica, o que poderá transformá-la em um fator estratégico para futuras escolhas.

## ÁGUA VIRTUAL E SUAS IMPLICAÇÕES POLÍTICAS

Ao discutir a relação entre água virtual e o comércio exterior, observa-se que uma forte relação entre acesso à terra, à água e aos alimentos dentro do contexto da segurança alimentar e hídrica. De acordo com o conceito de água virtual, países com grandes extensões territoriais e disponibilidade hídrica assumiriam posições privilegiadas nas estruturas geopolíticas mundiais, uma vez que seriam os principais exportadores de alimento e ocupariam posições de controle nos momentos de negociação internacionais (ALLAN, 2011). A partir desta perspectiva, uma das principais estratégias para garantir a segurança alimentar em regiões semiáridas seria a importação de alimentos provenientes de regiões com maior abundância hídrica, assim proporcionando relações de dependência de água virtual entre países importadores e exportadores de alimentos. Entretanto, diversos autores observaram uma dinâmica diferente e que se tornou uma estratégia para garantir a segurança alimentar em resposta ao aumento dos preços dos alimentos em 2008, 2010 e 2012. Em vez de garantir a segurança alimentar por meio da importação de alimentos, países importadores de água virtual



como Arábia Saudita, Qatar, Líbia, Jordânia e Kuwait decidiram pela compra de terras agriculturáveis em outros países, principalmente localizados na África (VON BRAUN; MEINZEN-DICK, 2009; WOODHOUSE; GANHO, 2011). Nesse caso, além do acesso à água virtual por meio da importação de alimentos, países em condição de déficit hídrico garantiram sua segurança alimentar por meio do uso da água e da terra localizados em outros países. Nesse contexto, o comércio exterior ainda será um importante veículo de distribuição para os fluxos de água em uma escala global, mas a aquisição ou contratos de uso de terras também se tornaram uma estratégia na garantia da segurança hídrica e alimentar dos países.

Tais conclusões desafiam o entendimento que países importadores estariam, naturalmente, em uma posição de desvantagem e dependência no contexto geopolítico global (WARNER; SEBASTIAN; EMPINOTTI, 2013). Por outro lado, se evidencia o papel de protagonista não só do Estado, mas principalmente do setor privado na definição de estratégias para garantir o acesso à água e que exercem impacto direto sobre a segurança hídrica, alimentar e até energética dos países no contexto geopolítico atual (SOJAMO et al., 2012; WARNER; SEBASTIAN; EMPINOTTI, 2013). O acesso à água e à terra colocam em jogo questões de soberania e territorialidade a partir do momento que países permitem que outras nações produzam alimentos em seu território sem necessariamente envolver a população local nessa atividade ou gerar recursos que possam contribuir para a melhoria de vida daquele país. Assim, tais estratégias para garantir a segurança hídrica e alimentar dos países não se baseiam nos fluxos de água que ocorrem mundialmente por meio do comércio exterior, mas sim pela garantia local da disponibilidade de tais recursos em terras estrangeiras. Com isso, os fluxos de água e consequentemente a água virtual continua a ocorrer, mas de maneira diferente, onde o mercado de commodities deixa de ser seu único caminho e a transferência de alimentos de um lugar ao outro se torna uma questão interna para os países produtores de alimentos fora de seus territórios.

## O CONCEITO DE ÁGUA VIRTUAL E SUAS IMPLICAÇÕES SOCIAIS

Ao mesmo tempo, a perspectiva *hidro* e *economicocentrica* do conceito da água virtual é guiada por princípios funcionalistas e desconsidera a importância dos valores tradicionais e das práticas agrícolas que vão além do ganho econômico. Ao desconsiderar os fatores culturais, sócio-econômicos e político institucionais, os principais motivadores do



desenvolvimento econômico e de processos políticos, e aplicar isoladamente o uso de uma racionalidade hidrológica na elaboração de políticas econômicas os resultados poderão levar a efeitos desastrosos no estilo de vida de populações rurais (LAUBE; YOUKHANA, 2009).

O uso e o controle dos recursos naturais é significantemente influenciado por atores locais, pelas suas relações sociais e legais com os recursos naturais como a terra e a água, assim como suas percepções sobre as condições sociais, ecológicas, econômicas e políticas dos processos (HAAN; ZOOMERS, 2005). Tais relações irão influenciar e determinar até que ponto estas políticas serão aceitas, internalizadas, transformadas, ignoradas ou rejeitadas.

Ao mesmo tempo, quando o conceito de água virtual propõe que a escolha das culturas agrícolas cultivadas deveria seguir a lógica de alocação das menores quantidades de água para a sua produção, tal escolha poderá, indiretamente, priorizar a produção de culturas exportadoras, como a soja e o milho, que necessitam de áreas consideráveis de cultivo para se tornarem rentáveis aos produtores rurais. Com isso, pequenos produtores rurais poderão ser forçados e deixarem suas atividades uma vez que os incentivos para produção serão para culturas onde seus conhecimentos e infraestrutura não são apropriados. Em função disso poderíamos assumir que o uso da água para a produção de alimentos para a exportação pode acarretar em conflitos internos, uma vez que a priorização do consumo da água será para este tipo de atividade, o que deixaria à margem agricultores que praticam a agricultura de subsistência ou de produtos específicos de valor cultural para determinadas regiões. Nesses casos, inicia-se uma discussão sobre a relação entre o uso dos princípios da água virtual e justiça ambiental, quando se trata de como diferentes práticas econômicas fortalecem o acesso ao recurso água para alguns e diminui tal acesso para outros. Dessa forma, a visão apresentada pela água virtual se transforma, mais uma vez, em uma perspectiva externa, imposta sobre um contexto complexo em que se encontram os países em desenvolvimento e, dessa forma, impõe novas práticas produtivas que desconsideram as demandas locais e suas relações institucionais que combinadas sustentam tais comunidades.

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Por fim, se concluiu que o conceito de água virtual e o método da pegada hídrica provocaram o desenvolvimento de uma nova maneira de identificar a problemática da água, como por exemplo, identificar fluxos globais de água e expor novos arranjos e interesses de



determinados grupos e países em garantir seu acesso a esse recurso. Entretanto, o reconhecimento da água deve ser visível não só em diferente escalas, mas também nos seus diferentes significados e na maneira de como ele está presente nas práticas de seus usuários e da sociedade. Esta perspectiva traz a discussão sobre acesso e maneja da água para dentro do contexto de segurança hídrica que inseriu o recurso água nas discussões de políticas internacionais com foco na erradicação da pobreza (COOK; BAKKER, 2007).

Apesar do conceito de água virtual e do método da pegada hídrica não considerarem as questões políticas e sociais que influenciam o acesso à água e acreditarem que instrumentos econômicos e de mercado podem contribuir isoladamente na disponibilização de água e alimentos mundialmente, tais conceitos contribuíram no avanço do entendimento das relações que influenciam o acesso à esse recurso (LOPEZ-GUNN; LLAMAS, 2008). Estas discussões, inclusive, contribuíram para evidenciar como os fatores sociais e políticos continuam a influenciar fortemente o acesso aos recursos hídricos, tanto nas escalas locais como globais.

Ao analisarmos os fatores que impactam o comércio internacional hoje, observamos que a disponibilidade hídrica ou a sua escassez não é um deles. Desenvolvimento, crescimento econômico, emprego, segurança alimentar são considerados na definição de estratégias comerciais. Neste contexto, o acesso a terra assume um papel mais relevante do que a alocação estratégica da água.

Entretanto, a discussão sobre água virtual e a pegada hídrica traz atenção para a questão da água e sua disponibilidade, como um fator preponderante nas decisões de comercialização de produtos. Ao serem elaborados dentro do contexto da segurança hídrica, o que implica na definição de estratégias necessárias para garantir a disponibilidade hídrica em diferentes países, tais conceitos chamam a atenção para como a água deveria ser um recurso chave na definição de políticas que influenciam o posicionamento dos países na esfera global. Neste sentido, ao considerar a água como um fator determinante na definição das estratégias políticas dos países, este recurso, até então invisível aos olhos dos tomadores de decisão, se torna visível e tem como objetivo trazer a água para uma esfera política e transformá-la em uma questão estratégica na definição das ações que garantam a sua disponibilidade.

O entendimento e reconhecimento da água nesse contexto contribuiu para discutir a questão da água e seu acesso de maneiras até então não exploradas, como por exemplo, identificar fluxos globais de água e expor novos arranjos e interesses de determinados grupos



e países em garantir seu acesso a esse recurso. Entretanto, tais entendimentos também reacenderam a discussão em torno das questões sociais e políticas que permeiam o uso e a transformação dos recursos hídricos. Para que esta nova perspectiva de abordagem da água e de seus fluxos globais contribuam para o desenvolvimento de práticas que levem ao seu uso eficiente é também necessário ter em mente o impacto e os desafios de se promover o acesso à água de forma igualitária e digna. O entendimento da água em diferentes escalas e o seu reconhecimento como chave nas práticas de comércio internacional não serão suficientes para promover o acesso à água de forma universal. Nesse contexto, o reconhecimento da água deve ser visível não só em diferente escalas; como os conceitos de água virtual e da pegada hídrica propõe, mas também nos seus diferentes significados e na maneira de como ele está presente nas práticas de seus usuários e de sociedade.

## AGRADECIMENTOS

Este artigo foi elaborado a partir de um capítulo de livro intitulado *Água Virtual e Pegada Hídrica: as contribuições e desafios que estes conceitos trouxeram á maneira como discutimos os recursos hídricos*, publicado no livro *Pegada Hídrica: Inovação, coresponsabilização e os desafios de sua aplicação*.

## REFERÊNCIAS:

ALLAN, A. Virtual water: part of an invisible synergy that ameliorates water scarcity. In: ROGERS, P.; LLAMAS, L. R. et al. (Ed.). **Water crisis: Myth or Reality?** Madrid: Balkema Publishers, 2006.

ALLAN, A. J. Virtual Water: a strategic resource, global solutions to regional deficits. **Groundwater**, v. 36, n. 4, p. 545-546. 1998.

ALLAN, T. **Virtual water** - Tackling the Threat to Our Planet's Most Precious Resource. london: IB Tauris, 2011.

COOK, C.; BAKKER, K. Water security: debating an emerging paradigm. **Global Environmental Change**, v. 22, p. 94 – 102, 2012.



DONHAUE, J. M.; JOHNSTON, B. R., (Eds.). **Water, culture, and power: local struggles in a global context.** Washington DC: Island Pressed. 1998.

FRAITURE, C. et al. **Does International Cereal Trade Save Water? The Impact of Virtual Water Trade on Global Water Use.** IWMI. Colombo. 2004

GREY, D.; SADOFF, C. W. Sink or swim? Water security for growth and development. **Water Policy**, v. 9, p. 545-571, 2007.

HAAN, L. De, AND A. Zoomers. Development Geography at the Crossroads of Livelihood and Globalization.In: G. Nijenhuis, A.. Broekhuis and G. van Westen (eds.), Space and Place in Development Geography. **Geographical perspectives on development in the 21st century.** Amsterdam: Dutch University Press, 2005, pp.49-63.

LAUBE, W.; YOUKHANA, E. Virtual water trade: a realistic policy option for the countries of the Volta Basin in West Africa? **Water Policy**, v. 11, n. 5, p. 569-581, 2009.

LOPEZ-GUNN, E.; LLAMAS, M. R. Re-thinking water scarcity: can science and technology solve the global water crisis? **Natural Resources Forum**, v. 32, n. 3, p. 228-238, 2008.

NOVO, P.; GARRIDO, A.; VARELA-ORTEGA, C. Are virtual water "flows" in Spanish grain trade consistent with relative water scarcity? **Ecological Economics**, v. 68, p. 1454-1464, 2009.

SOJANO, S. et al. Virtual water hegemony: the role of agribusiness in global water governance. **Water International**, v. 37, n. 2, p. 169-182, 2012.

VALLEJO, J. R.; ROGERS, P. Virtual water flows and trade liberalization. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 7, p. 25-32, 2004.



Anais do I Simpósio Interdisciplinar de Ciência Ambiental

Dezembro, 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo

VELÁSQUEZ, E. Water trade in Andalusia. Virtual water: An alternative way to manage water use. **Ecological Economics**, v. 63, p. 201-208, 2007.

VON BRAUN, J.; MEINZEN-DICK, R. **"Land grabbing" by foreign investors in developing countries: risk and opportunities**. IFPRI. Washington. 2009.

WARNER, J.; SEBASTIAN, A.; EMPINOTTI, V. Claiming (back) the land: The geopolitics of Egyptian and South African land and water grabs. In: ALLAN, T.; KEULERTZ, M., *et al* (Ed.). **Handbook of Land and Water Grabs in Africa**. London: Routledge, 2013.

WILCHELINS, D. Virtual Water: A Helpful Perspective, but not a Sufficient Policy Criterion. **Water Resource Management**, v. 24, p. 2203-2219, 2010.

WILCHELINS, D. The role of "virtual water" in efforts to achieve food security and other national goals, with an example from Egypt. **Agricultural Water Management**, v. 49, p. 131-151, 2001.



## AS POLÍTICAS PÚBLICAS DE ABASTECIMENTO E SEGURANÇA DOS ALIMENTOS COMO CAMPO INTERDISCIPLINAR E INTERSETORIAL

Edvaldo Sapia Gonçalves<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Doutorando em Humanidades, direitos e outras legitimidades, USP – esgoncalves@usp.br.

### RESUMO

A alimentação é considerada uma determinante social da saúde. O objetivo é avaliar a repercussão da recente constitucionalização do direito à alimentação no direito brasileiro. Adotou-se como método a interpretação constitucional de políticas públicas sobre alimentação. A segurança sanitária dos alimentos exige o envolvimento interdisciplinar e a cooperação intersetorial, com a articulação e harmonização de diferentes políticas públicas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Direito da alimentação, riscos alimentares, democracia sanitária.

### ABSTRACT

The feed is considered a social determinant of health. The objective is to evaluate the impact of the recent constitutionalization of the right to food in brazilian law. It was adopted as a method of constitutional interpretation of public policies on food. The food safety requires interdisciplinary involvement and intersectoral cooperation with the articulation and harmonization of different public policies.

**KEYWORDS:** Food law, food hazards, sanitary democracy.

### IMPORTÂNCIA E JUSTIFICATIVA

Partindo da constitucionalização do direito à alimentação que ocorreu em 2010, este artigo propõe uma reflexão sobre a segurança sanitária dos alimentos no contexto das políticas públicas nacionais de enfrentamento dos riscos alimentares. Pela nova redação determinada pela Emenda Constitucional nº 64, de 05/02/2010 ao art. 6º da Constituição Federal, a alimentação foi incluída entre os direitos sociais garantidos constitucionalmente. A elevação da alimentação como direito constitucional contribui para o aperfeiçoamento de políticas públicas de segurança alimentar e segurança sanitária dos alimentos, adotando-se aqui a noção de política pública como “tecnologia jurídica governamental para a democracia” (BUCCI, 2013, p.33). Admitido como norma constitucional, o direito à alimentação converte-se em força ativa impondo tarefas que devem ser efetivamente realizadas para a ótima concretização da norma (HESSE, 1991, p.19 e 22), aumentando assim a exigibilidade do Direito Humano à Alimentação Adequada, antes contemplada apenas na legislação infraconstitucional e nos tratados internacionais ratificados. Como referência constitucional para as demais leis, como a



Lei Orgânica de Segurança Alimentar e Nutricional – LOSAN, reforça a capacidade de exigência de medidas, recursos e ações destinadas a garanti-lo, obrigando a estratégias eficazes ao seu atendimento, o que aumenta a importância do Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional – SISAN. Podendo ser considerado um direito elementar ao atendimento da dignidade da pessoa humana, o direito à alimentação recebe deste princípio fundamental da Constituição (art. 1º, III da CF) o padrão teleológico que orienta a sua aplicação.

## OBJETIVO

O objetivo é avaliar a repercussão da recente constitucionalização do direito à alimentação na definição, redimensionamento e aperfeiçoamento das políticas públicas voltadas à segurança dos alimentos.

## DELIMITAÇÃO ESPACIAL

Embora a pesquisa esteja voltada para o ordenamento jurídico brasileiro, é preciso considerar que no contexto da globalização a legislação nacional é cada vez mais pressionada e determinada por processos de abertura de mercados globalizados e regionalizados, orientada para uma busca frenética da harmonização das legislações nacionais. Mudanças são determinadas pelo poder reformador das crescentes pressões e demandas provenientes dos processos internacionais de globalização, como o MERCOSUL e a Organização Mundial do Comércio – OMC, que trazem em si a exigência da harmonização regional e mundial da legislação sanitária. Dessa forma, cada vez mais a ação regulatória brasileira é interceptada e determinada por processos normativos pactuados em fóruns internacionais. Esse deslocamento cada vez maior dos debates e decisões para fóruns internacionais contribui para gerar muitas incertezas e tensões em relação a ação regulatória estatal, bem como a sensação que o governo brasileiro tem o seu papel diminuído nesta importante atuação reguladora. E isso se dá em um contexto de multiplicação de doenças alimentares capazes de frustrar até mesmo as capacidades científicas e institucionais preventivas e de controle sanitário existentes, o que contribui para dificultar a adequada avaliação e gestão desses riscos. Desta forma, a gripe aviária, gripe suína, doença da vaca louca, doença de Chagas e outros eventos de relevância sanitária global, estão a demonstrar a força catalisadora que essas crises têm sobre as decisões



em saúde pública, mesmo que na grande maioria dos casos elas sejam resultados da gestão a *posteriori* dessas crises. Neste sentido, está correta Durand (2001, p.59) quando afirma: o direito progride estimulado pelas crises. No mesmo sentido, Aith e Dallari (2009, p.106) observam que: “O princípio da segurança sanitária exige do direito sanitário uma atualização permanente, especialmente em decorrência do constante aparecimento de riscos até então desconhecidos, ou do agravamento dos riscos já conhecidos”.

## **METODOLOGIA**

Para a pesquisa foram reunidas e submetidas à hermenêutica constitucional as principais leis e normas administrativas federais que definem políticas públicas relacionadas ao direito à alimentação, tendo por eixo articulador o tratamento político-jurídico dado à segurança sanitária dos alimentos. No que diz respeito ao Direito da Alimentação, destaque-se que diversos órgãos e entidades de distintos setores da administração (sendo os mais destacados aqueles voltados à saúde, agricultura, biotecnologia, pesos e medidas, etc.), desenvolvem intensa atuação normativa. Além disso, cada vez mais, essa tarefa é atribuída para agências estatais reguladoras e executivas que passam a ocupar importante papel em uma arena marcada por embates técnicos de interesses conflitantes. Destaque-se aqui, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA. E esta predominância da Administração Pública é facilmente constatada nas questões relacionadas à segurança sanitária dos alimentos, considerando que são os setores da saúde e as autoridades sanitárias as primeiras a receber as pressões decorrentes das crises sanitárias, para as quais se exigem respostas imediatas, fazendo preencher os vazios legais que resultam da omissão e da morosidade do Poder Legislativo. Mas, ainda que se possa reconhecer a existência de vantagens na maior agilidade e a flexibilidade do poder normativo da Administração Pública, também é preciso considerar a inadequação de centralizar nela todo o poder decisório sobre as questões sanitárias que interessam a sociedade civil. Para isto, adotou-se como eixos norteadores da reflexão crítica feita aqui, os princípios constitucionais da dignidade da pessoa humana e o da participação democrática na saúde, que apontam para a necessidade do maior envolvimento intersetorial e interdisciplinar na efetiva proteção dos consumidores.



## PRINCIPAIS RESULTADOS

Mesmo com as recentes reformas administrativas que implicaram na reestruturação dos serviços de vigilância sanitária, as decisões políticas, legais e administrativas ainda são dadas por dois ou mais órgãos subordinados a uma mesma ou diferentes pastas de governo (por exemplo, saúde, agricultura, pesca e aquicultura, ciência e tecnologia). Conflitos de competência entre órgãos encarregados da vigilância sanitária podem ser verificados entre e nas três esferas de governo (federal, estadual e municipal). A presença destes conflitos dificulta a tomada de decisões eficazes. O estudo aponta para a fragmentação e superposição de programas e ações que são realizadas em função dos mesmos objetivos, de modo que o Estado brasileiro ainda não oferece condições necessárias para cumprir integralmente a garantia de segurança alimentar. Sendo objeto de interesse deste estudo a questão da segurança sanitária dos alimentos, cabe aqui considerar que o art. 3º da Lei nº 8.080, de 19/09/1990, acolhe a alimentação como determinante social da saúde. Na recente “Conferencia Mundial sobre Determinantes Sociais de Saúde”, promovida pela Organização Mundial da Saúde, que aconteceu no Rio de Janeiro, entre 19 e 21/10/2011, apresentou-se a necessidade de articulação política e operacional na promoção e garantia do Direito Humano à Alimentação Adequada, envolvendo todos os planos, como o Sistema Único de Saúde – SUS, o Sistema Único de Assistência Social – e o Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional – SISAN. A “Declaração Política do Rio sobre Determinantes Sociais da Saúde” que resultou da Conferência expressou o reconhecimento da necessidade do enfrentamento intersetorial e multidisciplinar dos desafios relacionados às determinantes sociais da saúde (DSS). De fato, a complexidade presente na epidemiologia de muitas doenças alimentares recomenda o tratamento interdisciplinar e intersetorial das questões a ela afetas. Para isto, MacFarlane (1993, p.18) defende a necessidade de envolver os diversos setores da sociedade nos processos de tomada de decisões, apontando como razões a possibilidade dos envolvidos compreenderem os compromissos a serem alcançados e de se comprometerem com eles, bem como a decisão final acaba por ser aceita por uma dimensão mais ampla de pessoas. A participação da comunidade, diga-se, é uma exigência constitucional e diretriz que orienta o Sistema Único de Saúde (art. 198, III da Constituição Federal e art. 7º, VIII da Lei nº 8.080, de 19/09/1990). A idéia de constituir formas de participação popular na área de saúde ganhou força a partir da reforma do sistema de saúde, especialmente através das Conferências e



Conselhos de Saúde que passaram a fazer parte do sistema (Lei nº 8.142, de 28/12/1990). Para Lopes (2000, p.27): “o texto constitucional indica, no que diz respeito aos direitos sociais, que planejamento e execução de políticas públicas precisam de algo mais do que a representação universal do parlamento”. Assim sendo, o controle sanitário de alimentos exige o envolvimento dessa participação, já que esse controle é atribuído ao Sistema Único de Saúde – SUS (nos termos do art. 200, VI da Constituição Federal e art. 6º da Lei nº 8.080, de 19/09/1990) e executado através do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária – SNVS, que é coordenado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária, em conformidade com a Lei nº 9.782, de 28/01/1999. E a magnitude do impacto das doenças infecciosas veiculadas pelos alimentos sobre a saúde pública está a exigir esse maior envolvimento da participação pública e a abordagem intersetorial e interdisciplinar das questões sanitárias à elas relacionadas.

## CONCLUSÃO

A saúde é tema que precisa ser acolhido em todas as políticas públicas (ambientais, agrícolas, sanitárias, de abastecimento, de relações de consumo, etc), aqui compreendida a política pública como tecnologia jurídica governamental. E sendo a alimentação considerada uma determinante social da saúde, é preciso estar atento para as questões relacionadas à segurança sanitária dos alimentos, especialmente frente aos riscos físicos, químicos e biológicos presentes nos alimentos, inclusive como veículos de doenças emergentes que sequer eram conhecidas pelos sistemas de controle e setores de epidemiologia, o que tem levado à perda de confiança dos consumidores. Se é possível reconhecer que existem avanços, também é certo admitir que a atual estrutura legal e administrativa do Estado brasileiro ainda não oferece a garantia de proteção integral da saúde dos consumidores. Isto impõe a articulação e harmonização das políticas públicas voltadas a assegurar o direito à alimentação e a segurança sanitária dos alimentos, com as políticas de proteção dos consumidores, fazendo exigir maior atenção para ações intersetoriais e interdisciplinares que promovam a participação democrática e enalteçam a dignidade humana.



## **REFERÊNCIAS.**

AITH, Fernando; DALLARI, Sueli G. Vigilância em saúde no Brasil: os desafios dos riscos sanitários do século XXI e a necessidade de criação de um Sistema Nacional de Vigilância em Saúde. **Revista de Direito Sanitário**, São Paulo, v. 10, n. 2, p. 94-125, ago./nov. 2009.

BUCCI, Maria P. D. **Fundamentos para uma teoria jurídica das políticas públicas**. São Paulo: Saraiva, 2013.

DURAND, Christelle. A segurança sanitária num mundo global: os aspectos legais. O sistema de segurança sanitária na França. **Revista de Direito Sanitário**, São Paulo, v. 2, n.12, p. 59-78, mar. 2001.

HESSE, Konrad. **A força normativa da Constituição**. Porto Alegre: Sérgio Antonio Fabris Editor, 1991.

LOPES, José R. L. Os Conselhos de participação popular. Validade jurídica de suas decisões. **Revista de Direito Sanitário**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 23-35, nov 2000.

MACFARLANE, R. The consumer voice in food safety. **Food, nutrition and agriculture**, n. 8/9, p. 17-23, 1993.