



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



R B C I A M B

Revista Brasileira de Ciências Ambientais
Dezembro de 2016

Nº 42

Expediente

Editor Geral

Maurício Dziedzic

Editores Internacionais

Günter Gunkel – Alemanha

Jose Alfaro Joins - EUA

Manuela Morais - Portugal

Oscar Parra - Chile

Editores Nacionais

Adriana Marques Rosseto

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

Mário Augusto Gonçalves Jardim

Tadeu Fabrício Malheiros

Conselho Editorial

Arlindo Philippi Jr, Asher Kiperstock, Carlos Alberto Cioce Sampaio, Cleverson Vitorio Andreolli, Eliza Maria Xavier Freire, Fabiano Toni, Jorge Tenório, Leandro Gonçalves Oliveira, Luiz Carlos Beduschi Filho, Marco Antonio Almeida de Souza, Maria de Lourdes Florencio, Maria do Carmo Martins Sobral, Miguel Mansur Aisse, Valdir Fernandes, Wanderley da Silva Paganini

Coordenação

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES

Presidente Nacional da ABES

Roberval Tavares de Souza

Responsáveis

Allan Rodrigues

Soraia F. F. Fernandes

Produção Editorial

Zeppelini Publishers

www.zeppelini.com.br

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões: rbciamb@abes-dn.org.br



[Instruções para autores, clique aqui](#)

Esta é uma publicação em parceria com o Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável - ICTR www.ictr.org.br

ÍNDICE

1 - EDITORIAL

Maurício Dziedzic

2 - A INFLUÊNCIA DA RENOVAÇÃO DA FROTA DE VEÍCULOS NA QUALIDADE DO AR NA REGIÃO CENTRAL DE CURITIBA

The influence of renewal's vehicle fleet on air quality in Curitiba

Edson Escuciatto - Maurício Dziedzic - Eliane Carvalho de Vasconcelos

12 - DISPONIBILIDADE HÍDRICA DE SOLO COESO SOB A AÇÃO DE POLIACRILAMIDA: QUALIDADE FÍSICA AMBIENTAL

Water availability of cohesive soil under the action of polyacrylamide: environmental physical quality

Valerio Ferreira Marcelo - Brivaldo Gomes de Almeida - José Coelho de Araújo Filho - Wagner Luis da Silva Souza

26 - CONSUMO DE ÁGUA NA INDÚSTRIA DE ABATE DE BOVINOS DO ESTADO DA BAHIA

Water consumption in cattle slaughter industry of Bahia state

Anderson Carneiro de Souza - Silvio Roberto Magalhães Orrico

37 - CRISE PLANETÁRIA: AS ABORDAGENS PARA SEU ENTENDIMENTO E SUPERAÇÃO CONSIDERANDO NOVAS CONCEPÇÕES CIENTÍFICAS E CULTURAIS

Planetary crisis: the approaches for its understanding and overcoming considering new scientific and cultural conceptions

João Alberto Ramos Batanoli - Geraldo Milioli

56 - APROVEITAMENTO DA GLICERINA DE BIODIESEL OBTIDA A PARTIR DE ÓLEO DE FRITURA PARA O CULTIVO DO FUNGO *ASPERGILLUS NIGER*

Use of crude glycerin from waste cooking oil biodiesel for the cultivation of the fungus *Aspergillus niger*

Thais Reis Victorino - Roberto Guimarães Pereira - Sorele Batista Fiaux

67 - MERCÚRIO, CROMO, CÁDMIO E CHUMBO EM *PYGOCENTRUS NATTERERI* KNER, 1858 E *PROCHILODUS LINEATUS* (VALENCIENNES, 1836) DE DOIS RIOS DO PANTANAL (MT), BRASIL

Mercury, chromium, cadmium and lead in *Pygocentrus nattereri* kner, 1858 and *Prochilodus lineatus* (valenciennes, 1836) from two rivers of Pantanal (Mato Grosso), Brazil

Francisco Morais dos Santos Filho - Adan Santos Lino - Olaf Malm - Aurea Ignácio

82 - VULNERABILIDADE AMBIENTAL EM UMA COMUNIDADE RURAL NO ENTORNO DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA (RJ, BRASIL)

Environmental vulnerability in a rural community in the surrounding area of the Restinga de Jurubatiba National Park (RJ, Brazil)

Fernanda Lerner - Maria Inês Paes Ferreira

104 - BIOMONITORING OF SURFACE WATER TOXICITY RELATED TO URBAN AND INDUSTRIAL WASTEWATER RELEASE

Biomonitoramento da toxicidade de águas superficiais relacionada ao lançamento de efluentes urbano e industrial

André Favaro - Daniele Trenas Granados - Alex Garcez Utsumi - Ana Carolina Borella Marfil Anê - Ana Paula Milla dos Santos Senhuk

113 - LARVAL SUSCEPTIBILITY OF *Aedes aegypti* (L.) (DIPTERA: CULICIDAE) TO EXTRACTS OF *Ilex paraguariensis* AND *Ilex theezans*

Suscetibilidade larval de *Aedes aegypti* (L.) (Diptera: Culicidae) aos extratos de *Ilex paraguariensis* e *Ilex theezans*

Ana Carla Knakiewicz - Junir Antonio Lutinski - Carin Guarda - Ariane Paris - Alencar Belotti - Maria Assunta Busato - Walter Antonio Roman Junior - Daniel Albeny Simões

121 - ENVIRONMENTAL VALUATION OF AN ARTIFICIAL LAKE IN BRAZIL: AN APPLICATION OF THE CONTINGENT VALUATION METHOD

Valoração Ambiental de um lago artificial no Brasil: uma aplicação do Método de Valoração Contingente

Flávio José Simioni - Gabriel Nathan Nicola Mombach - Carolina Donadel - Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga

133 - LISTA DE EDITORES/REVISORES DE 2016

Editorial

Prezados leitores,

É com satisfação que me dirijo ao público da Revista Brasileira de Ciências Ambientais (RBCiAmb) para comemorar a conclusão de mais um ano de publicação. Ao longo de 2016, a equipe editorial buscou agilizar a avaliação dos artigos submetidos.

Fundamental para esse processo foi a adoção de um processo de pré-seleção dos artigos para que cada editor pudesse analisar rapidamente as submissões e definir se devem seguir para o processo de revisão, ou se devem ser rejeitadas.

A função da revista é a divulgação científica. Para tanto, é essencial que os trabalhos submetidos tragam contribuição científica para a área. Trabalhos de aplicação de princípios conhecidos não representam contribuição científica e não são aceitos para publicação.

A tabela com os critérios de avaliação de artigos, disponível no regulamento da revista — em <http://abes-dn.org.br/publicacoes/rbciamb/Regulamento%20RBCiamb.pdf> —, apresenta uma lista detalhada dos itens que são verificados. É recomendável que os autores utilizem esses critérios para efetuar a autoavaliação de seus trabalhos antes da submissão, pois a observância desses critérios pode acelerar substancialmente o processo de revisão.

Encerrando mais um ano, aproveito para agradecer o excelente trabalho *voluntário* realizado pelos editores e revisores em prol das Ciências Ambientais. A lista completa de editores e revisores que colaboraram com a RBCiAmb em 2016 é apresentada no final da revista.

Cordiais saudações,

Maurício Dzedzic
Editor Geral da RBCiAmb

A INFLUÊNCIA DA RENOVAÇÃO DA FROTA DE VEÍCULOS NA QUALIDADE DO AR NA REGIÃO CENTRAL DE CURITIBA

THE INFLUENCE OF RENEWAL'S VEHICLE FLEET ON AIR QUALITY IN CURITIBA

Edson Escuciatto

Engenheiro Químico pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em Gestão Ambiental pela Universidade Positivo (UP) – Curitiba (PR), Brasil.

Maurício Dziedzic

Graduado em Engenharia Civil pela UFPR. Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela UFPR. Doutor em Civil Engineering, Fluid Mechanics and Hydraulics pela University of Toronto.

Eliane Carvalho de Vasconcelos

Química pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP). Mestre em Ciência pela Universidade de São Paulo (USP). Doutora em Ciências pela USP – São Paulo (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Eliane Carvalho de Vasconcelos –
Rua Prof. Pedro Viriato Parigot de
Souza, 5.300 – CIC –
Curitiba (PR), Brasil –
E-mail: evasconcelos@up.edu.br

RESUMO

Os veículos são a principal fonte dos poluentes atmosféricos nos centros urbanos. As tecnologias mais importantes para a redução dos poluentes em veículos automotores foram o controle eletrônico da injeção de combustíveis e a utilização de catalisador no sistema de exaustão dos veículos. O objetivo deste trabalho foi avaliar se a renovação da frota de veículos alterou a qualidade do ar em Curitiba. Foi realizado o levantamento do histórico das concentrações dos poluentes do ar, no período de 2003 a 2014, e do histórico da frota de veículos de Curitiba – com base em dados do Departamento de Trânsito do Paraná (DETRAN-PR). Verificou-se um aumento de 65% no número de veículos, que não resultou no aumento da concentração dos poluentes. As concentrações de poluentes apresentaram queda ao longo do período avaliado. Conclui-se que a renovação da frota proporcionou uma melhoria na qualidade do ar em Curitiba.

Palavras-chave: emissões veiculares; poluentes atmosféricos; índices de poluição do ar.

ABSTRACT

Vehicles are the main source of air pollutants in urban centers. The most important technologies for the reduction of vehicle pollutants have been the electronic control of fuel injection and the use of catalytic converters in the exhaust system of vehicles. The goal of this work was to evaluate if the renewal of the vehicle fleet altered the air quality in Curitiba. A survey of historical concentrations of air pollutants was performed for the period of 2003 to 2014. It was also carried out the survey of the history of the fleet of vehicles in Curitiba, based on data from the transit department of Paraná (DETRAN-PR). There was a 65% increase in the number of vehicles, which did not result in an increase in the concentration of pollutants. The values of air pollutant concentrations show a decrease over the surveyed period. The conclusion is that the renewal of the fleet provided an improvement of the air quality in Curitiba.

Keywords: vehicle emissions; air pollutants; air pollution indexes.

INTRODUÇÃO

A emissão de poluentes atmosféricos em grandes centros está relacionada à frota veicular que circula pelas vias, e a idade dos veículos é um fator determinante para a qualidade do ar (KUHNS *et al.*, 2004; KRECL *et al.*, 2015). Isso porque conduções com maior desgaste de peças e com tecnologias ultrapassadas podem contribuir com até 34% da emissão total de CO, NO e hidrocarbonetos em uma cidade (GUO *et al.*, 2006).

Além dos automóveis, as motocicletas possuem um papel importante nas emissões atmosféricas. Em estudo sobre motocicletas de Taiwan, Tsai *et al.* (2000) investigaram as emissões de CO, NOx, hidrocarbonetos totais (TCH) e compostos orgânicos voláteis (VOCs). As medições foram realizadas em motocicletas classificadas de acordo com: tipo do motor (de 2 e 4 tempos); uso (novas e usadas, entre 30.000 km e 40.000 km); e catalisador (com ou sem). Os autores observaram que as motocicletas com motores de 2 tempos emitiram maiores quantidades de poluentes que as de 4 tempos, e que a instalação de catalisadores naquelas com motores 2 tempos as torna menos poluentes que as motocicletas com motores 4 tempos sem catalisador. Carvalho (2011) também destaca a importância crescente das motocicletas nos estudos sobre emissões de poluentes, visto que elas passaram de um papel secundário a um dos principais atores no cenário nacional de emissões veiculares: sua frota vem crescendo bem mais rapidamente que a de automóveis.

Com o objetivo de diminuir as emissões veiculares no Brasil, foram estabelecidas metas de modernização para automóveis, veículos a diesel e motocicletas. O Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), criado em 1986, estabeleceu limites máximos de emissões, em fases sucessivas cada vez mais rigorosas. O PROCONVE passou por seis fases para veículos leves, L1 a L6, nos anos de 1990, 1992, 1997, 2007, 2009 e 2014, respectivamente. Já alcançou resultados expressivos: reduzindo a emissão de CO por veículo de 54 g/km, em 1986, para 0,3 g/km, em 2000 (LA ROVERE *et al.*, 2002). As fases L4 e L6 tiveram o objetivo de reduzir as quantidades de hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio. Para isso, foram necessárias inovações tecnológicas, como a otimização da geometria da câmara de combustão, os bicos injetores, as bombas de injeção e o controle eletrônico da injeção (IBAMA, 2011).

Nos Estados Unidos, a *Environmental Protection Agency* (EPA) é responsável por estipular os limites para emissões veiculares, sendo que o estado da Califórnia foi o primeiro a estabelecer limites severos a esses poluentes. Comparando-se os limites de emissões exigidos pelo PROCONVE com a norma americana *Tier*, pode-se verificar a correlação entre a fase L-4 e a *Tier I*. A fase L-7, que será implementada em 2017, foi baseada na norma *Tier II*, dos Estados Unidos (LINKE, 2009).

A norma europeia (Euro) também possui correlação com as fases do PROCONVE: fase P-3 e Euro I, fase P-4 e Euro II, fase P-5 e Euro III, fase P-6 (não foi implementada) e Euro IV, fase P-7 e Euro V (MASSAGARDI, 2014). O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) determinou os limites das emissões de veículos pesados, com a introdução da fase P-1 do PROCONVE, em 1990, e, subsequentemente, as fases P-2, em 1996, P-3, em 2000, P-4, em 2002, P-5, em 2006, P-6, em 2009, e P-7, em 2012 (IBAMA, 2011).

Na China, o Ministério de Proteção ao Meio Ambiente e a Administração de Padronizações são os responsáveis pelas normas de emissões de poluentes, e a norma China 6a utilizada atualmente é equivalente à Euro VI. A Rússia segue a norma Euro V, também seguida pela Índia. A Coreia do Sul segue uma norma equivalente à norma EURO IV (DIESELNET, 2016).

No Brasil, foi criado, em 2002, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares (PROMOT), a fim de complementar o PROCONVE. O PROMOT já passou por três fases, M1 a M3, nos anos de 2003, 2005 e 2009, respectivamente (IBAMA, 2011). A fase M1 foi marcada pela proibição de motocicletas com motores de 2 tempos, os quais são muito poluentes, visto que queimam óleo com combustível.

Conforme aponta Milhor (2002), o sistema de injeção eletrônica tem a função de dosar corretamente a quantidade de combustível em função das condições de operação do motor. O coeficiente de ar corresponde à relação entre a massa de ar efetivamente admitida para a combustão, a massa de ar correspondente à mistura estequiométrica para combustão e a massa teórica em função das características do combustível. A melhor relação entre ar e combustível proporciona uma queima mais eficiente dentro da câmara de combustão, dan-

do maior eficiência ao motor e resultando em menor emissão de poluentes. O sistema de injeção eletrônica é formado por uma central digital (UCE), na qual é carregado um programa que inclui tabelas desenvolvidas para cada tipo de motor. Essas tabelas ditam o funcionamento dos atuadores conforme os sinais recebidos dos sensores. Os sensores existentes em um sistema de injeção eletrônica são: o sensor de pressão do coletor de admissão (MAP), que indica a pressão do ar; o sensor mássico, que mede a massa de ar que está sendo admitida pelo motor; o sensor da posição da borboleta de aceleração, responsável por informar se a borboleta está totalmente aberta ou totalmente fechada (plena carga ou em marcha lenta); o sensor de temperatura do ar; o sensor de temperatura do sistema de arrefecimento, o qual informa a temperatura do motor; o sensor de rotação do motor, que, além de informar a rotação, também indica o ponto de ignição para que ocorra a faísca da vela de ignição dentro da câmara de combustão; a sonda Lambda, que mede o excesso de oxigênio do sistema

de exaustão; e o sensor KS, que indica quando o motor entra em ressonância.

A evolução tecnológica dos catalisadores e o seu impacto na qualidade do ar têm logrado êxito em responder às exigências de emissões de poluentes cada vez menores impostas a automóveis (RANGEL, 2003). O catalisador de três vias típico é constituído por uma colmeia de um óxido refratário e estabilizadores (ZrO_2 , MgO , CaO , SnO , Y_2O_3 , TiO_2 , ZnO , B_2O_3 , P_2O_5 , SnO_2 , Bi_2O_3 , SiO_2), promotores de óxidos alcalinos (Li_2O , Na_2O , K_2O , Cs_2O) e Rh. O CO e os hidrocarbonetos, passando por essa colmeia, oxidam-se, formando CO_2 e H_2O . Os óxidos de nitrogênio sofrem redução, formando o N_2 . O SO_2 é reduzido a S (material indesejável, que se incrusta ao material refratário, diminuindo sua eficiência).

O objetivo deste trabalho foi avaliar se a renovação da frota de veículos alterou a qualidade do ar em Curitiba, devido às novas tecnologias usadas nos veículos, comparando as evoluções da frota e das concentrações de poluentes do ar.

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia utilizada consistiu no levantamento de documentação sobre o histórico da frota de veículos de

Curitiba e dos indicadores de poluição do ar da cidade, seguido de análise dos dados, sua comparação e correlação.

Levantamento da frota de Curitiba

As fontes utilizadas para levantar o histórico da frota veicular de Curitiba foram os Anuários Estatísticos elaborados pelo DETRAN-PR (2015), autarquia do Poder Executivo que fiscaliza o trânsito de veículos terrestres no Estado do Paraná. Foram utilizados os dados dos anuários de 2003 a 2014, nos quais são apresentadas as quantidades de veículos existentes em diversas cidades do Paraná. Os dados dos veículos são apresentados por categoria (automóveis, ônibus, motocicletas, etc.), por tipo de combustível e por data de fabricação.

Os veículos foram separados em automóveis, motocicletas e veículos movidos a diesel, por representarem 95% da frota de Curitiba (DETRAN-PR, 2015). Veículos como tratores e máquinas agrícolas foram deixados de fora, por não apresentarem circulação pela cidade.

Os dados referentes à quantidade de automóveis por ano foram classificados pela data de fabrica-

ção: até 1997, chamados de ultrapassados, e a partir de 1998, considerados modernos. Essa divisão foi realizada tendo em vista a evolução das fases do PROCONVE, em que a maior redução de poluentes emitidos se deu com a implantação da fase L3, em 1997, para os veículos fabricados a partir de 1998 (IBAMA, 2011).

As motocicletas foram divididas em fabricadas até 2002, chamadas de ultrapassadas, e fabricadas a partir de 2003, classificadas como modernas. Essa divisão se deve à implantação da fase M1 do PROMOT, com a proibição de fabricação de motocicletas com motor de 2 tempos no Brasil (IBAMA, 2011).

Na categoria de veículos com motor a diesel estão ônibus, caminhonetes, vans e utilitários. Os veículos a diesel também foram divididos pela data de fabricação, sendo que os produzidos até 1999 foram considerados ultrapassados e aqueles fabricados a partir de 2000 fo-

ram considerados modernos, pois em 2000 foi implantada a fase P3 do PROCONVE, que culminou em maior redução de emissão de poluentes dos veículos pesados (IBAMA, 2011).

Levantamento do histórico de poluição do ar

O histórico de poluição do ar foi determinado a partir dos Relatórios de Qualidade do Ar na Região Metropolitana de Curitiba, elaborados pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP, 2015), entidade autárquica vinculada à Secretária de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Paraná. O presente estudo utilizou os dados da Estação Ouvidor Pardinho (PAR), por sua localização, entre as estações disponíveis, por representar a maior concentração de veículos circulantes e por monitorar o maior número de poluentes emitidos, totalizando sete

Posteriormente, os dados dos automóveis, das motocicletas e dos veículos a diesel foram agrupados, permanecendo a divisão entre veículos ultrapassados e modernos, para mostrar a evolução da frota como um todo.

parâmetros — SO_2 , O_3 , NO, NO_2 , CO, particulados totais sólidos (PTS) e particulados inaláveis (PI) (IAP, 2013).

A Estação Ouvidor Pardinho está localizada a 2 km do centro da cidade, próxima aos corredores de ligação das regiões sudeste, sul e sudoeste ao centro da cidade, em uma área de grande tráfego de ônibus e veículos. A estação PAR entrou em operação em agosto de 2002 e possui equipamentos capazes de fazer medições instantâneas e transmitir os dados a uma central (IAP, 2013); o envio de dados é feito com frequência horária.

Relação número de veículos versus concentração dos poluentes

No presente trabalho foram analisados os dados das concentrações de poluentes da PAR entre 2003 e 2014 (IAP, 2015).

Os dados pesquisados referentes à frota de veículos de Curitiba, coletados do DETRAN-PR (2015), foram divididos em três grupos: automóveis, motocicletas e veículos a diesel.

Cada um desses grupos foi dividido em veículos modernos e ultrapassados, conforme suas classificações nas fases do PROCONVE e do PROMOT.

Realizou-se também análise que unificou os grupos de automóveis, motocicletas e veículos a diesel, dividindo-se a frota total simplesmente em veículos modernos e veículos ultrapassados. Os totais de veículos modernos e ultrapassados foram comparados às concentrações dos poluentes (CO , PI, PTS, NO_2 , SO_2 e O_3) utilizando o coeficiente de correlação de Pearson.

Para investigar se as concentrações de poluentes analisadas têm relação com o tráfego de veículos, os dados da estação PAR do ano de 2014 foram comparados com os dados de outra estação, localizada nos arredores da

cidade, em região conhecida como “Cidade Industrial de Curitiba” (CIC). Foram analisados somente os poluentes em ambas as estações de monitoramento.

Para melhor compreender a evolução da qualidade do ar em Curitiba no período estudado, foi usado o método aplicado por Bagiński (2015), que propõe um índice de qualidade do ar de tráfego (TAQI), Equação 1, sobretudo em áreas urbanas com alto índice demográfico.

$$TAQI = EtR \cdot Ywc \quad (1)$$

Em que:

EtR = equivalente de poluentes emitidos;

Ywc = fator relativo para cânions urbanos.

A partir dos valores de nocividade das concentrações de emissões, e de fatores adicionais que dependem da topografia local, obtém-se o TAQI, que corresponde a cinco possíveis categorias de qualidade do ar (CAQs), variando de 1 (muito bom) a 5 (perigoso).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A frota de automóveis de Curitiba cresceu 65% no período; e a frota de automóveis modernos, que era 41,76%

da frota total de automóveis em 2001, passou a 73,91% em 2014.

A frota de motocicletas cresceu 139% no período estudado. Em termos quantitativos, a frota de motocicletas ultrapassadas reduziu de 44.797 para 34.802 unidades, uma diminuição de 22,3%. A frota de motocicletas modernas, que representava 12,66% em 2003, alcançou 71,66% da frota total em 2014.

Com a modernização da frota de motocicletas, espera-se que a contribuição desses veículos para a poluição do ar seja menor (TSAI *et al.*, 2000; CHIANG *et al.*, 2014; ADAK *et al.*, 2016).

A frota de veículos a diesel aumentou 66% no período, e, do total, a frota de veículos modernos a diesel passou de 22%, em 2003, para 66%, em 2014.

A Figura 1 mostra a evolução da frota, agrupando-se todos os veículos, divididos em ultrapassados e modernos, considerando as fases do PROCONVE. A frota de veículos cresceu 70,57% no período. Do total de veículos, os considerados modernos passaram de 38,17%, em 2003, para 73,14%, em 2014, indicando que houve renovação da frota de veículos em Curitiba, conforme relatado pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2011), e modernização, devido ao sucateamento dos veículos considerados ultrapassados.

A Figura 2 mostra que as concentrações de poluentes apresentaram pouca variação no período estudado,

mesmo com o grande fluxo de veículos nessa região: média de um automóvel a cada 1,71 s e um ônibus a cada 24 s. Segundo Souza, Silva e Silva (2013), os automóveis são os principais responsáveis pela emissão de CO, enquanto os ônibus contribuem para o aumento das emissões de NO₂ (RIBAS *et al.*, 2016). Analisando as tendências das linhas da Figura 2, fica evidente que, com exceção do ozônio, os demais poluentes apresentam a linha de tendência com coeficiente angular negativo, portanto em redução ao longo do tempo, corroborando o estudo realizado por Gioda *et al.* (2016), que verificaram redução dos índices de poluição da cidade do Rio de Janeiro nos últimos 50 anos.

Na Figura 3 é observada a correlação entre a evolução da frota de veículos modernos e a concentração dos poluentes no ar entre 2003 e 2014. Com exceção do ozônio, as concentrações dos demais poluentes diminuem com o aumento da frota de veículos modernos. Comportamento semelhante também foi observado por Milhor (2002), que resalta a importância da injeção eletrônica dos novos modelos, resultando na menor emissão de poluentes, assim como no trabalho apresentado por Rangel (2003), que aborda a importância do uso de catalisadores para a redução da emissão de gases tóxicos, principalmente o NO₂. Os poluentes CO e carbono (particulados inaláveis em forma de fuligem) apresentam

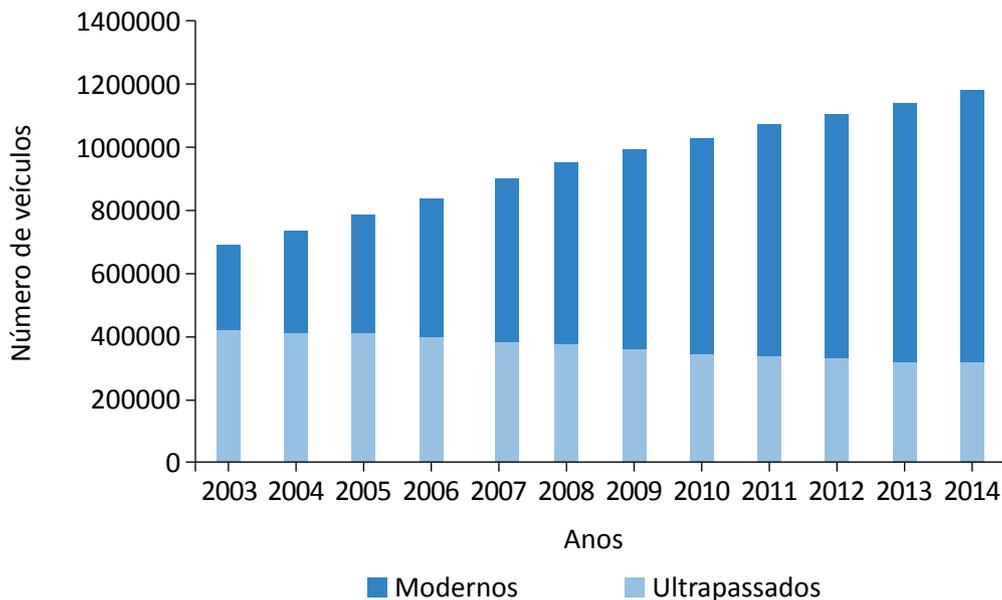


Figura 1 – Evolução da frota total de veículos em Curitiba entre 2003 e 2014.

maior redução de concentração no ar com o aumento da frota de automóveis modernos, com coeficientes de correlação de Pearson de -0,9060 e -0,8220, respectivamente, pois o sistema de injeção eletrônica permite a combustão completa, evitando a emissão desses gases. Por outro lado, os poluentes PTS e O₃ apresentam pouca correlação com a alteração da frota de automóveis modernos, -0,0973 e 0,0811, respectivamente, provavelmente devido à influência da poeira ambiente e das condições climáticas.

Na Figura 4 pode-se observar que o ozônio não sofre influência da circulação de veículos, mas sim da radiação solar, tendo maior concentração no período das 11h00 às 17h00. Os particulados PTS e PI, com o CO e o NO₂, apresentam picos pela manhã, entre 07h00 e 10h00, e no período das 17h00 às 22h00, horário de maior fluxo de veículos. Esses picos corroboram o observado por Gioda *et al.* (2016), em estudo realizado no Rio de Janeiro, onde também foram verificados picos de poluentes nos horários de grande tráfego de veículos; também Krecl *et al.* (2015), em estudo realizado em Estocolmo, identificaram picos de aumento de concentração de poluentes coincidindo com o aumento do número de veículos no trânsito. É possível verificar que a concentração de SO₂ sofre um acúmulo nas primeiras horas do dia até as 17h00 e posteriormente sofre redução até as 24h00, provavelmente devido à interação

entre a radiação e o calor acumulado no final do dia. Esse efeito merece ser avaliado com mais profundidade em estudos futuros.

Para avaliar se o comportamento das concentrações de poluentes monitorados pela estação Ouvidor Pardiniho tem relação exclusiva com o tráfego de veículos, foram comparados os valores de NO₂, CO, PTS e PI com os valores obtidos na estação CIC (poluentes monitorados em ambas as estações). A estação CIC fica próximo à cidade de Araucária, e no estudo realizado por Barbon e Gomes (2010), sobre a poluição do ar naquela região, as emissões veiculares foram desconsideradas, por representarem menos de 1% das emissões totais locais diante das emissões das indústrias da região. Verificou-se que na estação CIC, além de os picos de concentração de poluentes coincidirem com os picos de maior tráfego de veículos, entre 5h00 e 10h00 pela manhã e entre 17h00 e 21h00 à tarde, os índices de CO, PTS e PI ficaram elevados devido à influência da poluição gerada pelas indústrias localizadas nessa região. Outro ponto a ser observado é a maior concentração de NO₂ na região da Estação Ouvidor Pardiniho, que se deve, segundo Ribas *et al.* (2016) e Souza, Silva e Silva (2013), ao maior tráfego de ônibus (veículos movidos a diesel e que produzem como principal poluente o NO₂). Concluiu-se, assim, que a estação PAR é a mais representativa da poluição automotiva na região em estudo.

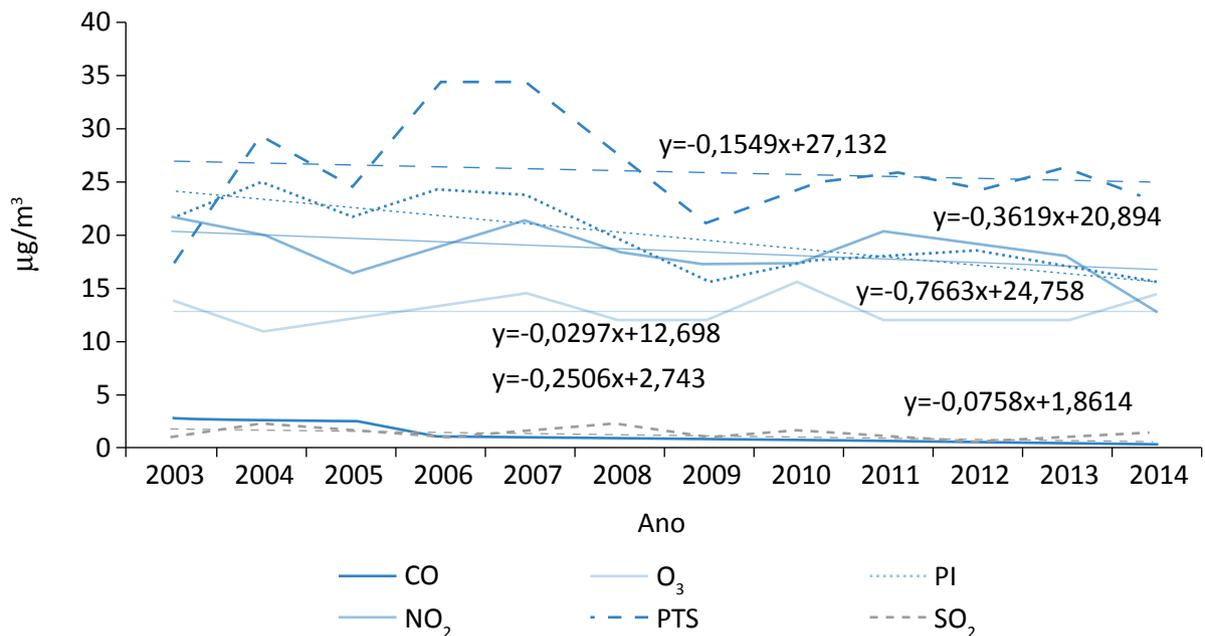


Figura 2 – Médias anuais da concentração de poluentes em Curitiba, entre 2003 e 2014, Estação Ouvidor Pardiniho.

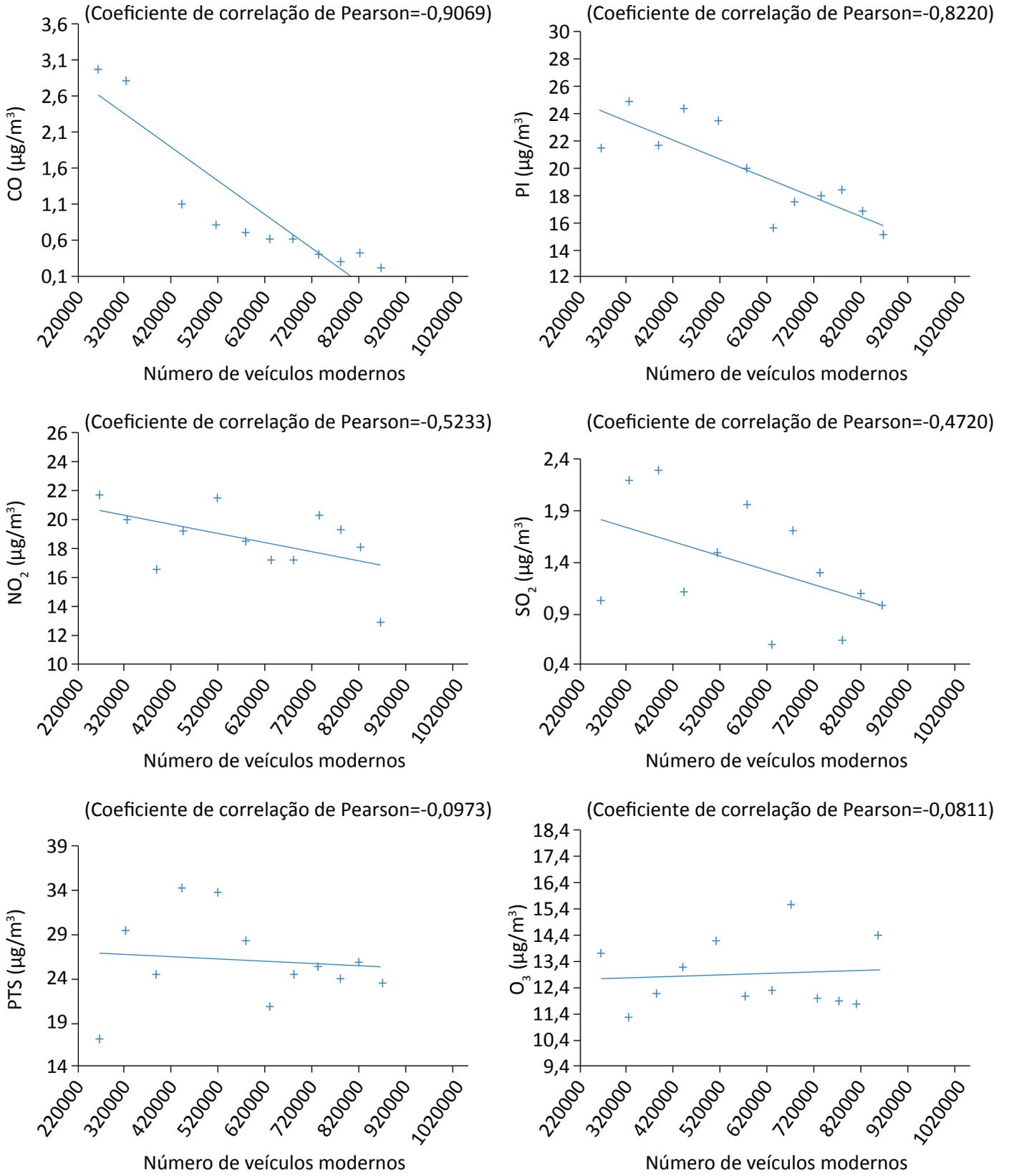
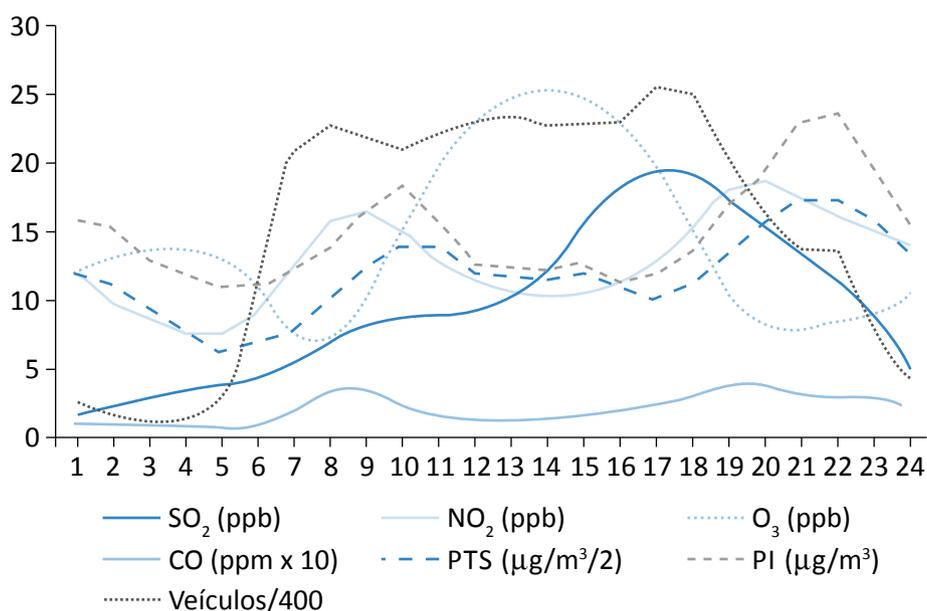


Figura 3 – Correlação entre a frota de veículos modernos e as concentrações de poluentes, em Curitiba, entre 2003 e 2014.

As iniciativas legislativas de exigência de índices de emissão progressivamente menores se revelam importantes e eficazes, orientando, estimulando e complementando o desenvolvimento tecnológico dos motores dos veículos.

Utilizando-se a metodologia proposta por Bagiński (2015), os dados obtidos do IAP entre 2003 e 2014 e as considerações apresentadas anteriormente durante a visita à Praça Ouvidor Pardini, obteve-se o resultado da evolução do E_{tr} e, posteriormente, do TAQI (Tabela 1).

Esse autor propõe valores de nocividade para os poluentes componentes de emissões veiculares, porém os coeficientes de nocividade não têm relação com os coeficientes de toxicidade. Os coeficientes de nocividade dos poluentes emitidos levam em consideração sua influência nos seres humanos, sua interação com outros componentes do ambiente, seu tempo de vida na atmosfera, os processos físico-químicos que os envolvem e os impactos de substâncias secundárias formadas por eles. Para o cálculo



Fonte: IAP (2015) e SETRAN (2015).

Figura 4 – Médias horárias da concentração de poluentes e veículos em Curitiba em 2014.

Tabela 1 – Evolução das categorias de qualidade do ar de Curitiba.

	Ki	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
CO ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	0,13	2,97	2,8	2,5	1,1	0,8	0,7	0,6	0,6	0,4	0,3	0,4	0,2
NO ₂ ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	5,6	21,7	20	16,6	19,2	21,4	18,6	17,2	17,2	20,3	19,3	18,1	12,9
SO ₂ ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	1	1,025	2,2	2,3	1,1	1,5	1,97	0,6	1,7	1,3	0,6	1,1	1,0
PI ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	9,1	21,5	24,9	21,7	24,3	23,5	19,9	15,6	17,5	18,03	18,4	16,9	15,1
E_{tr}	–	318,6	341,2	293,1	329,9	335,3	287,3	239,0	257,3	279,1	276,2	256,3	210,7
TAQI	–	655,6	702,1	603,1	678,9	690,0	591,3	491,8	529,6	574,4	568,4	527,5	433,6
CAQ	–	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

PI: particulado inalável; E_{tr} : equivalente de poluentes emitidos; TAQI: índice de qualidade do ar de tráfego; CAQ: categoria de qualidade do ar.

do TAQI, é necessário conhecer o equivalente de poluentes emitidos, obtido a partir do coeficiente de nocividade de um determinado poluente, e a quantidade total de emissões desse poluente (BAGIÉNSKI, 2015).

Segundo as considerações de Bagiénski (2015), os resultados para as CAQs listadas na Tabela 1 indicam que, de 2003 a 2014, a CAQ da região central de Curitiba, a mais influenciada pelo tráfego de veículos, recebeu a classificação “muito bom”. Isso significa que Curitiba

apresenta concentrações de poluição compatíveis com cidades europeias e corrobora a publicação apresentada pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2016), que informa que Curitiba é uma cidade com níveis de poluição do ar mais baixos que os de muitas outras cidades em crescimento. Embora o presente estudo tenha avaliado apenas os valores de uma estação de monitoramento, esse resultado indica que, na área avaliada, o aumento de circulação dos veículos não exerceu pressão negativa sobre os parâmetros de qualidade do ar.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos para caracterizar a frota de veículos de Curitiba, e sua análise discriminando os veículos ultrapassados e modernos, permitem concluir que houve renovação da frota de veículos em Curitiba.

Tal renovação influenciou a concentração de diversos poluentes analisados, especialmente o NO_2 , o PI e o CO, visto que suas concentrações apresentaram coeficientes de correlação fortes com a fração moderna da frota. A análise das concentrações de poluentes demonstrou que elas sofreram leve redução ao longo do período estudado, com exceção do ozônio, que apre-

sentou crescimento. A evolução das tecnologias que implicam em redução de emissões veiculares, como de controle eletrônico de injeção, de catalisadores e de novos combustíveis menos poluentes, comprova-se relevante para a redução efetiva das concentrações atmosféricas de poluentes.

Apesar de Curitiba ser uma cidade arborizada, com diversos parques, a renovação da frota de veículos influenciou positivamente na qualidade do ar. Mesmo com a frota total aumentando no período da pesquisa, o índice de qualidade do ar se manteve estável.

REFERÊNCIAS

- ADAK, P.; SAHU, R.; ELUMALAI, S. P.; BARCELO, D. Development of emission factors for motorcycles and shared autorickshaws using real-world driving cycle for a typical Indian city. *Science of the Total Environment*, v. 544, p. 299-308, 2016.
- BAGIÉNSKI, Z. Traffic air quality index. *Science of the Total Environment*, Holanda, v. 505, p. 606-614, 2015.
- BARBON, A. & GOMES, J. Simulação das emissões atmosféricas sobre o município de Araucária com uso do modelo AERMOD. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Brasil, v. 15, p. 129-140, 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *1ª Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários*. Brasil: Estação das Artes, 2011.
- CARVALHO, C. *Emissões relativas de poluentes do transporte motorizado de passageiros nos grandes centros urbanos brasileiros*. Brasília: IPEA, 2011.
- CHIANG, H.-L.; HUANG, P.-H.; LAI, Y.-M.; LEE, T.-Y. Comparison of the regulated air pollutant emission characteristics of real-world driving cycle and ECE cycle for motorcycles. *Atmospheric Environment*, v. 87, p. 1-9, 2014.
- DEPARTAMENTO DE TRÂNSITO DO PARANÁ – DETRANPR. *Anuários estatísticos*. Disponível em: <<http://www.detrان.pr.gov.br/>>. Acesso em: jun. 2015.
- DIESELNET. *Emission standards*. Disponível em: <<https://www.dieselnet.com/standards/>>. Acesso em: set. 2016.

- GIODA, A.; VENTURA, L.; RAMOS, M.; SILVA, M. Half century monitoring air pollution in a megacity: a case study of Rio de Janeiro. *Water Air Soil Pollution*, Suíça, v. 227, 2016.
- GUO, H.; ZHANG, Q.; SHI, Y.; WANG, D.; DING, S.; YAN, S. Characterization of on-road CO, HC and NO emissions for petrol vehicle fleet in China city. *Journal of Zhejiang University SCIENCE B*, China, v. 7, p. 532-541, 2006.
- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP. *Relatório anual da qualidade do ar na região metropolitana de Curitiba ano de 2012*. Brasil, 2013.
- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP. *Relatórios anuais*. Disponível em: <<http://www.iap.pr.gov.br/>>. Acesso em: jul. 2015.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. *Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE/Promot/Ibama*. 3ª ed. Brasil: Ibama/Diqua, 2011.
- KRECL, P.; TARGINO, A.; JOHANSSON, C.; STRÖM, J. Characterisation and source apportionment of submicron particle number size distributions in a busy street canyon. *Aerosol and Air Quality Research*, Taiwan, v. 15, p. 220-233, 2015.
- KUHNS, H.; MAZZOLENI, C.; MOOSMÜLLER, H.; DJORDJW, N.; KEISLAR, R.; BARBER, P.; LIC, Z.; ETYMEZIAN, V.; WATSON, J. Remote sensing of PM, NO, CO and HC emission factors for on-road gasoline and diesel engine vehicles in Las Vegas, NV. *Science of the Total Environment*, Estados Unidos da América, v. 322, p. 123-137, 2004.
- LA ROVERE, E.L.; MENDES, F.E.; SZWARCFITER, L.; MATTOS, L.B.R.; SZWARC, A. Avaliação do Proconve - Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores. Relatório de pesquisa elaborado pelo Laboratório Interdisciplinar de Meio Ambiente para o Ministério do Meio Ambiente. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2002.
- LINKE, R. O PROCONVE L6 e esboços para o L7. In: SEMINÁRIO TENDÊNCIAS E O FUTURO DAS EMISSÕES VEICULARES: IMPACTO NA SAÚDE, LEGISLAÇÃO E TECNOLOGIA, São Paulo, 2009. *Apresentação...* Brasil, 2009.
- MASSAGARDI, M. *Proposta metodológica para compensação as emissões de metano não queimado em motores de ignição por compressão do tipo duplo combustível a diesel e gás natural veicular*. Dissertação (Mestrado) – Programa de Mestrado Profissional em Gestão Ambiental da Universidade Positivo, Brasil, 2014.
- MILHOR, C. *Sistema de desenvolvimento para controle eletrônico dos motores de combustão interna ciclo Otto*. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
- RANGEL, M. Impacto dos catalisadores automotivos no controle da qualidade do ar. *Química Nova*, Brasil, v. 26, n. 2, p. 265-277, 2003.
- RIBAS, W. F.; BILOTTA, P.; JANISSEK, P. R.; CARVALHO FILHO, M. A. S.; PENTEADO NETO, R. A. Influência do combustível (diesel e biodiesel) e das características da frota de veículos do transporte coletivo de Curitiba nas emissões de NOx. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Brasil, v. 21, p. 437-445, 2016.
- SECRETARIA MUNICIPAL DE TRÂNSITO – SETRAN. *Relatório de fluxo de veículos de setembro de 2015*. Brasil, 2015.
- SOUZA, C.; SILVA, S.; SILVA, M. Inventory of conventional air pollutants emissions from road transportation for the state of Rio de Janeiro. *Energy Policy*, Holanda, v. 53, p. 125-135, 2013.
- TAI, J.; HSU, Y.; WENG, H.; LIN, W.; JENG, F. Air pollutant emission factors from new and in-use motorcycles. *Atmospheric Environment*, Holanda, v. 34, n. 28, p. 4747-4754, 2000.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. WHO releases country estimates on air pollution exposure and health impact – new interactive maps highlight areas within countries that exceed WHO air quality limits, 2016. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2016/air-pollution-estimates/en/>>. Acesso em: 29 set. 2016.

DISPONIBILIDADE HÍDRICA DE SOLO COESO SOB A AÇÃO DE POLIACRILAMIDA: QUALIDADE FÍSICA AMBIENTAL

WATER AVAILABILITY OF COHESIVE SOIL UNDER
THE ACTION OF POLYACRYLAMIDE: ENVIRONMENTAL PHYSICAL QUALITY

Valerio Ferreira Marcelo

Mestre em Engenharia Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Doutorando pelo Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) – Recife (PE), Brasil.

Brivaldo Gomes de Almeida

Professor adjunto pela UFRPE – Recife (PE), Brasil.

José Coelho de Araújo Filho

Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Solos – Recife (PE), Brasil.

Wagner Luis da Silva Souza

Doutor em Ciência do Solo pela UFRPE – Recife (PE), Brasil.

Endereço para correspondência:

Valerio Ferreira Marcelo – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Tecnologia Rural – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Dom Manuel de Medeiros, s/n – Dois Irmãos – 52171-900 – Recife (PE), Brasil – E-mail: valeriomarcelo@hotmail.com

RESUMO

Os Tabuleiros Costeiros possuem camadas coesas de solos que alteram o estado da água nos seus poros, interferindo no desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Este estudo objetivou avaliar a ação dos condicionadores poliácridamida (PAM) e gesso no solo coeso de Tabuleiros Costeiros de Pernambuco via intervalo hídrico ótimo (IHO). As amostras foram subdivididas em três tratamentos — T0 (Controle), T1 (PAM) e T2 (PAM + gesso) —, com quatro repetições cada. Foram avaliadas a curva característica de retenção de água no solo; a densidade do solo; a resistência do solo à penetração de raízes (RP) e o IHO. As médias foram submetidas à ANOVA e ao teste de Tukey, pelo aplicativo Statistical Analysis System (SAS). O IHO foi eficiente em detectar alterações na disponibilidade de água do solo; o tratamento com PAM foi o que promoveu maior aumento dessa disponibilidade, e o valor crítico da RP para o IHO do solo coeso estudado ficou acima de 2 MPa.

Palavras-chave: IHO; polímero; densidade do solo.

ABSTRACT

The Coastal Trays have cohesive layers of soils that alter the state of the water in their pores, interfering in the development of the root system of the plants. This study aimed to evaluate the action of polyacrylamide and gypsum conditioners on the cohesive soil of Pernambuco Coastal Traps via the least limiting water range (LLWR). The samples were subdivided into three treatments — T0 (Control), T1 (Polyacrylamide) and T2 (Polyacrylamide + Gypsum) —, with four replicates per treatment. The water retention characteristic curve; soil density; soil resistance to root penetration (RP) and LLWR were evaluated. The means were submitted to ANOVA and Tukey's test, by the Statistical Analysis System (SAS) application. The LLWR was efficient in detecting changes in soil water availability; being the treatment with polyacrylamide which promoted greater increase of this availability, being the critical value of the RP for the LLWR of the cohesive soil studied above 2 MPa.

Keywords: LLWR; polymer; bulk density.

INTRODUÇÃO

Os Tabuleiros Costeiros são formações terciárias, com amplas superfícies planas e elevações de 30 a 150 m acima do nível do mar. Para Sobral *et al.* (2002), o termo é referente à topografia plana, do tipo tabular, apresentando ondulação suave com menor frequência.

Os Tabuleiros ocupam uma zona úmida costeira das Regiões Norte, Nordeste e Sudeste, sob clima de estações secas e úmidas bem definidas (JACOMINE, 2001). Essa unidade de paisagem apresenta irregularidade pluviométrica, pobreza de nutrientes e ocorrência das camadas coesas, que são limitações atribuídas aos solos relacionadas à estrutura (ARAÚJO, 2000). Os solos predominantes são os latossolos amarelos, os argissolos e alguns latossolos vermelho-amarelos (LEPSCH, 2007).

Os Tabuleiros possuem horizontes coesos, termo usado para diferenciar solos com horizontes extremamente duros sem a presença de água, e firmes ou friáveis se umedecidos (EMBRAPA, 2013).

A coesão ocorre nas áreas sob floresta e sob cultivo; por isso, a ocorrência indica ser um processo de transformação do seu material de origem (RIBEIRO, 1991). Os solos com horizontes coesos têm textura média a muito argilosa, são estruturalmente fracos e com disposição a formar blocos (EMBRAPA, 2013).

As camadas coesas de impedimento promovem alterações complexas no estado da água no solo, reduzindo sua disponibilidade às plantas, interferindo no processo de irrigação e em sua frequência e também na quantidade de lâminas de água a serem utilizadas. Os solos coesos ocorrem nos horizontes AB, BA, Bw e Bt, sendo os dois primeiros transicionais (EMBRAPA, 2013).

Stefanoski *et al.* (2013) apresentaram como indicadores primários da qualidade do solo os atributos densidade do solo, resistência do solo à penetração de raízes, agregação (>2 mm), textura, porosidade total, infiltração e condutividade hidráulica saturada.

O manejo do solo coeso requer práticas que reduzam a célere perda da água após o período das chuvas. As propriedades físicas dos solos e os fatores de crescimento das plantas, se arranjos de forma inadequada, podem elevar os custos de produção e resultar na perda da produtividade, sendo esses problemas concretos da cadeia produtiva (CINTRA; PORTELA; NOGUEIRA, 2004).

Na perspectiva de melhorar as propriedades físico-hídricas dos solos, somados às práticas mecânicas, diversos condicionadores orgânicos e químicos são pesquisados, como as macrófitas aquáticas associadas a doses de fósforo (MACHADO *et al.*, 2014) e o gesso agrícola (sulfato de cálcio), subproduto da produção de ácido fosfórico, um condicionador fonte de cálcio e enxofre, corretor de solos sódicos e com potássio elevado (VITTI *et al.*, 2008).

Com relação à matéria orgânica, essa é muito mais relevante na função de condicionador de solo do que como fonte de nutrientes (SILVA, 2015). Somam-se também aos condicionadores as zeólitas, que atuam na retenção de água no solo, sendo classificadas como um grupo de tectosilicatos com 50 tipos de minerais de ocorrência natural (BERNARDI *et al.*, 2009).

Pode-se acrescentar à lista de condicionadores de solo os polímeros, que são alvo de pesquisas desde os anos de 1950. Na década de 1980, por sua vez, houve uma retomada mundial desses estudos, após o surgimento de uma nova geração de polímeros, diferenciados dos pioneiros, que eram fitotóxicos (MORAIS; BOTREL; DIAS, 2001). Os polímeros são macromoléculas de alta massa molar, formadas por monômeros. Esses reagem por adição ou condensação, produzindo polímeros com diferentes propriedades físico-químicas e mecânicas (GONÇALVES; COSTA, 2009).

A poliacrilamida (PAM) é um polímero à base de acrilamida — muito usada como condicionador de solos —, que atua no processo de retenção de água, preservando a umidade por maior tempo e reduzindo, dessa forma, a perda de nutrientes por lixiviação (BALENA, 1998; SANTOS *et al.*, 2009).

No Brasil, poucos são os estudos realizados com aplicação de PAM em solos com horizontes coesos oriundos de Tabuleiros Costeiros no Nordeste. As pesquisas recentes sobre o assunto podem ser encontradas em Almeida (2008), Almeida, Raiane e Almeida (2012), Melo (2013), Andrade (2014) e Marcelo (2015).

É importante compreender o comportamento das propriedades físicas do solo coeso quando ele é manejado com PAM e com essa substância associada a outro condicionador, como o gesso. Um indicador relevante para aferir a qualidade física do solo é o intervalo hídrico ótimo (IHO), por integrar vários indicadores relacionados

ao desenvolvimento das culturas (SILVA; KAY; PERFECT, 1994; TORMENA; SILVA; LIBARDI, 1998).

O IHO é eficiente para monitorar a compactação do solo (BEUTLER *et al.*, 2007), e, por este motivo, pode ser aplicado na avaliação de solos coesos.

O IHO constitui-se em um índice que integra fatores relacionados diretamente com o crescimento das plantas, como a porosidade da aeração (PA) — mais adequada quando seus valores são $\cong 10\%$ —, a água no solo nas tensões entre a capacidade de campo (CC) e o ponto de murcha permanente (PMP) e o teor de água no solo, sendo sua resistência à penetração de raízes (RP) < 2 MPa.

A pesquisa teve como principais objetivos avaliar o comportamento físico e físico-hídrico do solo coeso sob o uso de PAM com e sem gesso no ambiente dos Tabuleiros Costeiros. Este estudo partiu da hipótese de que tais condicionadores atenuam o caráter coeso, melhorando o desempenho ambiental desse solo em áreas de Tabuleiros Costeiros e promovendo a recuperação de áreas degradadas pelo manejo agrícola e pelo desmatamento. A qualidade ambiental do solo coeso foi avaliada por meio dos atributos que compõem o IHO: umidade na PA a 10%, umidade na qual a resistência do solo à penetração de raízes é < 2 MPa, umidade na CC, umidade no PMP e densidade do solo.

OBJETIVO

Este estudo teve como objetivo avaliar a ação dos condicionadores PAM e gesso em solo coeso

de Tabuleiros Costeiros de Pernambuco por meio do IHO.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado com solo proveniente da Estação Experimental de Itapirema, pertencente ao Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), instalada no município de Goiana (PE), Zona da Mata Norte.

A área foi selecionada com base na melhor representação de solo coeso sob relevo plano (tabuleiro). O local já está bem referenciado, sendo espaço de pesquisas desenvolvidas em solos coesos desde 1960. Após a seleção, foi aberto um perfil em área sob cana-de-açúcar, cultivada há aproximadamente dois anos, tendo o coco como cultura anterior.

Na descrição do perfil, a separação dos horizontes foi realizada conforme Santos *et al.* (2005), seguindo-se a classificação do solo conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (EMBRAPA, 2013).

A seleção do horizonte para o estudo foi realizada baseando-se nas características morfológicas do caráter coeso. Escolheu-se o horizonte Bt1, que foi o que apresentou características de máxima coesão, ocorrendo na profundidade entre 48 e 70 cm, sendo o perfil do solo classificado como ARGISSOLO AMARELO Distrocoeso abrupto.

As amostras foram coletadas em anéis volumétricos de aço 50x50 mm, inseridos em blocos não deformados retirados do horizonte de estudo. Após sua separação

do perfil — feita por meio do serrote, da pá reta e do macaco hidráulico (Figuras 1A e 1B) —, os blocos foram envolvidos em plástico bolha e fixados com fita de empacotamento, tendo sua base e seu topo devidamente identificados e sinalizados; as dimensões obtidas foram 45x45x22 cm — comprimento, largura e altura, respectivamente —, sendo a última correspondente à espessura do horizonte Bt1. Em seguida, os blocos foram acondicionados entre placas de isopor e transportados para o laboratório (Figuras 1C e 1D), diminuindo-se assim a possibilidade de perturbação da estrutura.

No laboratório, os blocos foram engessados — contidos — pelas bordas com ataduras embebidas em solução de gesso com água. Dessa maneira, os blocos mantiveram-se estruturados para suportar a etapa de coletas das amostras de solo com a inserção dos anéis volumétricos. Após a contenção com ataduras, os blocos foram previamente acondicionados em bandejas plásticas forradas com espuma de 20 mm e umedecidos com água destilada (Figura 1E). Nesses blocos, a coleta com anéis volumétricos foi realizada com amostrador tipo Uhland, porém sem o uso do martelo para impactar o anel ao solo. O procedimento contou com o auxílio de um braço mecânico movido por uma engrenagem de tração manual, que ajuda na inserção dos anéis com o mínimo de impacto, preservando a estrutura da amostra dentro do anel (Figura 1F).

As amostras de solo em anéis foram casualizadas e submetidas a três tratamentos:

- T0, realizado apenas com água destilada, representando a testemunha (controle);
- T1, feito com polímero aniônico à base de PAM, com concentração de 100 mg kg^{-1} ; e
- T2, tratamento a base de PAM (100 mg kg^{-1}) e gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, P.A., com concentração de $1,523 \text{ g L}^{-1}$).

O PAM utilizado é produzido pela Cytec com nome comercial “Poliacrilamida Superfloc A-130”; tem alta massa molecular — $15,0 \text{ Mg mol}^{-1}$ — e 35% de densidade de carga (hidrólise). As quantidades de PAM e gesso utilizadas neste estudo foram baseadas nos trabalhos de Almeida (2008), Melo (2013) e Andrade (2014). Esses autores obtiveram melhor desempenho

dos condicionadores PAM e gesso aplicados em solos coesos sob condições semelhantes ao do solo objeto deste estudo.

Os condicionadores químicos foram aplicados nas amostras contidas nos anéis volumétricos por capilaridade, respeitando a seguinte sequência: os anéis contendo as amostras de solo, sem ter sido feito o toailete, foram postos para secar ao ar; em seguida, foram submetidos aos seus respectivos tratamentos. Para que isso ocorresse, bandejas plásticas foram forradas com espuma de 10 mm de espessura, utilizadas para reduzir o atrito das amostras e manter a superfície de contato úmida — local em que as soluções foram colocadas. Após a saturação da espuma, os anéis foram acondicionados nas bandejas com os respectivos tratamentos, dando início à saturação das amostras por capilaridade.



Figura 1 – Sequência da amostragem dos solos: separação do bloco do perfil (A e B); acondicionamento do bloco (C, D e E); e inserção dos anéis volumétricos (F).

O nível da solução elevou-se $\cong 1$ cm a cada 30 min., chegando até 95% da altura dos anéis volumétricos, preservando essas condições por 48 horas. Passado esse período, os conjuntos anel-amostra saturados com seus respectivos tratamentos foram retirados e postos para secar ao ar, utilizando uma grade suspenso revestida por tela de nylon com malha 1 mm. Em seguida, procedeu-se o toailete das amostras — retirada do excesso de solo contido nas bordas do anel volumétrico.

A curva característica de retenção de água no solo (CCRAS) foi usada para obtenção de umidades em determinadas tensões preestabelecidas, sendo seus valores utilizados na quantificação da distribuição de tamanho de poros — macro, meso, micro e criptoporos.

A construção da CCRAS foi realizada nas amostras contidas nos anéis volumétricos por meio da mesa de tensão (até 10 kPa) — segundo Oliveira (1968) — e das câmaras de Richards (>10 kPa) — conforme metodologia sugerida em Dane e Hopmans (2002).

Após cada equilíbrio da tensão/pressão, as amostras foram pesadas e levadas à estufa (105°C, 24 h), e sua umidade volumétrica calculada conforme a equação (1).

$$\theta_{(\%) } = \frac{\left(\frac{\text{massa de água equilibrada}}{\text{a determinada tensão ou pressão}} \right)}{\text{Densidade da água}} \times 100 \quad (1)$$

Os resultados obtidos a partir da CCRAS foram ajustados por meio da equação (2), proposta por Van Genuchten (1980):

$$\theta_v = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha \psi)^n]^m} \quad (2)$$

onde

θ_v é a umidade volumétrica atual do solo ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$);
 θ_r é a umidade volumétrica residual do solo ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$);
 θ_s é a umidade volumétrica de saturação do solo ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$); expressa o parâmetro inversamente proporcional ao diâmetro médio dos poros (cm^{-1});

Y é o potencial mátrico aplicado, representado pela tensão que a água está retirada no solo (cca); e “n” e “m” são parâmetros empíricos da equação.

Para calcular o valor de m, utilizou-se a expressão $m=1 - 1/n$, para $n>1$, conhecida como restrição de Muallen, conforme sugere Van Genuchten (1980).

Os ensaios da RP foram realizados após o equilíbrio de cada tensão/pressão aplicada e seus respectivos pesos, direcionando cada conjunto anel-amostra ao penetrômetro de bancada para a inserção da agulha. Esse instrumento utilizado é composto por um atuador linear elétrico com motor de passo, um painel para controle da velocidade (1 mm s^{-1}), uma base metálica para sustentação do conjunto mecânico e da amostra durante o teste e uma célula de carga com capacidade nominal de 20 kg, contendo na sua extremidade inferior uma haste com agulha de 4 mm de diâmetro de cone, que foi introduzida no solo na direção perpendicular.

Os ensaios de RP foram realizados nas amostras contidas nos anéis volumétricos, submetidas às seguintes tensões de água no solo: 1; 6; 10; 33; 50; 100; 500; 1000 e 1500 kPa.

A determinação da densidade do solo (D_s) foi realizada pelo método do anel volumétrico, conforme descrito em Grossman e Reinsch (2002). Nesse procedimento, o solo contido nesses anéis é seco em estufa, a 105°C, até obter peso constante. Com isso, a D_s pôde ser calculada pela equação (3), apresentada a seguir:

$$D_s = \frac{M_s}{V_s} \quad (3)$$

onde

D_s é a densidade do solo (g cm^{-3});

M_s é a massa do solo seco à 105°C; e

V_s é o volume de sólidos, assumido como o volume do anel ($V_{\text{anel}} = \pi r^2 h$).

Após a elaboração das CCRAS e da RP, onde se obtém o valor da umidade volumétrica na CC ($\theta_{\text{CC à 33 kPa}}$) e no PMP ($\theta_{\text{PMP à 1500 kPa}}$), foram estimados o conteúdo de água no solo em que a RP atinge o valor crítico (θ_{RP}), como também o conteúdo de água no qual a PA é de 10% ($\theta_{\text{PA à 10\%}}$), umidades estas utilizadas na construção do IHO.

Desse modo, na determinação do IHO, realizou-se o ajuste da curva de RP pelo modelo não linear de Busscher (1990), conforme equação (4).

$$RP = a \cdot \theta_v^b \cdot Ds^c \quad (4)$$

onde

RP é a resistência do solo à penetração de raízes;

θ_v é a umidade volumétrica atual;

Ds é a densidade do solo; e

“a”, “b” e “c” são os parâmetros de ajuste do modelo.

A equação (4) deve ser linearizada, obtendo-se a equação (5), a seguir:

$$\ln RP = \ln a + b \ln \theta_v + c \ln Ds \quad (5)$$

A CCRAS, que relaciona a variação de umidades em função dos potenciais mátricos aplicados (Y), foi ajustada conforme modelo não linear utilizado por Silva, Kay e Perfect (1994), na forma de log neperiano, conforme a equação (6):

$$\ln(\theta_v) = d + e \cdot Ds + f \ln |\Psi| \quad (6)$$

Onde

θ_v é a umidade volumétrica atual;

Ds é a densidade do solo;

$|\Psi|$ é o módulo do potencial mátrico; e

“d”, “e” e “f” são parâmetros de ajuste do modelo.

Uma vez definidos os parâmetros (“a”, “b”, “c”, “d”, “e” e “f”), foram determinados os valores críticos das umidades na CC, no PMP, na PA e na RP, por meio das equações (7), (8), (9) e (10), respectivamente.

$$\theta_{CC} = \exp(d + e \cdot Ds) 0,033^f \quad (7)$$

$$\theta_{PMP} = \exp(d + e \cdot Ds) 1,5^f \quad (8)$$

$$\theta_{PA} = (1 - Ds/2,61) - 0.1 \quad (9)$$

$$\theta_{RP} = (5,0/a \cdot Ds^c)^{1/b} \quad (10)$$

onde

θ_{CC} é a umidade volumétrica na capacidade de campo equilibrada no potencial 33 KPa;

θ_{PMP} é a umidade volumétrica no ponto de murcha permanente para solos equilibrada à 1500 KPa;

θ_{PA} é a umidade volumétrica em que a PA é igual a 10%, e o valor 2,65 é a densidade de partícula (Dp) assumida ($g \cdot cm^{-3}$); e

θ_{RP} é a umidade volumétrica na qual a resistência do solo à penetração de raízes atinge o valor de 5,0 MPa (que nesse estudo foi considerado valor crítico).

O IHO pode ser calculado considerando quatro possibilidades — conforme os valores das equações (11), (12), (13) e (14), como sugerem Wu *et al.* (2003) e Leão *et al.* (2004).

Se ($\theta_{PA} \geq \theta_{CC}$) e ($\theta_{RP} \leq \theta_{PMP}$), a equação empregada será:

$$IHO = \theta_{CC} - \theta_{PMP} \quad (11)$$

Se ($\theta_{PA} \geq \theta_{CC}$) e ($\theta_{RP} \geq \theta_{PMP}$), a equação empregada será:

$$IHO = \theta_{CC} - \theta_{RP} \quad (12)$$

Se ($\theta_{PA} \leq \theta_{CC}$) e ($\theta_{RP} \geq \theta_{PMP}$), a equação empregada será:

$$IHO = \theta_{PA} - \theta_{RP} \quad (13)$$

Se ($\theta_{PA} \leq \theta_{CC}$) e ($\theta_{RP} \leq \theta_{PMP}$), a equação empregada será:

$$IHO = \theta_{PA} - \theta_{PMP} \quad (14)$$

Nos ensaios utilizou-se o delineamento em blocos casualizados. Foram realizadas quatro repetições por tratamento, totalizando 108 unidades — 9 tensões x

4 repetições x 3 tratamentos. As médias dos parâmetros físicos analisados foram submetidas à análise de variância (ANOVA), e aos parâmetros que apresenta-

ram diferenças significativas foi aplicado o teste de Tukey, por meio do aplicativo Statistical Analysis System (SAS) (1996).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os limites para formar o diagrama representativo do IHO foram a umidade volumétrica na CC (θ_{cc}) e a umidade volumétrica na qual a RP atingiu 5 MPa ($\theta_{RP \text{ à } 5MPa}$). Os diagramas representativos do IHO para o solo sob tratamentos, onde umidades acima ou abaixo da área hachurada indicam condições limitantes ao crescimento de plantas e críticas ao seu desenvolvimento, quando a densidade do solo estiver acima do valor onde o IHO é nulo — isto é, densidade do solo crítica (Ds_c) —, estão representados pelas setas em vermelho na Figura 2.

Observa-se, nos diagramas, duas retas para a RP: uma usando o limite de 2 MPa e a outra adotando 5 MPa. Por ser coeso, o solo já apresenta altos valores de RP, mesmo quando esse está praticamente saturado, onde os valores já atingem 2 MPa, o que impossibilita a construção da área que representa o IHO. Nessas condições, a RP ficou acima da cc ; portanto, só foi possível a construção do IHO quando os valores de PR foram 5 MPa. Dessa forma, a RP que melhor se ajustou para a condição do solo coeso em estudo, permitindo traçar as retas no diagrama do IHO, foi o valor de 5 MPa.

Esses altos valores de PR comprovam que os solos coesos em estudo apresentam uma elevada degradação, com baixa qualidade ambiental. Com relação a isso, Araújo, Tormena e Silva (2004) comentam que um solo em condição de degradação apresenta redução da disponibilidade de água para as plantas, tendo a taxa de difusão de oxigênio e a RP como fatores limitantes ao desenvolvimento delas, mesmo na faixa de potenciais em que há água disponível no solo.

Dias (2012), estudando a disponibilidade de água e sua relação com valores de RP em um latossolo amarelo coeso de Tabuleiro Costeiro do Recôncavo da Bahia sob pastagem, encontrou elevada Ds e faixa bastante estreita de IHO, com densidade crítica (Ds_c) próxima a $1,55 \text{ g cm}^{-3}$. Naquela situação, o autor observou o início da transição da faixa da RP sobrepondo a umidade na CC, tendo como valor limitante a RP a 2 MPa.

Altos valores de RP não é um fato exclusivo de solos coesos, pois alguns autores relatam valores críticos bem acima dos tradicionais 2,0 MPa usados, como os observados por Ehlers *et al.* (1983) e Sine *et al.* (1985), onde considerou-se valores de até 7,0 MPa.

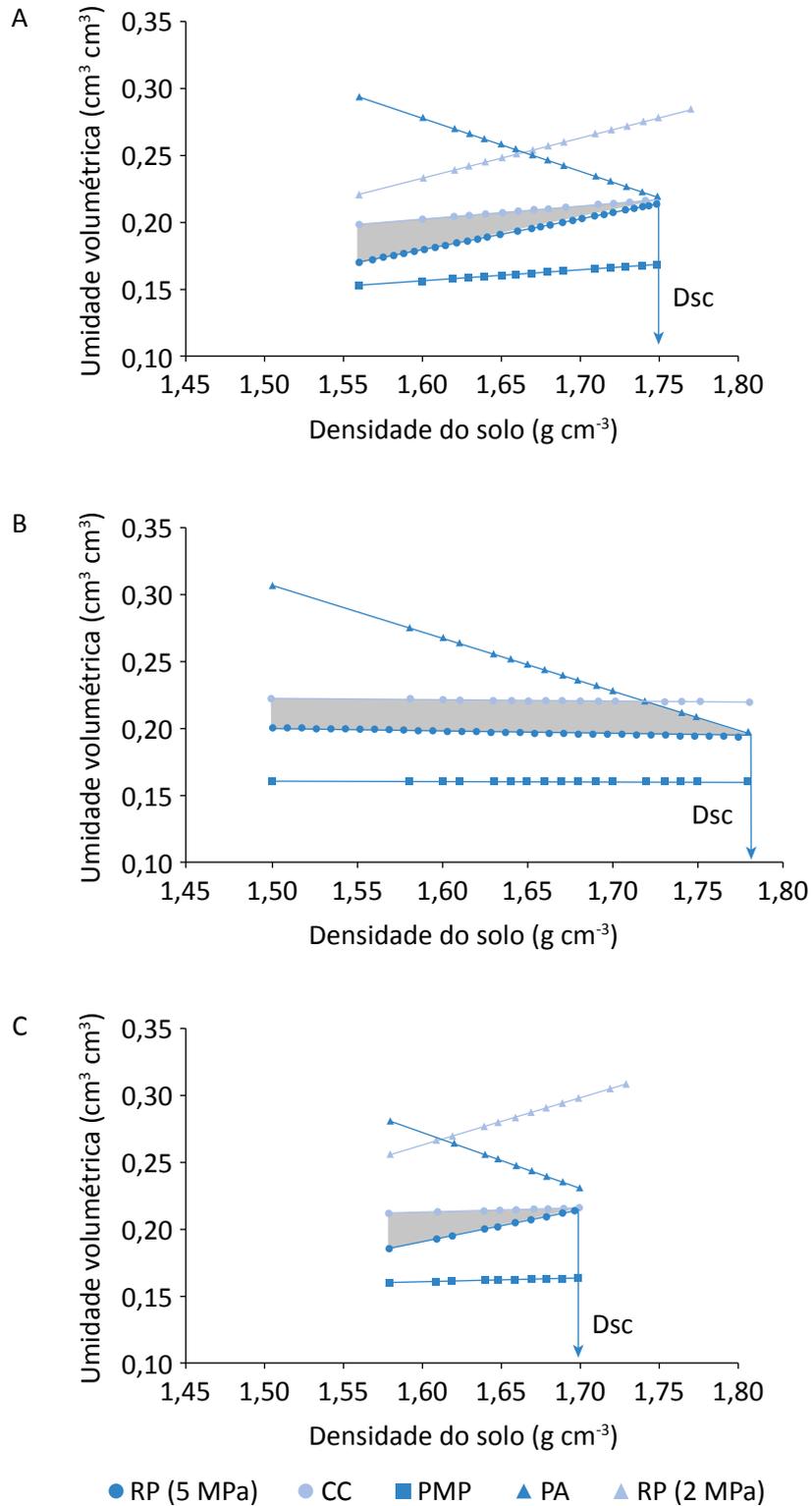
Nesse contexto, o uso do IHO para avaliação da qualidade física e estrutural do solo é um indicador que integra o efeito do potencial matricial, da PA e da RP em um único atributo, possibilitando estabelecer as condições de umidade do solo limitantes ao crescimento das plantas (SILVA; KAY; PERFECT, 1994).

Conforme Tormena, Silva e Libardi (1998), estabelecer limitantes de propriedades físicas do solo é complexo, porque envolve a necessidade de integrar variáveis relacionadas ao solo, ao clima e à planta. Do ponto de vista da qualidade do solo, o IHO mostrou-se mais elucidativo que a Ds , pois discutir apenas o seu alto valor — no caso $1,70 \text{ g cm}^{-3}$ — levaria a diagnosticar limitações do solo apenas pela sua alta compactação, o que, na realidade, não é a maior restrição desse tipo de solo.

Desse modo, apesar do solo em estudo ser coeso, com alta Ds ($1,70 \text{ g cm}^{-3}$), essa não é a condição mais limitante ao crescimento da planta, já que a Ds_c ficou acima desse valor — isto é, $1,75 \text{ g cm}^{-3}$ — no controle (T0) (Figura 2A). A partir da Ds em que o IHO for igual a zero, estabelece-se as condições de elevada restrição de crescimento radicular (TORMENA, 1999).

Nesse cenário, a adição de polímero (PAM) ao solo em estudo teve um resultado positivo, reduzindo sua coesão, comprovada pelo aumento da amplitude da Ds_c , passando de $1,75$ (T0) para $1,78 \text{ g cm}^{-3}$ (T1), o mesmo não ocorrendo com o T2 (Tabela 1).

Desse modo, os valores dos IHO evidenciam que o tratamento T1 (PAM) foi mais eficiente que o T2 (PAM + gesso) quando comparados ao T0 (controle), com maior disponibilidade de água às plantas. Logo, IHO T1 > IHO T0 > IHO T2.



RP: resistência do solo à penetração de raízes; CC: capacidade de campo;
 PMP: ponto de murcha permanente; PA: porosidade da aeração; Dsc: densidade crítica.

Figura 2 – Diagramas do intervalo hídrico ótimo para os três tipos de tratamentos: controle – T0 (A); poliacrilamida – T1 (B); e poliacrilamida associada ao gesso – T2 (C).

Assim, do ponto de vista dos valores de IHO, quando da aplicação do PAM ao solo coeso, suas condições físico-hídricas foram melhoradas, apresentando maior quantidade de água disponível (área hachurada) — conforme apresentado na Figura 2B (T1) —, indicando melhoria na qualidade desse solo — superior quando comparada à Figura 2A (T0).

Esse resultado concorda com Dias (2012), que, avaliando solos coesos pela ferramenta IHO, concluiu que o controle da qualidade física desses solos depende da conservação da água no perfil e na redução da RP.

Embora os limites superior e inferior do IHO tenham sido, respectivamente, CC e RP à 5MPa — sendo esses limites indicadores dos valores críticos de Ds e disponibilidade de água (SILVA & KAY, 1997) —, a aplicação do PAM modificou essa condição, alterando o limite superior (CC) a partir da Ds de 1,72 g cm⁻³, passando a ser limitado pela PA.

Esse fato significa que, acima dessa Ds, há uma redução nos tamanhos dos poros, promovendo redução dos espaços vazios, e, conseqüentemente, a diminuição de oxigênio aos processos metabólicos da planta (LAPEN *et al.*, 2004). Essa redução será máxima quando a Ds atingir 1,78 g cm⁻³, valor da Ds_c para o solo coeso sob tratamento T1.

Com relação ao tratamento de PAM com gesso (T2, Figura 2C), os resultados comprovam que essa combinação não foi favorável ao aumento da disponibilidade de água, diminuindo-a quando comparada aos

demais tratamentos. Nesse caso, ao contrário do que se observa com os coesos da Austrália (*hardsetting*), país pioneiro no uso de PAM para redução de coesão (ALMEIDA, 2008), a ação da PAM aplicada isoladamente foi melhor quando comparada ao tratamento combinado (PAM + gesso).

De fato, alguns autores comentam em suas pesquisas que o gesso tem um papel fundamental na aplicação de PAM ao solo via sistema de irrigação, pois reduz a alta viscosidade desse polímero (YU *et al.*, 2003; MAMEDOV *et al.*, 2009). Entretanto, é importante ressaltar que, no caso dos *hardsetting* da Austrália, esses solos, além dos problemas da coesão, apresentam também o caráter salino, diferente dos coesos do Brasil, ácidos com pH, em água, normalmente entre 4,0 e 5,0 (GIAROLA & SILVA, 2002). Esse fato pode explicar o motivo da resposta negativa do tratamento com PAM + gesso, não sendo recomendado seu uso nos solos coesos do Brasil, já que não há a presença de sais o suficiente para classificá-los como *hardsetting*.

Nesse estudo, os parâmetros utilizados para as variáveis físico-hídricas do solo — RP, Ds e θ_v — sob os respectivos tratamentos — T0, T1 e T2 — na determinação do IHO estão na Tabela 2.

Os parâmetros resultantes da regressão linear referentes aos tratamentos (T0, T1 e T2) para RP e v) empregados nos ajustes empíricos da equação estão nas Tabelas 3 e 4.

Tabela 1 – Parâmetros do intervalo hídrico ótimo do solo coeso sob ação dos tratamentos.

Tratamento	Limites do IHO (cm ³ cm ⁻³)				Amplitude dos atributos			
	Superior		Inferior		Ds (g cm ⁻³)		IHO (cm ³ cm ⁻³)	
	θ_{cc}		$\theta_{RP} (\text{à } 5 \text{ MPa})$					
	mínima	Máxima	Mínima	máxima	Mínima	Máxima	mínima	máxima
T0	0,210	0,220	0,170	0,210	1,560	1,750	0,010	0,040
T1	0,220	0,220	0,196	0,200	1,500	1,780	0,020	0,024
T2	0,207	0,212	0,180	0,210	1,580	1,700	0,002	0,027

IHO: intervalo hídrico ótimo; θ_{cc} : umidade volumétrica na capacidade de campo; $\theta_{RP} (\text{à } 5 \text{ MPa})$: umidade volumétrica na qual a resistência do solo à penetração de raízes atingiu 5 MPa; Ds: densidade do solo; T0: tratamento com água destilada; T1: tratamento com polímero aniônico à base de poliácridamida; T2: tratamento a base de poliácridamida e gesso.

Tabela 2 – Distribuição estatística dos parâmetros utilizados como variáveis físico-hídricas dos solos sob tratamento.

Variável	Média	Desvio-padrão	CV	Mínimo	Máximo
Tratamento – T0					
RP	5,556	5,995	89,902	1,070	15,790
Ds	1,677	0,048	2,841	1,560	1,774
θ_v	0,212	0,043	20,393	0,145	0,301
Tratamento – T1					
RP	5,415	4,650	85,889	1,300	15,000
Ds	1,693	0,076	4,522	1,505	1,933
θ_v	0,213	0,042	19,897	0,148	0,298
Tratamento – T2					
RP	5,836	4,821	82,597	1,410	15,600
Ds	1,672	0,034	2,031	1,585	1,726
θ_v	0,205	0,038	18,706	0,136	0,283

CV: coeficiente de variação; RP: resistência do solo à penetração de raízes; Ds: densidade do solo; θ_v : umidade volumétrica atual; T0: tratamento com água destilada; T1: tratamento com polímero aniônico à base de poliacrilamida; T2: tratamento a base de poliacrilamida e gesso.

Tabela 3 – Parâmetros resultantes da regressão linear para ajustes dos valores de resistência do solo à penetração de raízes.

Coeficiente		Erro padrão	F	Probabilidade
Tratamento – T0				
A	0,000472	0,000589	97,32	<.0001
B	-3,504000	0,402700		
C	6,904500	1,893200		
Tratamento – T1				
A	0,010500	0,996000	108,50	<.0001
B	-4,028800	0,328000		
C	-0,662600	1,461000		
Tratamento – T2				
A	0,003160	0,008290	61,34	<.0001
B	-2,810400	0,431700		
C	5,634300	4,695500		

T0: tratamento com água destilada; T1: tratamento com polímero aniônico à base de poliacrilamida; T2: tratamento a base de poliacrilamida e gesso.

Tabela 4 – Parâmetros resultantes da regressão linear para ajustes dos valores da umidade volumétrica atual.

Coeficiente		Erro padrão	F	Probabilidade
Tratamento – T0				
D	-26788	0,55130	1621,72	<.0001
E	0,5277	0,33220		
F	-0,0661	0,00572		
Tratamento – T1				
D	4,6011	5,36670	8,20	0,0003
E	-3,6319	3,30100		
F	-0,0679	0,09720		
Tratamento – T2				
D	-2,1274	0,61400	1910,21	>.0001
E	0,1976	0,36830		
F	-0,0703	0,00575		

T0: tratamento com água destilada; T1: tratamento com polímero aniônico à base de poliácilamida; T2: tratamento a base de poliácilamida e gesso.

CONCLUSÕES

Os valores do IHO comprovam a eficiência desse atributo em avaliar a resiliência dos solos coesos sob tratamento com polímero em relação à disponibilidade de água para as plantas. O estudo também evidenciou que apenas o tratamento T1 com PAM aumentou a disponibilidade de água às plantas e que o valor crítico da RP para avaliar o IHO de solo coeso está acima de 2 MPa.

Embora os resultados sejam iniciais, considerando a complexidade e extensão do tema, o uso de

polímeros poderá contribuir na redução dos impactos ambientais da agricultura sob as faixas restritas ou os fragmentos restantes de mata atlântica, ainda presentes nos Tabuleiros Costeiros, quer pela elevação da produção — restringindo a necessidade de ampliação das áreas de cultivo —, quer pelas ações de reflorestamento — devido à ampliação da disponibilidade de água dos solos às plantas quando da adição de PAM.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, B. G. *Métodos alternativos de determinação de parâmetros físicos do solo e uso de condicionadores químicos no estudo da qualidade do solo*. 105p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

ALMEIDA, B. G.; RAIANE, S.; ALMEIDA, C. D. C. Uso de condicionadores químicos na redução da coesão de um solo *hardsetting* da Austrália. In: WORKSHOP INTERNACIONAL DE INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS NA IRRIGAÇÃO E INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 4., 2012, Fortaleza. *Anais...* Fortaleza: INOVAGRI, 2012.

ANDRADE, K. R. *Atributos físico-hídricos de solos coesos da zona da mata de Pernambuco sob ação de condicionadores químicos*. 115f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2014.

ARAÚJO, M. A.; TORMENA, C. A.; SILVA, A. P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado sob mata nativa. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, p. 337-345, 2004.

ARAÚJO, Q. R. *Solos de tabuleiros costeiros e qualidade de vida das populações*. Ilhéus: Editus, 2000. 97p.

BERNARDI, A. C. C.; MENDONÇA, F. C.; WERNECK, C. G.; HAIM, P. G.; MONTE, M. B. M. Disponibilidade de água e produção de arroz em função das doses de concentrado zeolítico. *Irriga*, v. 14, n. 2, p. 123-134, 2009.

BEUTLER, A. N.; CENTURION, J. F.; CENTURION, M. A. P. C.; LEONEL, C. L.; JOÃO, A. C. G. S.; FREDDI, O. S. Intervalo hídrico ótimo no monitoramento da compactação e da qualidade física de um Latossolo Vermelho cultivado com soja. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 31, p. 1223-1232, 2007.

BUSSCHER, W. J. Adjustment of flat-tipped penetrometer resistance data to common water content. *Transactions of ASAE*, St. Joseph, v. 33, p. 519-524, 1990.

CINTRA, F. L. D.; PORTELA, J. C.; NOGUEIRA, L. C. Caracterização física e hídrica em solos dos Tabuleiros Costeiros no Distrito de Irrigação Platô de Neópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 8, n. 1, p. 45-50, 2004.

DANE, J. H.; HOPMANS, J. W. Water retention and storage. In: DANE, J. H.; TOPP, G. C. (Eds.). *Methods of soil analysis: Part 4 – physical methods*. Madison: American Society of America, 2002. p. 671-720.

DIAS, C. B. *Propriedades físicas e intervalo hídrico ótimo de um latossolo amarelo coeso sob diferentes usos no ecossistema Tabuleiro Costeiro*. 42f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas) — Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

EHLERS, W.; KOPKE, V.; HESSE, F.; BÖHM, W. Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. *Soil e Tillage Research*, v. 3, p. 261-275, 1983.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro de Pesquisa Agropecuária dos Tabuleiros Costeiros. *Plano diretor do Centro de Pesquisa Agropecuária dos Tabuleiros Costeiros (CPATC)*. Brasília: EMBRAPA, SPI, 1994. 37p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2013. 353p.

GIAROLA, N. F. B.; SILVA, A. P. Conceitos sobre solos coesos e *hardsetting*. *Scientia Agrícola*, v. 59, n. 3, p. 613-620, 2002.

GONÇALVES, I. D. T. F.; COSTA, I. C. Aplicação de polímero superabsorvente para proteção de encostas de barreiras. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, 4., Belém, 2009. *Anais...* Belém, 2009.

GROSSMAN, R. B.; REINSCH, T. G. Bulk density and linear extensibility. In: DANE, J. H.; TOPP, G. C. (Eds.). *Methods of soil analysis: physical methods*. Madison: Soil Science of Society of America, 2002. p. 201-228.

JACOMINE, P. K. T. Evolução do conhecimento sobre solos coesos do Brasil. In: CINTRA, F. L. D.; ANJOS, J. L.; IVO, W. M. P. M. In: WORKSHOP COESÃO EM SOLOS DOS TABULEIROS COSTEIROS, Aracaju, 2001. *Anais...* Aracaju, SE: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2001. p. 161-168.

LAPEN, D. R.; TOPP, G. C.; GREGORICH, E. G.; CURNOE, W. E. Least limiting water range indicators of soil quality and corn production, eastern Ontario, Canada. *Soil & Tillage Research*, v. 78, p. 151-170, 2004.

LEÃO, T. P.; SILVA, A. P.; MACEDO, M. C. M.; IMHOFF, S.; EUCLIDES, V. P. B. Intervalo hídrico ótimo na avaliação de sistemas de pastejo contínuo e rotacionado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, p. 415-422, 2004.

- LEPSCH, I. F. *Formação e conservação dos solos*. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 177p.
- MACHADO, K. S.; MALTONI, K. L.; Montibeller, C. S.; Cassiolato, A. M. R. Resíduos orgânicos e fósforo como condicionantes de solo degradado e efeitos sobre o crescimento inicial de *Dipteryx alata* Vog. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 541-552, 2014.
- MAMEDOV, A. I.; SHAINBERG, I.; WAGNER, L. E.; WARRINGTON, D. N.; LEVY, G. J. Infiltration and erosion in soils treated with dry PAM, of two molecular weights, and phosphogypsum. *Australian Journal of Soil Research*, v. 47, n. 8, p. 788-795, 2009.
- MARCELO, V. F. *Manejo da qualidade física de solo coesos em tabuleiro costeiro de Pernambuco*. 67 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) — Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2015.
- MELO, D. V. M. *Qualidade de solos coesos dos Tabuleiros Costeiros de Pernambuco em função do uso de poliácridamida*. 75 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo) — Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2013.
- MORAIS, O.; BOTREL, T. A.; DIAS, C. T. S. Efeito do uso de polímeros hidretentores no solo sobre o intervalo de irrigação na cultura da alface (*lactuca sativa* L.). *Engenharia Rural*, v. 12, p. 73-80, 2001.
- OLIVEIRA, L. B. Determinação da macro e microporosidade pela “mesa de tensão” em amostras de solo com estrutura indeformada. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 3, p. 197-200, 1968.
- RIBEIRO, L. P. *Primeiras avaliações sobre a gênese dos solos coesos da região de Cruz das Almas-BA*. Salvador: UFBA, 1991. 22p.
- SANTOS, F. L.; CASTANHEIRA, N. L.; MARTINS, O. C.; REIS, J. L. Control with anionic polyacrylamide of runoff and erosion induced by irrigation on Alentejo soils: surface and sprinkler irrigation (center pivot). *Revista de Ciências Agrárias*, v. 32, n. 1, p. 344-359, 2009.
- SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. *Manual de descrição e coleta de solo no campo*. 5. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005.
- SENE, M.; VEPRASKAS, M. J.; NADERMAN, G. C.; DENTON, H. P. Relationships of soil texture and structure to corn yield response to subsoiling. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 49, p. 422-427, 1985.
- SILVA, A. P.; KAY, B. D. Estimating the least limiting water range of soils from properties and management. *Soil Science Society of America Journal*, v. 61, p. 877-883, 1997.
- SILVA, A. P.; KAY, B. D.; PERFECT, E. Characterization of the least limiting water range. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 58, n. 6, p. 1775-1781, 1994.
- SILVA, J. *Adução orgânica*. EMBRAPA/AGEITEC, 2015. Disponível em: <<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/pimenta/arvore/CONT000gn0k9bxa02wx5ok0liq1mq28xtscp.html>>. Acesso em: 15 fev. 2015.
- SOBRAL, L. F.; IVO, W. M. P. M.; RANGEL, J. H. A.; CINTRA, F. L. D. Avaliação crítica da história de uso dos solos nos Tabuleiros Costeiros do Nordeste do Brasil. In: ARAÚJO, Q. R. (Org.). *500 Anos de uso do solo no Brasil*. Ilhéus: Editus, 2002. 605 p.
- STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM INSTITUTE – SAS. *SAS/STAT: User’s guide*, version 6.11. 4. ed. Cary, 1996. v. 2. 842 p.
- STEFANOSKI, D. C.; SANTOS, G. G.; MARCHÃO, R. L.; PETTER, F. A.; PACHECO, L. P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 17, n. 12, 2013.

TORMENA, C. A.; SILVA, A. P.; GONÇALVES, A. C. A.; FOLEGATTI, M. V. Intervalo ótimo de potencial da água no solo: um conceito para avaliação da qualidade física do solo e manejo da água na agricultura irrigada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 3, n. 3, p. 286-292, 1999.

TORMENA, C. A.; SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 22, n. 4, p. 573-581, 1998.

VAN GENUCHTEN, M. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 44, n. 5, p. 892-898, set./out. 1980.

VITTI, C. G.; LUIZ, P. H. C.; MALAVOLTA, E.; DIAS, A. S.; SERRANO, C. G. E. *Uso do gesso em sistemas de produção agrícola*. Piracicaba: GAPE, 2008.

WU, L.; FENG, G.; LETEY, J.; FERGUSON, L.; MITCHELL, J.; McCULLOUGH-SANDEN, B.; MARKEGARD, G. Soil management effects on the non limiting water range. *Geoderma*, v. 114, p. 401-414, 2003.

YU, J.; LEI, T.; SHAINBERG, I.; MAMEDOV, A. I.; LEVY, G. J. Infiltration and erosion in soils treated with dry PAM and gypsum. *Soil Science Society of America Journal*, v. 67, p. 630-636, 2003.

CONSUMO DE ÁGUA NA INDÚSTRIA DE ABATE DE BOVINOS DO ESTADO DA BAHIA

WATER CONSUMPTION IN CATTLE SLAUGHTER INDUSTRY OF BAHIA STATE

Anderson Carneiro de Souza

Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS). Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Faculdade de Tecnologia e Ciência e Engenheiro Químico do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), graduado pela Universidade Federal de Sergipe (UFS) – Sergipe (SE), Brasil.

Silvio Roberto Magalhães Orrico

Doutor em Saúde Pública pela Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo (USP). Mestre em Poluição e Controle Ambiental pela University Manchester Institute of Science and Technology. Professor adjunto na UEFS – Feira de Santana (BA), Brasil.

Endereço para correspondência:

Anderson Carneiro de Souza – Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA) – Rua Senador Quintino, 523 – Olhos D'Água – 44070-000 – Feira de Santana (BA), Brasil – E-mail: andersoncs@outlook.com

RESUMO

O objetivo da pesquisa foi avaliar os índices de consumo de água necessários para o abate de bovinos na Bahia, avaliando 19 empreendimentos, sendo 9 frigoríficos e 10 abatedouros, que solicitaram licença ambiental para operação dessas indústrias no INEMA, no período de 2006 a 2012. Os dados coletados foram obtidos nos processos de licenciamento ambiental, referentes à etapa de operação, que nesse caso abrange as licenças de operação, unificada e simplificada. O índice de consumo médio de água nos frigoríficos foi menor que o obtido nos abatedouros. Analisando individualmente, verifica-se que 75% desses empreendimentos não possuem índices compatíveis com as melhores tecnologias que são adotadas para o abate de bovinos. No caso dos abatedouros, o cenário ainda é pior, chegando o índice a 87,5%. Associando o consumo de água ao porte, verificou-se que quanto maiores são os abatedouros e frigoríficos, menores são os gastos com água.

Palavras-chave: consumo de água; frigorífico; abatedouro; abate; órgão ambiental; licenciamento ambiental.

ABSTRACT

The objective of the research was to evaluate the water use rates needed for slaughtering cattle in Bahia, evaluating 19 projects, 9 fridges and 10 slaughterhouses, that requested environmental permit for operation of these industries in INEMA in the period 2006-2012. Data were obtained in environmental licensing processes, concerning the operations stage, which in this case covers the operating licenses, unified and simplified. The average consumption rate of water in the fridges was lower than that obtained in slaughterhouses. Analyzing individually, it appears that 75% of these enterprises do not have indexes compatible with the best technologies that are adopted for cattle slaughter. In the case of slaughterhouses the scenario is even worse, reaching this index to 87.5%. Associating the carrying water consumption, it was found that the larger the slaughterhouses and fridges, the lower the spending on water.

Keywords: water consumption; fridge; slaughter; slaughter; environmental agency; environmental licensing.

INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água para os diversos fins já encontra restrições em várias partes do mundo, inclusive em áreas onde a precipitação pluviométrica não é um problema. Entre os vários motivos para a escassez, há os de cunho natural, como as condições climáticas da região; e os de origem antrópica, como as altas taxas de densidade demográfica — as quais provocam a elevação do consumo de água humano — e as demandas de água na atividade industrial, para a produção de bens de consumo, alimentos etc.

Considerando o aspecto climatológico, o Estado de Israel é um bom exemplo de uma gestão hídrica eficiente. Essa nação possui duas grandes regiões, sendo uma delas de clima árido, com regime pluviométrico menor que 300 mm por ano, ou seja, menor que a precipitação do semiárido brasileiro. Com esse cenário, a alternativa em Israel foi desenvolver práticas de reúso, de modo que 75% dos efluentes tratados são reutilizados, o que reduziu em 30% a demanda de água doce na agricultura, no período de 1985 a 2005 (JUANICÓ, 2011).

No Brasil, apesar de haver uma grande reserva hídrica, já existem regiões com estresse hídrico, principalmente no Nordeste, Sudeste e Sul, onde estão localizadas as maiores demandas de água para consumo humano, agricultura e atividade industrial (ANA, 2013). Matsumura e Mierzwa (2008) relatam que, desde 2000, já existiam 26 regiões metropolitanas que não possuíam água suficiente para o abastecimento humano, quando, naquela época, o percentual da população urbana brasileira era de 81%. No último censo demográfico do IBGE, em 2010, esse percentual passou para 84% (IBGE, 2013).

Na indústria em geral, o grande consumo de água está voltado para as funções ou equipamentos responsáveis pela transferência de energia. Estudos realizados pela Rede de Tecnologias Limpas (TECLIM), da Universidade Federal da Bahia (UFBA), indicam que em algumas indústrias — como siderúrgicas, metalúrgicas e petroquímicas — a água de reposição (*makeup*) dos sistemas de resfriamento representa mais de 50% da demanda de água desses empreendimentos (KIPERSTOCK *et al.*, 2011).

No Brasil, a agricultura é o setor que mais demanda o uso de água. Além desse setor, o consumo urbano ainda requer um gasto maior do que o setor industrial. Quando tal cenário é avaliado sob o aspecto da demanda con-

suntiva, o setor industrial ainda tem um consumo menor do que é utilizado para dessedentação de animais. Mesmo não tendo um grande impacto na quantidade de água empregada nos seus processos, há no setor industrial uma atenção maior da sociedade e dos órgãos fiscalizadores em relação à qualidade dessa água (efluente líquido) que é devolvida ao meio ambiente.

Além da quantidade, outro aspecto importante é a qualidade da água a ser empregada no setor industrial que, conforme o segmento, pode utilizar esse recurso hídrico com características bastante variadas. Um bom exemplo é a indústria de bebidas, em que boa parte da composição de refrigerantes e cervejas é composta por água, tendo a qualidade dessa uma grande importância devido ao fato de interferir diretamente na característica do produto.

No caso da indústria frigorífica, a realidade não é diferente, já que a água é utilizada para diversos fins, sendo essencial ao funcionamento dessa atividade bem como ao atendimento da legislação sanitária. O uso elevado desse recurso hídrico na indústria frigorífica está associado a padrões sanitários de higiene, sendo aplicado principalmente em atividades como: consumo animal e lavagem dos animais; lavagem dos caminhões; lavagem de carcaças, vísceras e intestinos; movimentação de subprodutos e resíduos; limpeza e esterilização de facas e equipamentos; limpeza de pisos, paredes, equipamentos e bancadas; geração de vapor; e resfriamento de compressores (CETESB, 2006).

Martins, Astorga e Silveira (2006) avaliaram um processo de abate de animais bovinos e constataram que cerca de metade do uso da água está relacionada ao procedimento de lavagem dos currais. Uma boa ferramenta para minimizar esse consumo é a utilização de um Plano de Conservação e Reúso da Água (PCRA). A FIESP/CIESP (2004) estabelece uma metodologia para implantar um PCRA composto por seis etapas: avaliação técnica preliminar; avaliação da demanda de água; avaliação da oferta de água; estudo de viabilidade técnica e econômica; detalhamento e implantação de PCRA e sistema de gestão de água.

O principal objetivo da implantação de um PCRA é a redução do consumo de água, mas outros benefícios também podem ser obtidos, como a redução do volu-

me de efluente a ser descartado; a diminuição do consumo de energia para captação e para tratamento de água e efluente; e a limitação dos produtos químicos utilizados no processo de tratamento de efluente e água bruta (FIESP/CIESP, 2004).

A prática de reúso pode ser aplicada em qualquer processo produtivo, devendo ser avaliadas as condições técnicas referentes à qualidade e à necessidade de tratamento para atender ao uso requerido. No entanto, determinadas atividades ainda possuem salvaguardas para proteger a qualidade do produto e a saúde dos trabalhadores.

Na indústria de alimentos, a legislação sanitária estabelece algumas obrigatoriedades que dificultam a prática de reúso. Em 1997, a Secretária de Vigilância Sanitária (SVS) do Ministério da Saúde publicou a Portaria SVS/MS nº 326, aprovando o Regulamento Técnico “Condições Higiênicas Sanitárias e Boas Práticas de Fabricação para Estabelecimentos Produtores/Industrializadores de Alimentos”, para compatibilizar a legislação nacional com base nos instrumentos harmonizados no MERCOSUL. Na Portaria, são estabelecidos alguns procedimentos que determinam o uso de água com qualidade potável. Com essas imposições, o uso de água residuária para a

indústria de alimento deve passar por tratamentos que podem inviabilizar o reúso do ponto de vista econômico. Apenas para a produção de vapor, sistema de refrigeração, controle de incêndio e outros fins análogos não relacionados com alimentos é que pode ser utilizada água com qualidade não potável (BRASIL, 1997).

A implementação de práticas de produção mais limpa também ajuda a reduzir o consumo de água na indústria de abate de animais. Como já relatado, a limpeza dos currais é uma atividade que demanda bastante água no processo de abate. Alterando o método tradicional de lavagem com água por uma limpeza a seco, pode-se reduzir o consumo de água entre 20 a 30%. Nesse caso, os currais devem ser construídos ou reformados com pisos adequados para facilitar a remoção a seco (UNEP, 2002).

Dessa forma, a água tem um papel fundamental no processo de minimização dos impactos ambientais das atividades industriais e, nesse contexto, o licenciamento ambiental torna-se uma instância reguladora propícia à indução da ecoeficiência na avaliação dos processos produtivos e na aplicação dos indicadores que reflitam os critérios relativos à melhor tecnologia disponível.

OBJETIVO

O propósito deste trabalho é avaliar os índices de consumo de água no licenciamento ambiental do Estado da Bahia para o abate de bovinos

e relacioná-los com os valores de *benchmarking* ou os resultados mais favoráveis praticados por esse setor.

METODOLOGIA

Para o desenvolvimento da pesquisa, foi considerado, além de informações bibliográficas, um conjunto de atividades do setor de abate de bovinos, situado no Estado da Bahia. Dessa forma, o estudo adotou como procedimento básico as análises bibliográficas e documentais constantes dos processos de licenciamento ambiental disponíveis no sistema de informação do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), órgão ambiental do Estado da Bahia.

Assim, os dados de consumo de água foram obtidos em documentos que caracterizam os empreendimentos, fornecidos pelas empresas para obtenção da licença ambiental, sendo todos esses dados secundários. Além disso, também foram coletadas informações sobre dados de produção, mais especificamente o número de

animais abatidos, com objetivo de estabelecer os indicadores ambientais. Os dados coletados foram obtidos em 19 processos de licenciamento ambiental, formados no período de 2006 a 2012, relacionados com a atividade de abate de bovinos. Esse período de sete anos foi estipulado para contemplar todos os empreendimentos, considerando um tempo médio de cinco anos no prazo de validade das licenças ambientais, e, assim, incluir também os pedidos de renovação. Todos são relacionados à etapa de operação, em que se obteve dados de empreendimentos em funcionamento conseguindo dados reais e não estimados em projetos, como acontece nas fases de localização e instalação. Foram considerados descartados os empreendimentos que não abatem bovino e aqueles que não estavam sob a guarda do arquivo técnico do INEMA.

As indústrias de abate de bovinos foram classificadas por tipo de processo produtivo (abatedouros e frigoríficos) e porte (pequeno, médio e grande), segundo critérios estabelecidos no Decreto Estadual nº 14.024, de 6 de junho de 2012 (GOVERNO DO ESTADO DA BAHIA, 2012). Para analisar o consumo de água entre os frigo-

ríficos e abatedouros, foi realizado Teste t, e utilizou-se para tanto o software PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001), versão 2.17c, assim como foi adotado um limite de confiança de 95% e significância de 5%.

Dessa forma, foram considerados os dados de consumo de água indicados em 9 frigoríficos e 10 abatedouros.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da sistematização dos dados obtidos, foram procedidas análises relativas aos consumos médios praticados e aos valores de referência das tecnologias disponíveis.

Na Tabela 1, são apresentadas as características, os dados de produção e o consumo de água, necessários para o abate de bovinos nos abatedouros.

Pode-se observar que os empreendimentos com característica de abatedouros são, em sua maioria, formados por indústrias de porte pequeno, enquanto nos frigoríficos (Tabela 2), predominam as de porte grande.

Com relação à produção desses empreendimentos, o número de abate de animais, na média, é maior entre os frigoríficos, e isso está relacionado à presença de indústrias de grande porte. O valor do peso médio

dos animais bovinos foi também maior nos frigoríficos, indicando que animais com melhor qualidade de carcaça são utilizados para produção de cortes mais nobres, diferentes dos abatedouros.

O consumo de água desses empreendimentos não apresentou diferenças significativas ($F=3,8889$; $p=0,093822$). Na média, o consumo nos abatedouros foi de 1.663 ± 573 L.cab⁻¹, variando entre 1.000 a 2.500 L.cab⁻¹, sendo esse volume maior que a média obtida nos frigoríficos, que foi de 1.216 ± 290 L.cab⁻¹, com uma variação de 714 a 1.500 L.cab⁻¹. Esse mesmo cenário foi obtido quando os resultados foram computados por peso, obtendo-se $8,1 \pm 2,84$ L.kg⁻¹ nos abatedouros, e $5,3 \pm 1,38$ L.kg⁻¹ nos frigoríficos. Era esperado que o consumo de água nos abatedouros fosse menor devido às características

Tabela 1 – Características, produção e consumo de água nos abatedouros bovinos licenciados no estado da Bahia (2006 a 2012).

Abatedouro	Porte	Abate (cab.dia ⁻¹)	Produção (kg.dia ⁻¹)	Peso animal (kg)	Consumo de água		
					(L.dia ⁻¹)	(L.cab ⁻¹)	(L.kg ⁻¹)
AB1	Pequeno	100	NI	NI	120.000	1.200	4,8*
AB2	Pequeno	41	8.182	200	69.540	1.700	8
AB3	Pequeno	68	13.636	200	115.909	1.700	8
AB4	Pequeno	30	NI	NI	NI	NI	NI
AB5	Pequeno	30	NI	NI	NI	NI	NI
AB6	Pequeno	50	11.250	225	75.000	1.500	7
AB7	Grande	500	92.500	185	500.000	1.000	5
AB8	Pequeno	30	NI	NI	75.000	2.500	10*
AB9	Pequeno	100	NI	NI	120.000	1.200	4,8*
AB10	Pequeno	30	NI	NI	75.000	2.500	10*
Total		979,1			1.150.449		
Média		98 ± 144	31.392 ± 40.800	202 ± 17	143.806 ± 145.653	1.663 ± 573	$7,2 \pm 2,18$

NI: Dados não informados nos processos de licenciamento ambiental; *: Valores calculados com base no peso padrão de abate de 250 kg (UNEP/EPA, 2000).

do processo produtivo, já que esse tipo de empreendimento não realiza o beneficiamento da carne. No entanto, tal resultado pode ser justificado pelo melhor uso da capacidade instalada nos frigoríficos, devido a uma maior produção de carne.

Com relação ao consumo de água por animal de todos os empreendimentos, avaliaram-se esses dados com os indicadores desenvolvidos, na Dinamarca, por United Nations Environment Programme (UNEP), classificando tipos de índice, segundo as tecnologias utilizadas pelos frigoríficos de bovinos daquele país (UNEP/EPA, 2000), como demonstrado na Figura 1. Nesse estudo, a melhor tecnologia foi caracterizada como empreendimentos que utilizam toda a capacidade instalada e métodos de produção mais limpa para uma melhor eficiência do processo produtivo. A tecnologia intermediária foi relacionada a empreendimentos com pouco uso de métodos de P+L. Já a tecnologia tradicional é caracterizada pelo baixo uso da capacidade instalada e não utiliza métodos de P+L, estando também associada a indústrias localizadas em países em desenvolvimento.

Considerando os níveis de consumo de água nos abatedouros e frigoríficos citados no licenciamento ambiental desses empreendimentos, e quando comparados com os dados da Tabela 3, verifica-se que os índices

obtidos nos frigoríficos são mais compatíveis com o uso de melhores tecnologias quando confrontados com os abatedouros, conforme pode ser observado também na Figura 1. Além disso, verifica-se que 25% dos abatedouros possui consumo de água compatível com tecnologias tradicionais, ou seja, com consumo acima de 2.500 L.cab⁻¹, sendo maior em mais de 3 vezes quando se adotam melhores tecnologias. Esse mesmo percentual é encontrado quando o conjunto dos dois tipos de empreendimentos possuem dados de consumo de água compatíveis com as melhores tecnologias. Portanto, 75% das indústrias de abate de animais avaliadas ainda possuem altos índices de consumo de água.

Analisando estudos em alguns países (Tabela 3), percebe-se uma grande variação dos valores encontrados para abate de bovinos. No Brasil, a CETESB, órgão ambiental do Estado de São Paulo, estabelece um consumo de água variando de 1.000 a 3.000 L por animal, em que o índice inferior é compatível com valores praticados por empreendimentos que possuem as melhores tecnologias. No entanto, é aceitável abate em frigoríficos que ainda possuem índices de consumo de até 3.000 L, já relativo às tecnologias tradicionais. Em outros países, percebe-se uma variação menor, como no caso do Canadá e do Reino Unido. Nesse último, juntamente com a Bósnia e Herzegovina, auferiu-se os melhores índices

Tabela 2 – Características, produção e consumo de água nos frigoríficos bovinos licenciados no Estado da Bahia (2006 a 2012).

Frigorífico	Porte	Abate (cab.dia ⁻¹)	Produção (kg.dia ⁻¹)	Peso Animal (kg)	Consumo de água		
					(L.dia ⁻¹)	(L.cab ⁻¹)	(L.kg ⁻¹)
FB1	Grande	350	81.666	233	350.000	1.000	4,0
FB2	Pequeno	30	NI	NI	NI	NI	NI
FB3	Pequeno	100	NI	NI	124.000	1.240	5,0*
FB4	Grande	300	NI	NI	450.000	1.500	6,0*
FB5	Pequeno	50	NI	NI	63.636	1.273	5,1*
FB6	Pequeno	99	22.275	225	148.500	1.500	7,0
FB7	Grande	250	NI	NI	250.000	1.000	4,0*
FB8	Grande	600	NI	NI	900.000	1.500	6,0*
FB9	Grande	700	NI	NI	500.000	714	2,9*
Total		2.479			2.786.136		
Média		275 ± 241	51.971 ± 41.996	229 ± 6	348.267 ± 272.202	1.216 ± 290,59	5,0 ± 1,34

NI: Dados não informados nos processos de licenciamento ambiental; *: Valores calculados com base no peso padrão de abate de 250 kg (UNEP/EPA, 2000).

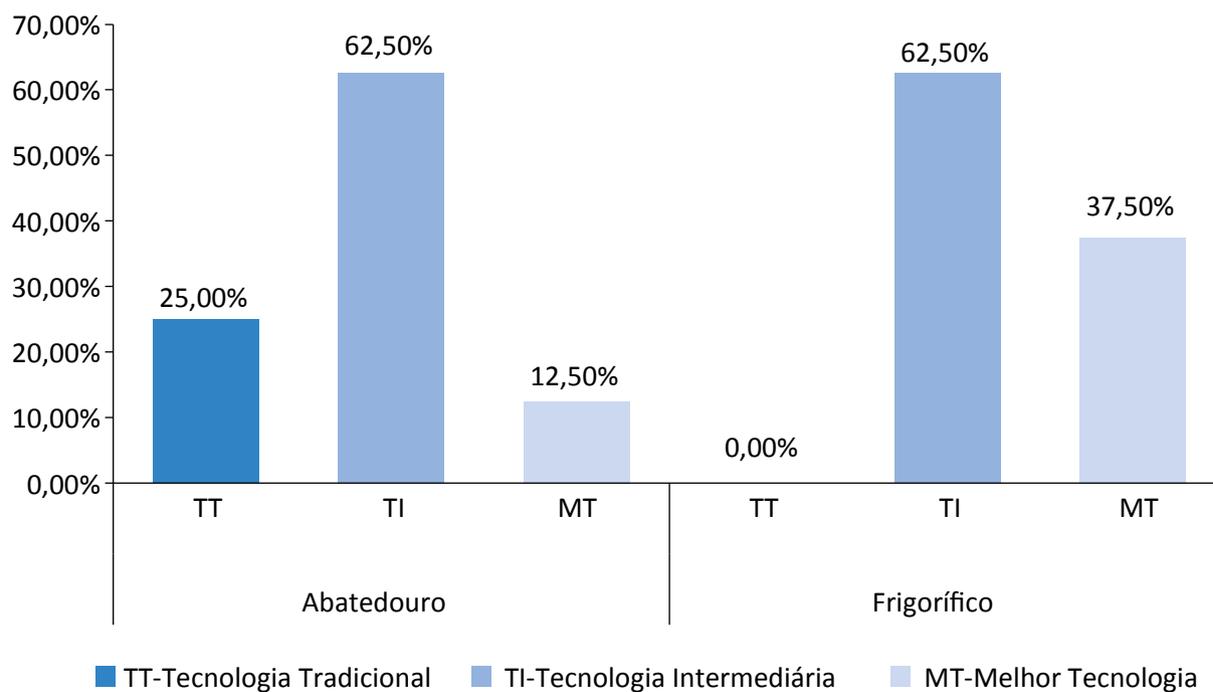


Figura 1 – Comparação do consumo médio de água dos abatedouros e frigoríficos bovinos com a tecnologia compatível.

Tabela 3 – Consumo de água no processo de abate de bovinos.

	Consumo de água (L.cab ⁻¹)	Tipo	Referência
Brasil	2.532	Frigorífico	Martins, Astorga e Silveira (2006)
	2.312	Frigorífico	Forlani, Medeiros e Léo (2004)
	1.000 – 3.000	Frigorífico	CETESB (2006)
	1.000	Abatedouro	CETESB (2006)
	3.864	Frigorífico + Graxaria	CETESB (2006)
Dinamarca	1.000	Frigorífico	UNEP/EPA (2000)
Canadá	800 – 1.700	Frigorífico	UNEP/EPA (2000)
Bolívia	973 – 2.800	Frigorífico	CPTS (2009a) CPTS (2009b)
Bósnia e Herzegovina	700	Frigorífico	Kupusovic <i>et al.</i> (2007)
União Europeia	1.623 – 9.000	Abatedouro	EUROPEAN COMMISSION (2003)
Reino Unido	700 – 1.000	Abatedouro	UNITED KINGDOM/ENVIROMENT AGENCY (2009)
África do Sul	900	Abatedouro	REPUBLIC OF SOUTH AFRICA (2009)

estabelecidos para o abate de bovinos, chegando a uma redução de mais de 50% quando comparados com as médias de consumo nesta pesquisa.

Quando os dados de consumo de água são avaliados por porte e por tipo de empreendimento, verifica-se uma tendência a um consumo de água por animal abatido maior quando o porte dos empreendimentos é menor, o que também deve estar associado a uma melhor utilização da capacidade instalada (Figura 2). No entanto, entre empreendimentos do mesmo porte poderão ocorrer grandes variações. Santos *et al.* (2014) constataram em três frigoríficos de porte médio do estado do Maranhão, considerando os mesmos critérios de enquadramento adotados nesta pesquisa, discrepâncias nos índices de consumo de água, quando aquele que possui maior produção tem também o maior consumo por animal abatido. Apesar de não especificar as causas, os resultados obtidos por esses autores indicam que procedimentos operacionais diferenciados podem interferir significativamente no índice aqui avaliado, gerando um consumo excessivo de água.

Quando se mede o consumo de água em determinado processo, é necessário conhecer também tal consumo em cada etapa. Nessa pesquisa, os dados coletados por etapa de abate representaram apenas cerca de 42% do universo amostral, já que a maior parte dos abatedouros e frigoríficos citou apenas o consumo total. Na Tabela 4, é apresentado o consumo de água dos abatedouros por cada etapa do processo produtivo.

Percebe-se na Tabela 4 que apenas quatro abatedouros apresentaram dados de consumo de água por etapa, porém, com informações que não contemplavam todas as fases do processo produtivo. A situação encontrada nos frigoríficos bovinos é a mesma citada acima nos abatedouros, ou seja, apenas quatro dos nove empreendimentos informaram os consumos de água por cada etapa do processo produtivo, resultando em poucas informações para análise do licenciamento ambiental.

Apesar de poucas informações disponíveis, obteve-se o percentual médio do consumo de água em cada etapa do processo de abate de bovinos, considerando abate-

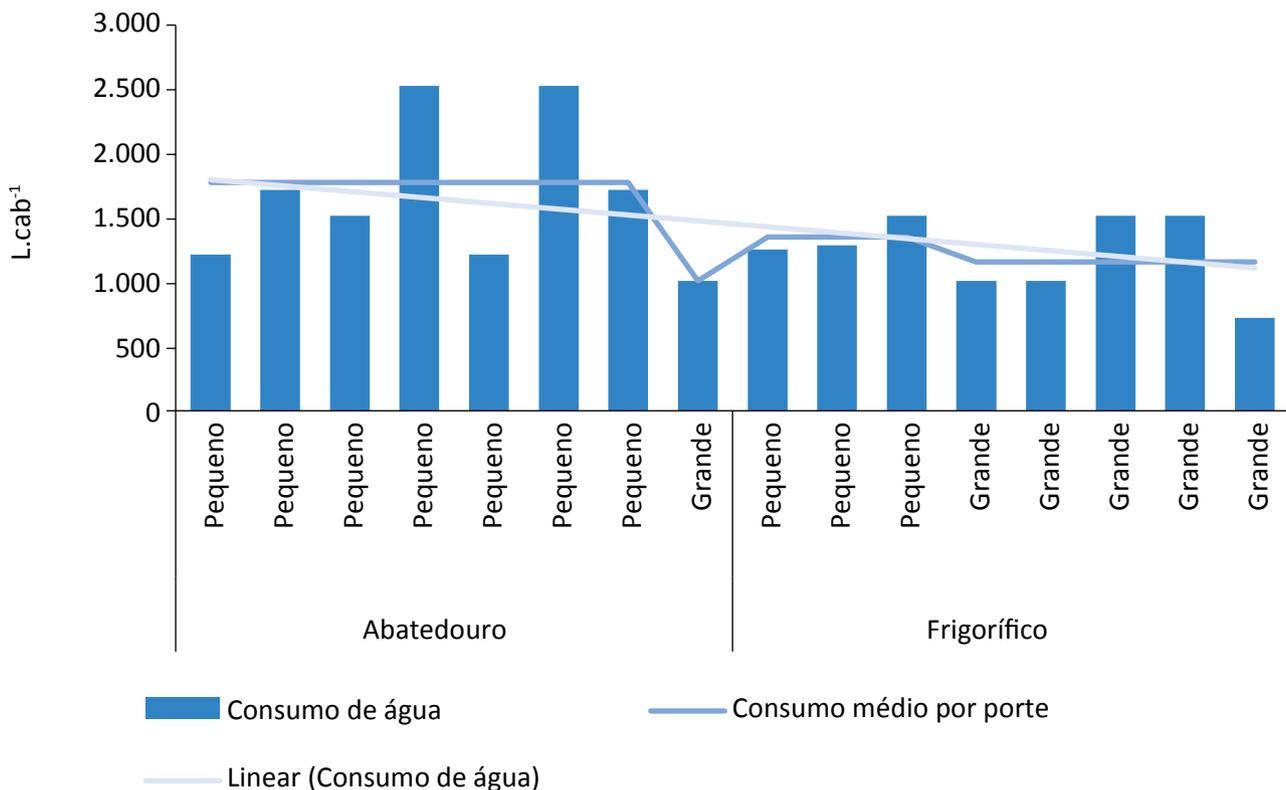


Figura 2 – Consumo médio de água por porte dos abatedouros e frigoríficos.

douros e frigoríficos, respectivamente: recepção (8 e 4%), sangria (13 e 14%), retirada da pele (11 e 13%), evisceração (11 e 17%), refrigeração (1 e 1%), caldeira (2 e 1%), graxaria (3% e não informado) e outros (51 e 50%). Pode-se observar que metade da parcela do consumo de água, baseada nos consumos médios, não especifica o uso desse recurso hídrico, o que, provavelmente, deve estar relacionado ao procedimento de lavagem dos currais e caminhões dos empreendimentos, e que não foram citados nos processos de licenciamento ambiental como uma etapa específica de uso. Martins, Astorga e Silveira (2006) avaliaram um processo de abate de animais bovinos e constataram que cerca de metade do uso da água está relacionada com essa etapa, ou seja, mesmo percentual que não foi citado quando o uso é declarado de forma fracionada.

Quando comparados os resultados entre abatedouros e frigoríficos, houve algumas discrepâncias em algumas etapas. Nesses últimos, a etapa de recepção contribuiu menos para o consumo de água total, enquanto a etapa de evisceração teve uma contribuição menor nos abatedouros. Ressalta-se que os resultados encontrados por etapa podem ser diferentes em cada processo, principalmente pelos procedimentos operacionais adotados. Souza, Paradela e Pizarro (2013) avaliaram um abatedouro no estado do Pará e constataram que 38% do consumo de água refere-se à etapa de evisceração, sendo, inclusive, maior do que a etapa de lavagem de curral.

É importante contabilizar o consumo de água nas etapas consideradas sujas do processo de abate de animais, que, nesse caso, engloba as etapas de recepção e

lavagem de currais e caminhões, devido ao alto potencial de utilização de água de reúso em tais áreas. Forlani, Medeiros e Léo (2004) consideraram a possibilidade de reúso do efluente de frigorífico bovino a partir de um sistema de tratamento contendo as operações de coagulação, floculação, sedimentação e filtração, e verificaram que 27% do consumo de água total pode ser reduzido. A etapa de lavagem de currais tem uma grande demanda de água com tais características.

Fronza (2004) também realizou uma pesquisa semelhante à citada acima, mas utilizando apenas o efluente gerado na lavagem de carcaça, por apresentar menor concentração de matéria orgânica e não ter contato com as fezes dos animais. Nesse caso, foram necessárias apenas as operações de filtração e cloração para esse efluente ser utilizado nos banhos dos animais, sendo o volume excedente utilizado na lavagem de pisos e caminhões. Com isso, conseguiu reduzir em 28,6% o consumo de água total.

Conforme procedimentos adotados pela European Commission (2003) essa técnica de lavagem de carcaça não é obrigatória, mas tal procedimento é comum nos frigoríficos do continente europeu. No Brasil, Cruz e Araújo (2015) avaliaram um frigorífico no estado de Goiás, e por meio de uma matriz que classifica o grau de significância dos impactos, considerando a gravidade e a frequência ou probabilidade de ocorrência, analisaram as etapas do processo de abate e os seus impactos em alguns aspectos, entre esses, o consumo de água. Nesse caso, a etapa de lavagem de carcaça obteve uma avaliação de consumo de água maior (MA), considerando a frequência de

Tabela 4 – Consumo de água (L.cab⁻¹) por etapa nos abatedouros e frigoríficos bovinos.

Abatedouro/ Frigoríficos	Recepção	Sangria	Retirada da pele	Evisceração	Refrigeração	Caldeira	Graxaria
AB2	237,9	NI	NI	NI	NI	NI	NI
AB3	237,93	NI	NI	NI	NI	51,03	56,6
AB6	46	260	220	220	20	30	NI
AB7	40	156	140	140	16	20	NI
FB1	28,57	142,86	137,14	274,29	10,00	15,71	NI
FB3	NI	NI	NI	NI	NI	2	NI
FB6	59,6	210,1	210,1	210,1	15,15	20,2	NI
FB7	40	140	140	140	14	20	NI

NI: Dados não informados nos processos de licenciamento ambiental.

ocorrência média, mas uma gravidade alta. Portanto, verifica-se que esse procedimento contribui bastante para elevar esse índice de consumo, ressaltando que o consumo total nesse frigorífico foi de 2.700 L.cab⁻¹, acima da média identificada nessa pesquisa.

No caso dos empreendimentos instalados no estado da Bahia, apesar de não estar especificamente identificado na etapa de abate, o procedimento de lavagem de carcaça também é utilizado. Portanto, verifica-se que técnicas que consomem menos água não são universalmente aplicadas para algumas operações do abate.

Na África do Sul, todos os matadouros são submetidos a um processo de avaliação de impacto ambiental, considerando a fase de construção e operação. Apesar de não especificar o limite máximo de consumo de água, é recomendado o suprimento de 900 L para o abate por animal, mas orientações também são estabelecidas para minimizar e otimizar esse consumo, assim como é feito um balanço hídrico para identificação de perdas no processo produtivo (REPUBLIC OF SOUTH AFRICA, 2009). No estado da Bahia, a legislação ambiental atual solicita procedimentos similares, denominados Estudo Ambiental para Atividades de Médio Impacto (EMI) e Estudo Prévio de Impacto Ambiental (EIA). No entanto, nenhum manual ou termo de referência, mesmo após alguns anos de sua publicação, foi elaborado para subsidiar a confecção desses estudos, com base em índices de consumo estabelecidos pelo órgão ambiental estadual e na melhor tecnologia disponível (GOVERNO DO ESTADO DA BAHIA, 2012).

Assim, percebe-se que a atividade de abate de animais tem um grande potencial na redução do consumo de água e, conseqüentemente, na minimização dos im-

pactos ambientais. Nesse caso, o licenciamento ambiental tem um papel importante na obtenção desses objetivos, mas os resultados obtidos nessa pesquisa indicam que ainda não são observados critérios pautados na ecoeficiência e na utilização das melhores tecnologias disponíveis no mercado.

Vários fatores devem ser observados para definir as melhores tecnologias e que deveriam ser considerados no licenciamento ambiental, como: descrição do processo, benefícios ambientais a serem obtidos, efeitos paralelos e desvantagens, dados operacionais, aplicabilidade, economia, barreiras para implantação, estudo de caso e referências bibliográficas (EUROPEAN COMMISSION, 2003). Percebe-se que um dos fatores trata-se de dados operacionais. Nessa pesquisa, a maior dificuldade para avaliar a eficiência do processo produtivo da indústria de abate de animais foi a falta de dados referente ao consumo de água. Portanto, percebe-se claramente que o licenciamento ambiental desses empreendimentos não deve ocorrer sem que esses parâmetros sejam avaliados sob o ponto de vista da ecoeficiência.

Tratando-se de um instrumento preventivo da legislação ambiental, percebe-se, por intermédio desta pesquisa, que o licenciamento não está obtendo a sua devida eficácia. No caso específico do consumo de água, o ideal seria que os projetos apresentados ao órgão ambiental e aprovados por essa instituição possuíssem as melhores tecnologias disponíveis no mercado ou, na pior das hipóteses, que funcionassem na melhor condição operacional possível. No entanto, tal condição não é avaliada, evitando que esse consumo excessivo possa ser destinado para outros usos, principalmente em regiões com oferta de água deficitária.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados de consumo de água licenciados na indústria de abate de bovinos foi possível avaliar diversos aspectos dos procedimentos praticados no licenciamento ambiental e como esse instrumento tem sido aplicado na indução da ecoeficiência, particularmente sobre o consumo desse insumo.

Entre outras conclusões que os resultados sugerem, pode-se inferir que a análise do consumo de água não é considerada no mérito da apreciação do licenciamento ambiental. Dos 19 empreendimentos avaliados, 15% não forneceram nenhuma informação quanto à quan-

tidade de água a ser utilizada no processo de abate de bovinos, indicando que essas indústrias não exercem nenhum tipo de controle no uso desse recurso hídrico. Portanto, a avaliação procedida adota a visão tradicional de se restringir à possibilidade ou suficiência das medidas de controle de atenderem aos padrões legais de lançamento ou disposição, desconsiderando a relevância preventiva de se buscar a ecoeficiência, exigindo a melhor tecnologia disponível.

Outro aspecto relevante a destacar é a precariedade da prevenção na aplicação do licenciamento am-

biental. Os resultados de consumo observados estão bastante aquém dos valores de referência praticados. Verifica-se que 75% desses empreendimentos não possuem índices compatíveis com as melhores tecnologias que são adotadas para o abate de bovinos. No caso dos abatedouros, o cenário ainda é pior, chegando esse índice a 87,5%. A deficiência de solicitação ou a desconsideração das informações de consumo refletem a perda de oportunidade de indução que o instrumento possibilita.

Portanto, os resultados apresentados evidenciam a necessidade premente de revisão dos procedimentos do licenciamento ambiental para se lograr sua potencialidade preventiva. Nesse sentido, recomenda-se:

- realização de estudos similares a esta pesquisa, visando avaliar o consumo efetivo, com medi-

ções nas unidades, e estendidas a outras tipologias industriais;

- reavaliar e ampliar as informações que devem fazer parte do roteiro de caracterização do empreendimento, devendo constar dados estimados ou reais de consumo de água e de outros insumos, os quais caracterizem efetivamente os impactos ambientais do processo produtivo.
- elaboração de manuais que auxiliem o corpo técnico do órgão ambiental nas análises e permissões das licenças, contendo indicadores ambientais que possam mensurar a ecoeficiência dos empreendimentos, assim como em outras atividades industriais;
- revisar os procedimentos praticados visando a incorporação da concepção de melhor tecnologia disponível.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil*: 2013. Brasília, 2013. 432p.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria SVS/MS n.º 326. Aprova o Regulamento Técnico: “Condições Higiênico-Sanitárias e de Boas Práticas de Fabricação para Estabelecimentos Produtores/Industrializadores de Alimentos”. 30 jul. 1997.
- CENTRO DE PROMOCIÓN DE TECNOLOGÍAS SOSTENIBLES (CTPS). *Guía técnica de producción más limpia para mataderos de bovinos*. La Paz, 2009a. 208p. Disponível em: <<http://www.cpts.org/capacitacion.php>>. Acesso em: 27 dez. 2014.
- _____. *Guía técnica de producción más limpia para mataderos de porcinos*. La Paz, 2009b. 177p. Disponível em: <<http://www.cpts.org/capacitacion.php>>. Acesso em: 27 dez. 2014.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno)*. São Paulo, 2006. 98p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 27 dez. 2014.
- CRUZ, F. P.; ARAÚJO, W. E. L. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais no setor de abate de um frigorífico em Cachoeira Alta-GO. *Revista Científica Eletrônica Interdisciplinar da Universidade de Rio Verde*, Rio Verde, v. 1, n. 1, p. 28-40, jan. 2015.
- EUROPEAN COMMISSION. *Reference Document on Best Available Techniques in the Slaughterhouses and Animal By-products Industries*. Technologies for Sustainable Development, European IPPC Bureau, 2003.
- FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (FIESP); CENTRO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (CIESP). *Conservação e reúso de água: manual de orientação para o setor industrial*. São Paulo, 2004. v. 1.
- FORLANI, J. P. M.; MEDEIROS, M.; LÉO, L. F. R. O potencial de reúso de água (efluentes tratados) em um matadouro-frigorífico. In: SIMPÓSIO DA ENGENHARIA AMBIENTAL, 1., 2004, São Carlos. *Anais...* São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, 2004. p. 81-88.

FRONZA, N. *Estudos das potencialidades do reúso de água em uma indústria frigorífica*. 81f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Alimentos. Florianópolis, Universidade Federal de Santa Catarina, 2004.

GOVERNO DO ESTADO DA BAHIA. Decreto n.º 14.024, de 6 de junho de 2012. Aprova o Regulamento da Lei n.º 10.431, de 20 de dezembro de 2006, que instituiu a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia, e da Lei n.º 11.612, de 8 de outubro de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. *Diário Oficial do Estado da Bahia*, Salvador, 7 dez. 2012.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Atlas do censo demográfico 2010*. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 160p. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br/apps/atlas/>>. Acesso em: 3 mar. 2015.

JUANICÓ, M. Reúso de águas residuárias em regiões áridas e semiáridas: a experiência israelense. In: MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. O.; PAZ, V. P. S. (eds.). *Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas*. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011. p. 361-381.

KIPERSTOCK, A.; OLIVEIRA, G. L.; ESQUERRE, K. P. S. O. R.; KALID, R. A. Conservação dos recursos hídricos no semiárido brasileiro frente ao desenvolvimento industrial. In: MEDEIROS, S. S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. O.; PAZ, V. P. S. (eds.). *Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas*. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011. p. 207-247.

KUPUSOVIC, T.; MIDZIC, S.; SILADJIZIC, I.; BJELAVAC, J. Cleaner production measures in small-scale slaughterhouse industry: case study in Bosnia and Herzegovina. *Journal of Cleaner Production*, Amsterdam, v. 15, p. 378-383, 2007.

MARTINS, M. V. L.; ASTORGA, O. A. M.; SILVEIRA, J. L. Conservação de água na indústria. *Ciências Exatas*, Taubaté, v. 12, n. 1, p. 107-113, jan. 2006.

MATSUMURA, E. M.; MIERZWA, J. C. Water conservation and reuse in poultry processing plant: a case study. *Resources Conservation & Recycling*, Illinois, v. 52, p. 835-842, mar. 2008.

REPUBLIC OF SOUTH AFRICA. Department of Agriculture and Rural Development. Gauteng Province (Ed.). *Guideline Manual for the Management of Abattoirs and other Waste of Animal Origin*. Johannesburg: Department Of Agriculture and Rural Development, 2009. 213p.

SANTOS, J. J. N.; SOUSA, I. C. S.; BEZERRA, D. C.; COIMBRA, V. C. S.; CHAVES, N. P. Desafios de adequação à questão ambiental em frigoríficos na cidade de São Luís, Maranhão: diagnóstico de situação. *Arquivos do Instituto Biológico*, São Paulo, v. 81, n. 4, p. 315-321, dez. 2014.

SOUZA, F. K. B.; PARADELA, L. J. F.; PIZARRO, J. V. Perícia ambiental de um matadouro da região nordeste do Estado do Pará. *Amazônia em Foco*, n. 1, p. 198-219, out. 2013.

UNITED KINGDOM; ENVIRONMENT AGENCY. *The Red Meat Processing (Cattle, Sheep and Pigs) Sector (EPR 6.12)*. Bristol, 2009. 29p.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Danish Ministry of Environment and Energy. *Cleaner Production Assessment in Meat Processing*. Dinamarca, 2000. 83p.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Department of State Development, Qld, Food and Meat Industries Taskforce. *Eco-Efficiency Manual for Meat Processing*. Austrália, 2002. 138p.

CRISE PLANETÁRIA: AS ABORDAGENS PARA SEU ENTENDIMENTO E SUPERAÇÃO CONSIDERANDO NOVAS CONCEPÇÕES CIENTÍFICAS E CULTURAIS

PLANETARY CRISIS: THE APPROACHES FOR ITS UNDERSTANDING AND OVERCOMING CONSIDERING NEW SCIENTIFIC AND CULTURAL CONCEPTIONS

João Alberto Ramos Batanolli

Mestre em Ciências Ambientais pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC). Docente pesquisador da UNESC – Criciúma (SC).

Geraldo Milioli

Doutor em Engenharia de Produção e Sistemas pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) – Florianópolis (SC). Docente pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UNESC e Coordenador do Laboratório de Sociedade, Desenvolvimento e Meio Ambiente – Criciúma (SC).

Endereço para correspondência:

Geraldo Milioli – Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) - Laboratório de Sociedade, Desenvolvimento e Meio Ambiente – Avenida Universitária, 1105 – Bairro Universitário – Caixa Postal 3167 – 88806-000 – Criciúma (SC), Brasil. E-mail: gmi@unesc.net

RESUMO

Este artigo pretende, primeiro, fundamentar a existência de uma crise mundial como fenômeno único, caracterizado como crise civilizacional, por meio do diálogo de diversos autores de diferentes áreas do conhecimento cujas constatações e reflexões conduzem ao mesmo sentido: há de fato uma situação emergente cujos sintomas se manifestam nos mais diversos segmentos da atuação humana no planeta. A partir daí, busca-se, então, a existência de uma relação de causalidade entre a crise já constatada e a sociedade moderna (científica, racionalista, industrial). Em seguida, e o tanto que cabe nas dimensões deste artigo, busca-se responder a boa pergunta: a partir de quando e como se deu a construção dessa mentalidade que por sua vez engendrou um paradigma, uma visão de mundo, uma base de pressupostos científicos tacitamente aceitos e que subjazem na cultura e no estilo de vida ocidental dominante que por tudo se mostra insustentável. Em seguida, por meio de quatro autores, arautos de novas abordagens científicas, busca-se mostrar como a própria ciência está a desvelar um novo paradigma que amplia essa visão dominante e abre novos horizontes para nossa compreensão da natureza e do homem numa perspectiva de práticas sustentáveis na qual a cultura e a natureza não estejam em posições contraditórias. Complexidade, pensamento sistêmico, visão holística e transdisciplinaridade são as portas que se abrem e nos conduzem a essa nova possibilidade do homem ante o impasse que ele mesmo criou.

Palavras-chave: crise planetária; modernidade; novos paradigmas.

ABSTRACT

This article intends to, at first, support the existence of a global crisis as a single phenomenon, characterized as civilizational emergency, through the many authors from different areas of knowledge whose findings and reflections lead to the same sense: there is indeed an emergent situation whose symptoms manifest in various segments of human activity on the planet. From there, we seek the existence of a causal relationship between the crisis and modern society (scientific, rationalistic, industrial). Then we seek to answer the good question: from where and how was the construction of this mentality which in turn engendered a paradigm, a worldview, a base of assumptions scientific and tacitly accepted that underlie the culture and dominant Western lifestyle that for everything proves itself unsustainable. Then, by four authors, heralds of new scientific approaches, we achieve to show where science itself is unveiling a new paradigm that extends this dominant view and opens new horizons for our understanding of nature and man from the perspective of sustainable practices where culture and nature are not in contradictory positions. Complexity, systemic thinking, holistic vision and transdisciplinarity are the doors that open and lead us to this new possibility of man facing the impasse he created.

Keywords: planetary crisis; modernity; new paradigms.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, autores, cientistas e pesquisadores, lideranças mundiais, humanistas e políticos dialogam sobre faces de uma crise que aos poucos se vai revelando um único e mesmo fenômeno. Indicadores sociais e ambientais descortinam um cenário em que devastação ambiental, contradições econômicas, urbanização desumanizante, degradação dos valores básicos da civilidade, hegemonia dos valores materiais nas relações humanas, reflexos éticos da grandeza material a qualquer custo, aumento vertiginoso de doenças psíquicas e outras denominadas “doenças da civilização” em caráter quase epidêmico, aumento exponencial do consumo de drogas de todos os tipos, e tantos outros, se mostram articulados, não deixando dúvidas: existe uma crise multifacetada, mas de natureza única e de abrangência planetária. Nos autores estudados, as evidências apontam para a estreita vinculação entre essa crise e o que se convencionou chamar de modernidade, tanto do ponto de vista de período histórico quanto da visão de mundo, mentalidade, pressupostos científicos, princípios e valores dominantes desde então.

Apoiados no *Dicionário da Enciclopédia Mirador Internacional* (HOUAISS, 1976), temos “crise” como um momento crítico, grave e decisivo, o qual determina o rumo positivo ou negativo de uma situação de risco. No mesmo sentido, porém de uma forma mais dialética, os chineses a conceituam como perigo e oportunidade (*wei-ji*) (CAPRA, 1983).

Desde a panorâmica histórica vê-se que crise é uma contingência da evolução humana. Um desafio por meio do qual surgem soluções, inovações e respostas sempre numa perspectiva de melhoria, progresso e desenvolvimento das condições da existência humana, como veremos em Toynbee (1986), mais adiante com Capra (1999). A segunda metade do século 20, entretanto, fez ecoar cada vez mais as preocupações quanto ao volume, à intensidade e à frequência dos efeitos colaterais desse processo de desenvolvimento. A partir daí tivemos a construção crescente de uma triste constatação desses nossos tempos:

O processo da crise é permanente, o que temos são crises sucessivas. Na verdade, trata-se de uma crise global, cuja evidência tanto se faz por meio de fenômenos globais como de manifestações particulares, neste ou naquele país, neste ou naquele momento, mas para produzir o novo estágio de crise. Nada é duradouro (SANTOS, 2010, p. 35).

A crise que se apresenta cada vez mais incontestemente nas relações sociedade-natureza, nas relações sociais e interpessoais, nas relações econômicas entre nações, nas relações tecnocráticas e em tantas outras dimensões é reflexo dos movimentos internos do ser humano ou se introjeta nele o condicionando, ou as duas coisas? Alguns autores, como Crema (1989), conseguem identificar com clareza no íntimo humano essa profusão de sintomas que marcam nosso tempo e associá-los com justeza:

Tal crise planetária, multidimensional em sua abrangência, pode ser traduzida como uma crise de fragmentação, atomização e desvinculação. Como nunca antes o homem encontra-se esfacelado no seu conhecimento, atomizado no seu coração, dividido no seu pensar e sentir, compartimentalizado no seu viver. Refletindo uma cultura racional e tecnológica encontramos-nos fragmentados e encerrados em compartimentos estanques. Interiormente divididos, em permanente estado de conflito, vivemos num mundo também fracionado em territórios e nacionalidades, em estado de guerra infundável (CREMA, 1989, p. 22).

Também de um ponto de vista econômico não faltam elementos para caracterizar uma crise de proporções globais e com perspectivas de colapso num futuro próximo a continuar como está no mesmo ritmo e sob as mesmas concepções e pressupostos. Um exemplo crasso apontado por Penna (1999) é o sistema de contabilidade econômica empregado mundialmente no cálculo do produto interno bruto (PIB).

Nesse sistema de cálculo do PIB se atribui um valor à depreciação das instalações e dos equipamentos que é subtraído do montante global dos produtos e serviços. Mas não se leva em conta as depreciações do capital natural, tais como a poluição dos mananciais de água doce, a destruição das florestas, a contaminação do ar, que afeta a saúde das pessoas nas grandes cidades, e a perda da camada superior do solo, rica em nutrientes.

Como não refletem a realidade de todos os fatores de produção envolvidos e das reservas de recursos naturais, os cálculos de PIB frequentemente superestimam o progresso e favorecem políticas econômicas ambientalmente nocivas (PENNA, 1999, p. 51).

Outro fator é o descontrole da urbanização. Na perspectiva de Penna (1999), por volta de 2025, cerca de quatro bilhões de pessoas no mundo em desenvolvimento serão classificadas como urbanas. “É impactante, quando

lembramos os indicadores de Capra para uma desintegração social, em que aponta as ‘doenças da civilização’, principalmente as cardíacas, câncer e derrame, a depressão grave, a esquizofrenia” (CAPRA, 1999, p. 22).

Registra ainda outros distúrbios de comportamento que apontam para a degradação também do meio ambiente. No que é acompanhado por Penna (1999, p. 103):

Os grandes núcleos urbanos apresentam, no entanto, problemas que são inerentes às concentrações humanas: violência, alienação, solidão e indiferença social, desconfiança e acentuada competição entre as pessoas, poluições diversas, maior exposição a vírus e bactérias, condições sanitárias deficientes, custos mais elevados para produtos primários etc.

Da desintegração social evidente para o colapso ambiental planetário os dados científicos não são menos assustadores. O painel intergovernamental das mudanças climáticas é contundente a respeito dessa realidade. É Leonardo Boff que nos traduz o significado dos dados:

Os dados do painel intergovernamental das mudanças climáticas nos atestam que ultrapassamos o limite. Ultrapassado o limite, não conseguiremos mais parar a

roda, apenas reduzir-lhe a velocidade. De forma irreversível a Terra mudará para um estado mais quente que pode chegar até 6 graus Celsius no fim do presente século (BOFF, 2009, p. 77).

É o que demonstra o Relatório Planeta Vivo 2006 do Fundo Mundial para a Natureza, quando declara: “O ser humano consome 25% a mais do que a Terra pode repor. Em 2050 precisaremos de duas terras como a atual para atender as demandas humanas” (BOFF, 2009, p. 75). Realmente, “a humanidade é a primeira espécie na história da vida na Terra a se tornar uma força geofísica [...] que alterou a atmosfera e o clima do planeta, desviando-os em muito das normas usuais” (WILSON, 2008 *apud* BOFF, 2009, p. 38).

Com base no exposto podemos ver que tal crise se reduz à relação do binômio sociedade-natureza. Nesse contexto precisamos averiguar pistas e evidências de um “novo pensamento”, novas bases que possam gerar uma nova compreensão, sentido e relação existencial nessas três dimensões: eu comigo, eu com o outro, eu com a natureza. Nessa direção podemos vislumbrar possibilidades de práticas sustentáveis. A meta deste artigo, portanto, está sistematizada no esquema conceitual que segue e no esforço de síntese apresentado no conjunto do texto.

ESQUEMA CONCEITUAL

A crise se reduz à relação do binômio sociedade-natureza. Novos modelos de compreensão dessa relação podem levar a práticas sustentáveis (Figura 1).

CRISE EXISTENCIAL E ESPIRITUAL

Não obstante toda evolução científica e as verdadeiras torrentes de informações que nos chegam aos milhões de *terabites*, *kilowatts*, raios catódicos, ou sob a tinta da impressão de toda mídia impressa e o mar de micro-ondas em que estamos mergulhados; apesar da tão decantada era da informação, aldeia global, era do conhecimento; e a despeito de tanta evolução tecnológica e estarmos conectados ao mundo todo à velocidade da luz, o que vivemos é uma era de alienação, egoísmo, solidão, em que as forças da autoafirmação e do individualismo são levadas ao extremo em detrimento das forças da integração, da consciência comunitária, da responsabilidade social, da solidariedade e dos valores humanos.

Martin Rees, o astrônomo real inglês, em seu livro *Hora final, o desastre ambiental ameaça o futuro da humanidade* (2005), já chamava a atenção para a exi-

gência de uma nova moralidade. Caso contrário, até o final do século a espécie *homo* poderá ter desaparecido completamente (BOFF, 2009, p. 76).

Não há dúvidas que o comportamento econômico imposto pela sociedade nos afastou da ética e dos valores humanos (PENNA, 1999). A competição, que nos foi ensinada como fator de progresso e desenvolvimento, na verdade é a base da cultura da violência. “A competitividade é uma espécie de guerra em que tudo vale e, desse modo, sua prática provoca um afrouxamento dos valores morais e um convite ao exercício da violência” (SANTOS, 2010, p. 57).

Numa época como a nossa, de tantos desafios e oportunidades, de tantas aflições coletivas e tanta necessidade de consciência, o que impera é a dormência e o egoísmo como fatores culturais, como se fossem normais.

Essa profunda necessidade humana de valorizar-se e ser respeitado pelos semelhantes, sobretudo pelo consumo, faz com que a simples compra de bens materiais seja fator de demonstração de autoestima e valor social (PENNA, 1999).

Se a cultura do consumo leva ao desperdício e aos inúmeros problemas sociais e ambientais, não são menos seus efeitos danosos no próprio espírito humano.

Consumismo e competitividade levam ao emagrecimento moral e intelectual da pessoa, à redução da personalidade e da visão de mundo, convidando, também, a esquecer da oposição fundamental entre a figura do consumidor e a figura do cidadão (SANTOS, 2010, p. 49).

Para Santos (2010), a tirania do dinheiro e a da informação, que são os pilares da produção da história atual

do capitalismo globalizado, exercem o controle dos espíritos pelo qual se dá a regulação das finanças.

O sábio indiano Krishnamurti (*apud* CREMA, 1989, p. 27) já nos alertava sobre os malefícios do progresso técnico sem a contrapartida do progresso psicológico equivalente. Gerou-se aí um desequilíbrio: ao lado dos incríveis progressos científicos, o sofrimento humano continua, “continuam a existir corações vazios e mentes vazias”. E o próprio Crema cita Ortega e Gasset, que alertam sobre o relaxamento moral advindo da crença cega num progresso sem limites quando dizia: se a humanidade progride inevitavelmente “podemos abandonar toda a vigilância, despreocupar-nos, irresponsabilizar-nos [...] e deixar que [...] a humanidade nos leve inevitavelmente à perfeição e à delícia” (ORTEGA & GASSET *apud* CREMA, 1989, p. 25).

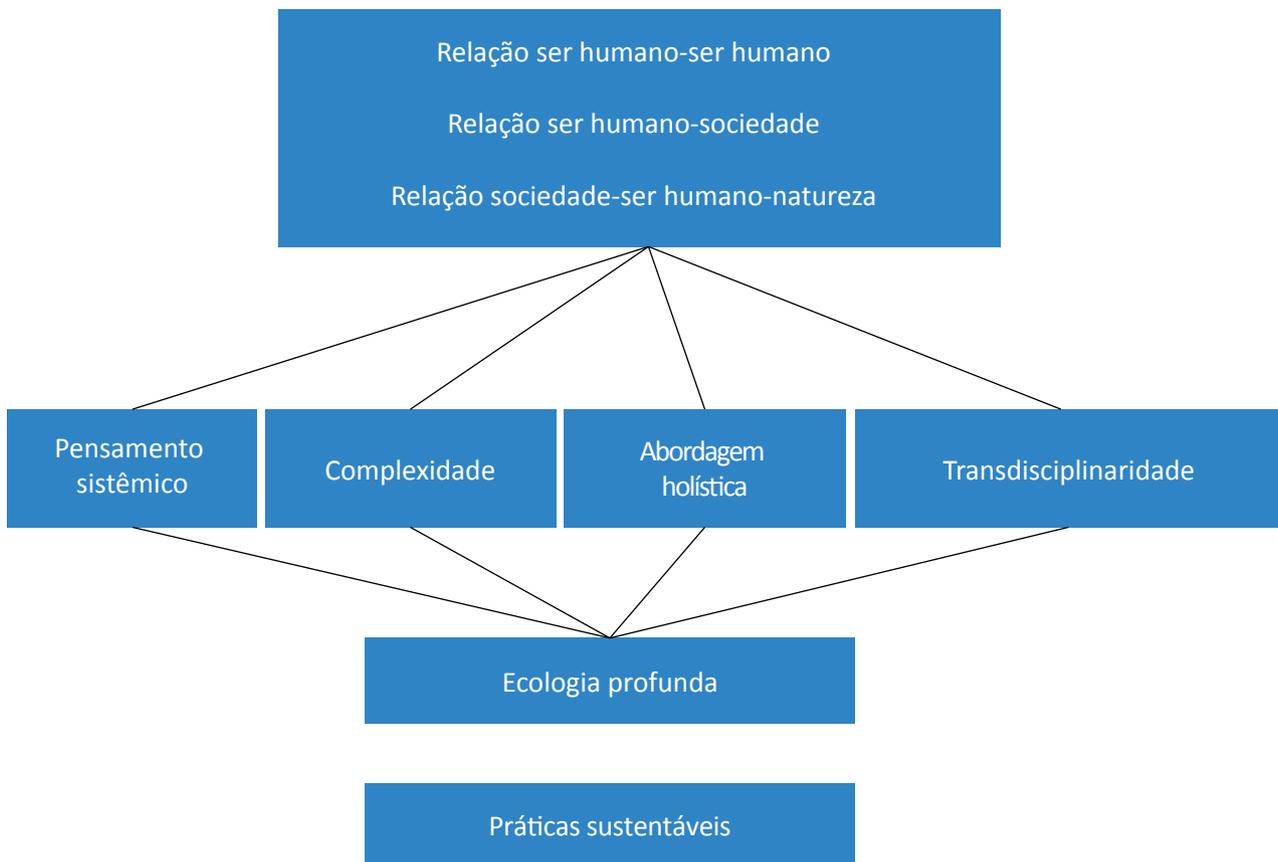


Figura 1 – A crise se reduz à relação do binômio sociedade-natureza.

Como já sabemos que não chegaremos nem à perfeição pelo atual estilo de vida e escala de valores estabelecidos pela sociedade industrial-consumista-técnico-científica, certamente devemos dar ouvidos ao sábio, Nobel de medicina, quando preconizava:

Para evitar o apocalipse que nos ameaça, é necessário que justamente nos adolescentes e nos jovens sejam despertadas novamente as sensações valorativas que lhes permitam perceber o belo e o bom, sensações essas que são reprimidas pelo cientificismo e pelo pensamento tecnomorfo (LORENZ & WERTIG, 1986, p. 16).

CRISE AMBIENTAL – O PARADOXO EXTREMO: O HOMEM CONTRA A VIDA

Desde as últimas décadas do século XX os alertas de cientistas, filósofos e líderes mundiais têm sido claros e drásticos em relação à degradação ambiental. Mas parece que somos incapazes de realizar as mudanças necessárias para reverter esse sinistro prognóstico.

Quaisquer que sejam as mudanças locais e temporárias do clima, o mundo não pode esperar pela prova do aquecimento (terrestre) antes de fazer algo sobre isso. Encontramo-nos envolvidos em uma enorme experiência, usando nossa Terra como laboratório, e a experiência é irreversível. O dia em que descobriremos que o aquecimento da estufa já prejudicou a habitabilidade da Terra (em recuperar-se), será tarde demais para fazermos alguma coisa (MATTHEWS, 1990 *apud* PENNA, 1999, p. 77).

A velocidade crescente com que o atual ciclo de modernidade (últimos 500 anos) vem simplesmente dizimando a vida das espécies no planeta é quase inacreditável.

Estimativas atestam: entre 1500-1850 foi presumivelmente eliminada uma espécie a cada dez anos. Entre 1850-1950, uma espécie por ano. A partir de 1989 passou a desaparecer uma espécie por dia. No ano 2000, esta perda acontecia a cada hora. Ultimamente a aceleração é tão rápida que se calcula que no período 1990-2020 terão desaparecido cerca de 10 a 38% das espécies existentes. Diz-se que estamos dentro da sexta grande dizimação, a primeira provocada pela espécie humana (BOFF, 2009, p. 71).

E a continuar como vem acontecendo, as perspectivas são cada vez mais sinistras, reais e próximas do nosso tempo. É o próprio Lovelock (2006), um dos criadores da teoria de Gaia, que preconiza: “Por volta de 2040 a situação poderá em algumas regiões ser insuportável. Então se seguiria a era das devastações em massa, podendo dizimar 80% da população humana” (LOVELOCK, 2006, p. 19 *apud* BOFF, 2009, p. 77).

A crise ambiental é óbvia e os indicadores sociais e humanos em todas as manifestações dessa crise assumem dimensões que chamam a atenção de sociólogos, historiadores e humanistas. Um dos cientistas, cuja obra é praticamente toda dedicada à crise planetária, à ecologia profunda e ao pensamento sistêmico tendo como eixo a emergência de novos paradigmas na ciência e na sociedade, é o físico Fritjof Capra. Em seu livro, *O ponto de mutação* (edição original de 1982, mas neste trabalho utilizamos a edição revista de 1999), nos traz as expressões “crise multidimensional” e “crise de percepção”, que já sugerem conceitos, raízes, amplitudes, profundidades e o alcance do “impasse civilizatório” com que se defronta a humanidade.

Conforme o físico austríaco,

as últimas décadas vêm registrando um estado de profunda crise mundial. É uma crise complexa, multidimensional, de dimensões intelectuais, morais e espirituais; uma crise de escala e premência sem precedentes em toda a história da humanidade (CAPRA, 1999, p. 19).

CRISE E MODERNIDADE: “A MODERNIDADE É A CRISE”

Trazendo um contexto cultural, aplicando esse conceito para a vida e o comportamento atuais dessas nossas décadas aflitas, Berman (2007, p. 15) é preciso, impecável, difuso e contundente, contraditório como o próprio tema sobre o qual se debruça afoito e impecável:

Existe um tipo de experiência vital — experiência de tempo e espaço, de si mesmo e dos outros, das possibilidades e perigos da vida — que é compartilhada por homens e mulheres em todo o mundo hoje. Designarei esse conjunto de experiências como “modernidade”. Ser moderno é encontrar-se em um ambiente que promete aventura, poder, alegria, crescimento, autotrans-

formação e transformação das coisas em redor — mas ao mesmo tempo ameaça destruir tudo o que temos, tudo o que sabemos, tudo o que somos.

Esse sentimento de volume e velocidade é tão característico desse megafenômeno, se assim podemos chamar a modernidade, que também é utilizado por Toffler (1998, p. 21) quando se refere aos últimos 300 anos da história ocidental em que, para ele, a sociedade decorrente desse processo “vem sendo arrastada por um turbilhão de transformações. Este turbilhão, longe de se amenizar, se espalha através dos países altamente industrializados em ondas de velocidade crescente, e de impacto sem precedentes”.

Boff (2009, p. 74) vai mais além quando conclui o que já pode estar no subconsciente de todos: “O modelo de sociedade e o sentido de vida que os seres humanos projetaram para si nos últimos quatrocentos anos, estão em crise e não oferecem soluções includentes e viáveis para todos”. Sabemos que é o óbvio, mas vindo nas palavras de um sábio recebemos de outro jeito: “Se nada fizermos, vamos de fato ao encontro de um colapso generalizado, pondo em risco o projeto planetário humano” (BOFF, 2009, p. 71).

Essa relação dos tempos modernos com a progressão de uma crise civilizatória está também na compreensão de Trevisol (2003, p. 66), quando afirma:

Nos últimos cinco séculos tudo se acelerou: o crescimento demográfico, os progressos científicos e técnicos, as novas tecnologias, a conquista do mundo pelos europeus, a mecanização e a motorização da produção e dos transportes, a utilização crescente da energia e a urbanização.

São esses cinco séculos que Morin e Kern (1995) denominam de “cinco séculos da idade do ferro da era planetária”. Mas, ainda conforme Trevisol (2003), foi somente no último século que os desequilíbrios se ampliaram e a degradação do meio ambiente se desterritorializou.

Para efeito didático sobre o potencial humano de destruição na modernidade, Trevisol cita a imagem sugerida por Sagan, segundo a qual “se toda a história do universo pudesse ser comprimida em um único ano, os seres humanos teriam surgido na Terra apenas há sete minutos” (TREVISOL, 2003, p. 66). Nesse período o homem descobriu e domesticou o fogo, inventou o automóvel, o computador, a internet, foi à Lua e tantas outras coisas. “Mas foram também nesses sete minutos que a espécie humana agrediu a natureza mais que todos os outros seres vivos do planeta em todos os tempos” (BARBOSA, 2001 *apud* TREVISOL, 2003, p. 66). Mas, ainda conforme Trevisol (2003, p. 66), “se continuarmos utilizando a analogia de Sagan, os últimos 30 segundos concentram de fato os maiores desastres e agressões à natureza”.

Para objetivarmos ainda mais essa fusão original entre modernidade e crise planetária, remontamos ao dito lá na introdução deste mesmo trabalho. Para Capra (1999, p. 30), assim como para Leff (2001, p. 17), a degradação ambiental se manifesta como sintoma de “uma crise de civilização marcada pelo modelo de modernidade regido pelo predomínio do desenvolvimento da razão tecnológica sobre a organização da natureza”.

NOS RESTA ENTÃO, A BOA PERGUNTA

Como, quando se construiu essa mentalidade guiada por uma “inteligência estúpida” (SOUZA, 1999) que associou e confundiu evolução, desenvolvimento e progresso com destruição, degradação, degeneração e genocídio a um limite extremo de comprometer o futuro da humanidade e ameaçar a vida planetária numa escala sem precedentes?

Podemos pensar que a modernidade é marcada pela mudança de perspectiva do pensamento da qual derivaram as outras que passam a acontecer progressivamente e em cadeia praticamente em todas as áreas da atividade humana (filosofia, ciência, economia, políti-

ca, geopolítica etc.). Se assim for, o movimento em que podemos localizar o início dessa profunda mudança de rumo e de velocidade que passa a direcionar a humanidade e continua ainda nos dias de hoje é o Renascimento, como um todo integrado.

Isso trazido para a dimensão do ser e do indivíduo é o que Souza (1999) encontra na definição de Blumberg para precisar o ponto em que, na cultura do ocidente, surge o homem racionalista, desafiador, inquieto: o homem moderno.

Enfim: seja na Renascença, que muda o eixo das discussões e realizações filosóficas, científicas e artísti-

cas do divino e sobrenatural para o natural e humano, permitindo o resgate do exercício racional no lugar da revelação e do dogma na busca da verdade (MORIN, 1997); seja na revolução científica, que possibilitou a superação do modelo de pensamento escolástico medieval (CREMA, 1989); seja na era das grandes navegações, quando se expande e se globaliza disseminando, “além dos germens”, a economia e o jeito de pensar e fazer do homem do oeste europeu (MORIN & KERN, 1995); seja na Revolução Francesa, com a criação dos direitos humanos e o início de uma nova era na política e nas estruturas do poder que paulatinamente ganha o mundo; seja no Iluminismo, que fundamenta as ideias e ideais da Revolução Francesa e que concretiza e realiza mais inteiramente o ideal do racionalismo renascentista; seja na Revolução Industrial, no bojo da qual se pode ver o maior número de transformações que literalmente desfiguram a face do mundo... Quaisquer desses momentos ou movimentos históricos podem se convencionar como adventos da modernidade.

O que não podemos perder de vista para os fins a que nos propomos e que cabem nas dimensões e condições deste trabalho está nas palavras de Boff (2009, p. 74):

O modelo de sociedade e o sentido de vida que os seres humanos projetaram para si, pelo menos nos últimos quatrocentos anos, estão em crise e não oferecem, a partir de seus próprios recursos, soluções incluídas e viáveis para todos.

Aliás, conforme Capra (1999), desde a Antiguidade os objetivos da ciência tinham sido a sabedoria, a compreensão da ordem natural e a vida em harmonia com ela. Se no ocidente a ciência era realizada “para maior glória de Deus”, lá no extremo-oriental os chineses a praticavam “para acompanhar a ordem natural e fluir na corrente do Tao”. Propósitos integrativos e bem diferentes daqueles que passam a surgir a partir da nova mentalidade. Pois, a partir dela, como diz Crema (1989) especificando, nos séculos XVI e XVII, literalmente desabou a cosmovisão escolástica aristotélica-tomista. Aquela que mesclava razão e fé de que fala Capra. Uma sucessão de golpes veio da Renascença e, mais tarde, outros talvez mais contundentes e definitivos foram dados pelo movimento cultural-filosófico do Iluminismo. Estava então em franco andamento “uma nova Idade”, denominada pelos historiadores de Revolução Científica.

O que também encontramos em Lins e Barros (*apud* HENRY, 1998) na introdução da obra *A Revolução Científica e as origens da ciência moderna*, de John Henry, quando registra que no século XVII a Europa Ocidental começou a desenvolver uma nova forma de olhar a natureza. Para ele, embora as bases dessa nova visão estejam situadas bem antes, é nos trabalhos de filósofos da natureza como Galileu, Descartes e Newton e muitos outros, como veremos a seguir, que se encontram de forma bastante elaborada e consolidada os elementos da chamada revolução científica.

Revolução científica é o nome dado pelos historiadores da ciência ao período da história europeia em que, de maneira inquestionável, os fundamentos conceituais metodológicos e institucionais da ciência moderna foram assentados pela primeira vez. O período preciso em questão varia segundo o historiador, mas em geral afirma-se que o foco principal foi o século XVII, com períodos variados de montagem do cenário no século XVI e de consolidação no século XVIII (HENRY, 1998, p. 13).

Para Capra (1999), um marco dos princípios históricos da Revolução Científica está em Copérnico e sua teoria heliocêntrica que derruba o geocentrismo que vinha perdurando por mil anos.

Ainda, conforme Capra (1999), essa teoria foi aperfeiçoada e fundamentada a seguir com Kepler e suas tabelas planetárias e leis empíricas dos movimentos planetários, mas foi com Galileu e seus telescópios que a ideia de Copérnico foi efetivada como teoria científica válida.

Galileu Galilei (1564-1642), físico e astrônomo italiano considerado fundador da física moderna, foi quem primeiro empregou a combinação do raciocínio teórico, observação experimental e rigorosa linguagem matemática que até hoje caracteriza essa ciência básica. Como foi dito, validou cientificamente a revolucionária concepção heliocêntrica do seu notável antecessor Nicolau Copérnico (1473-1543). Sua grande ênfase dirigia-se às variáveis quantificáveis. O que conseguiu estabelecer quando, conforme Capra (1999), “postulou” aos cientistas da época que deveriam restringir-se ao estudo das propriedades essenciais dos corpos materiais — formas, quantidades, movimento — as quais podiam ser medidas e qualificadas. Para Crema (1989), isso conduziu ao que o psiquiatra R. D. Laing denunciou como obsessão dos cientistas pela medição e quantifi-

cação. O que, para Capra na mesma obra, representa um pesado ônus no que é dito:

Perderam-se a visão, o som, o gosto, o tato e o olfato, e com eles se foram também a sensibilidade estética e ética, os valores, a qualidade, a forma; todos os sentimentos, motivos, intenções, a alma, a consciência, o espírito. A experiência como tal foi expulsa do domínio do discurso científico (LAING, 1982 *apud* CAPRA, 1999, p. 51).

A retirada da Terra do centro do universo foi um divisor de paradigmas, que assinalou, sobretudo, de acordo com Crema (1989), a desvinculação entre o sagrado e o profano, destacando a razão como valor fundamental juntamente com a liberdade do pensamento e “erigindo como meta a bandeira do progresso”.

Assim, como também entende Capra (1999), a perspectiva medieval mudou radicalmente nos séculos XVI e XVII quando a “noção de um universo orgânico, vivo e espiritual foi substituída pela noção do mundo como se ele fosse uma máquina e a máquina do mundo converteu-se na metáfora dominante da era moderna” (CAPRA, 1999, p. 49).

Esse caráter exploratório e dominador do homem, em relação à natureza, ganhou sofisticação e fundamentação ideológica e metodológica com Francis Bacon.

O antigo conceito da Terra como mãe nutriente foi radicalmente transformado nos escritos de Bacon e desapareceu por completo quando a revolução científica tratou de substituir a concepção orgânica da natureza pela metáfora do mundo como uma máquina (CAPRA, 1999, p. 52).

Francis Bacon, inglês (1561-1626), foi um filósofo e político, criador do método empírico de investigação e primeiro formulador do raciocínio indutivo, cuja metodologia parte da experimentação para se chegar a conclusões científicas (CREMA, 1989).

O mais importante em nosso presente foco é constatar que, para Bacon, o conhecimento científico tem por finalidade servir ao homem, proporcionando-lhe poder sobre a natureza. No dizer de Crema (1989, p. 30), “colocou o poder acima da sabedoria”.

Essa ênfase no domínio também é levada em conta por Fourez (1995) que, ao comparar a mentalidade burguesa com a mentalidade medieval, lembra que a primeira é marcada fortemente pelo desejo de controlar e dominar o seu meio. Com base nele, torna-se evidente a

diferença de atitude das pessoas: numa aldeia medieval autossustentável elas se inserem, na mentalidade burguesa, elas tentam dominar.

No pensamento de Fourez (1995) fica clara a íntima conexão entre as concepções científicas e filosóficas que nasciam e se estruturavam, a era das invenções e navegações, a economia mercantil e expansão mundial dessa sociedade que tinha o aval científico para se expandir e explorar os não científicos. Aliás, para Fourez (1995), o que permitirá aos conquistadores dominar o planeta será a arte da previsão, do cálculo, do domínio.

Conforme ele, essa capacidade dos ocidentais em ver o mundo de maneira independente dos sentimentos humanos, mas unicamente em razão dos seus projetos de domínio, vai se revelar de grande eficácia. “Os navegadores serão capazes de transportar os seus conhecimentos de um lugar a outro. O seu saber, porque despojado do individual e local, vai parecer cada vez mais universal” (FOUREZ, 1995, p. 163).

Ele nos lembra que o que dá uma aparência universal à ciência é precisamente o desenraizamento dos comerciantes, que não descrevem de modo algum o mundo tal como é:

[...] mas apenas um mundo tal como pode ser relatado, narrado e controlado de um lugar a outro. E obnubilam-se dessa forma todos os desvios dos raciocínios científicos, todas as negociações da observação, todos os componentes afetivos, religiosos, econômicos, políticos da prática científica a fim de reter somente uma imagem relativamente abstrata (FOUREZ, 1995, p. 163).

Voltando às origens disso tudo, Capra (1983) assinala que todo o processo de nascimento da ciência moderna foi precedido e acompanhado por um desenvolvimento filosófico “que deu origem a uma formulação extrema do dualismo espírito-matéria”. Conforme esse autor, isso veio à tona no século XVII, com a filosofia de René Descartes, que considerava a visão da natureza como derivada de uma divisão fundamental em dois reinos separados e independentes: o da mente (*res cogitans*) e o da matéria (*res extensa*). Na concepção de Capra, foi essa divisão cartesiana que permitiu aos cientistas tratar a matéria como algo morto e inteiramente apartado de si mesmo.

A partir daí, o mundo material passou a ser visto como uma vasta quantidade de objetos reunidos numa enor-

me máquina. Essa visão mecanicista do mundo foi sustentada por Isaac Newton, que elaborou sua mecânica a partir de tais fundamentos, tornando-a o alicerce da física clássica. Conforme Capra (1999, p. 56), a “mudança da imagem orgânica, de mãe nutriente para máquina, ocasionou mudança profunda no comportamento das pessoas em relação à natureza”.

René Descartes, francês (1596–1650), foi filósofo e matemático, considerado fundador do racionalismo moderno. O método racionalista-dedutivo, proposto por Descartes como o único científico, destaca, sobretudo, a matemática, que “terminará por enclausurar o espírito humano nos limites do mundo natural porque só aí a matemática acha sua legítima aplicação” (CREMA, 1989, p. 31).

Uma das principais características do método cartesiano é seu “caráter analítico implicando o processo lógico de decomposição do objeto em seus componentes básicos” (CREMA, 1989, p. 32).

A partir desse modelo, com o tempo a própria ciência fragmentou-se e conseqüentemente quebrou o próprio conhecimento nos afastando cada vez mais da visão do todo e das conexões de suas partes.

Simplificando então com Capra (1999), com Descartes passa-se a ter uma crença na certeza do conhecimento científico; separou-se a mente e a matéria; concebeu-se um ego isolado dentro do corpo; o universo material era uma máquina, nada além disso. Não havia vida, propósito ou espiritualidade na matéria. A natureza funcionava de acordo com leis mecânicas e tudo no mundo material podia ser explicado em função da organização e do movimento de suas partes. E esse foi o paradigma predominante na observação científica nos séculos XVII, XVIII e XIX.

Outro pensador que está nas origens do pensamento moderno, cuja influência persiste até hoje nas relações políticas e sociais, é Thomas Hobbes (1588-1679). Conforme Crema (1989), ele desenvolveu um empirismo-racionalista: espaço de convivência entre a experiência e a razão. Considerava a sensação como o princípio de todo o conhecimento, pensamento que séculos mais tarde influenciou o behaviorismo, corrente da psicologia moderna.

Um verdadeiro gigante do pensamento humano, que contribuiu para a formatação principal das origens

da mentalidade científica moderna, foi Isaac Newton (1642–1727). Fundador da mecânica clássica foi, conforme Crema (1989, p. 34):

Após a tentativa um tanto precária de Hobbes, quem estabeleceu a grande síntese aliando e superando o método empírico-indutivo de Bacon e o racional-dedutivo de Descartes, no seu sistema que unificou a metodologia da experiência e da matematização. Matemático, físico, astrônomo e teólogo inglês, Newton também integrou, ampliou e estabeleceu na sua física e mecânica celeste, as contribuições de Copérnico, Kepler e de Galileu, o que levou sua construção teórica a ser identificada, durante séculos com a própria ciência.

Para Crema (1989), fica bastante claro que, assim como Descartes, Newton também partia de uma metafísica, subjacente aos seus modelos científicos, considerando uma causa última ou uma “monarquia” divina. Foram seus discípulos que estreitaram suas visões originais, desidratando seus modelos da visão transcendente e da reflexão sobre o essencial. Então Crema (1989, p. 37) nos traz essa compreensão de Pierre Weil, “pouco a pouco este Deus externo morreu, ficando apenas as leis e concepções mecanicistas, cujos sucessos foram tais que permitiram mandar o homem à lua e desintegrar o átomo”.

Continuando na linha de estudo de Crema (1989), percebemos que o paradigma cartesiano-newtoniano consolidou-se ainda mais no século XVII, quando seus princípios passaram a ser aplicados nas ciências sociais. Surge o Iluminismo. Entre os pioneiros do pensamento liberal estava John Locke (1632–1704). Influenciado por Hobbes, advogava o empirismo filosófico reduzindo o conhecimento ao seu aspecto psicológico. Criticando a teoria do inatismo, ou seja, das ideias inatas existentes no espírito humano, prévias a qualquer experiência, Locke considerava não existir nenhuma verdade autônoma e concebia a mente como um tipo de papel em branco ou tábula rasa, sua famosa metáfora, em que todo o conhecimento seria gravado a partir da experiência sensível e da reflexão.

Locke é considerado o grande representante do individualismo-liberal. Suas ideias políticas centradas no ideal do individualismo da liberdade do direito de propriedade e governo representativo exerceram uma poderosa influência condicionando as democracias liberais do ocidente (CREMA, 1989).

Mas a influência do pensamento moderno e sua expansão em mais áreas da atividade humana continuaram. Conforme o mesmo autor, praticamente todo o século XIX:

[...] também se caracterizou por uma excessiva e “eufórica” crença no determinismo racional que desvelaria todos os segredos da alma e do univer-

so. Outros cientistas e pesquisadores refinaram e sutilizaram a cosmovisão mecanicista, ampliando as suas perspectivas. A fé no racionalismo científico, a confiança no seu poder explicativo e o dogma da objetividade fortaleceram-se com a obra de Darwin, na biologia; de Marx, na sociologia; e da reflexologia pavlovina e do determinismo psíquico de Freud, na Psicologia (CREMA, 1989, p. 67).

E DAÍ?

Depois dessa análise das origens da nossa mentalidade moderna podemos fazer coro com Capra e voltar à questão inicial: o que causou essa crise planetária? Ele é muito claro e explícito em sua resposta quando diz que a visão cartesiana da vida, da natureza e da sociedade como constituídas por fragmentos isolados, um dos pilares da revolução científica e da mentalidade moderna, pode ser considerada como “a razão essencial para a atual série de crises sociais, ecológicas e culturais” (CAPRA, 1983, p. 26).

Da mesma forma, também de raiz cartesiana, a famosa frase *Cogito ergo sum* (penso, logo existo) tem se transformado numa verdadeira sentença para o homem ocidental. Isso tem se dado de forma progressiva ao longo dos últimos séculos à medida que ergueu a sociedade-civilização-científica-industrial. Conforme Capra (1983), isso tem levado o homem ocidental a igualar sua identidade apenas à sua mente, em vez de igualá-la a todo seu organismo, ou incluir também as profundezas da alma como queria Jung (WINCKEL, 1985).

A mente foi separada do corpo, e na euforia cientificista e racionalista que dava ao homem moderno seiscientista a sensação de, pela racionalidade, superar Deus e a natureza, colocou a mente no domínio do corpo passando a ter como tarefa controlá-lo. Para Capra (1983), isso causou um conflito aparente entre o consciente e os instintos involuntários. Ele assinala que posteriormente cada indivíduo foi dividido num grande número de compartimentos isolados de acordo com as atividades que exerce, seu talento, seus sentimentos, suas crenças etc. Isso, de acordo com Capra (1983), é causador de conflitos intermináveis que geram constante confusão metafísica e frustração.

Para Capra (1983), essa fragmentação interna reflete nossa visão do mundo exterior, que é encarado como constituído de uma imensa quantidade de objetos e

fatos isolados. A crença de que todos esses fragmentos — em nós mesmos, em nosso ambiente e em nossa sociedade — são efetivamente isolados pode ser encarada como a razão essencial para a atual série de crises sociais, ecológicas e culturais.

E para arrematar com esse nosso profundo filósofo da nova era, Crema (1989, p. 23) diz:

A abordagem disciplinar das universidades, com sua típica e fragmentada metodologia, produziu o especialista: esse exótico personagem que sabe quase-tudo de quase-nada. E a visão especializada, com sua superênfase na parte, desconectou-se de Holos, conduzindo-nos literalmente à beira de um abismo. A enfermidade do nacionalismo aliado ao desenvolvimento de uma tecnologia de opressão e de morte, com o potencial de aniquilar totalmente a vida de Gaya, é um triste resumo da colossal enrascada em que se meteu a espécie humana.

E para completar, Morin (1977, p. 41) diz que “tudo isso nos conduz à ideia de que é necessário ultrapassar o Iluminismo. É preciso buscar algo além do Iluminismo”. E para isso, conforme Morin (1977, p. 41), “é preciso tomar consciência das patologias da razão e ultrapassar a razão instrumental que se encontra a serviço dos piores empreendimentos criminosos”. Para ele, é preciso ultrapassar a ideia de razão pura, pois não existe razão sem afetividade. “É preciso uma racionalidade aberta [...] uma dialógica entre racionalidade e afetividade”, brada Morin (1977, p. 42). Ele explica que tudo isso depende de uma revolução epistemológica, uma revolução no conhecimento.

Precisamos tentar repudiar a inteligência cega que nada vê além de fragmentos separados e que é incapaz de ligar as partes e o todo, o elemento e seu contexto; que é incapaz de conceber a era planetária e de apreender o problema ecológico. [...] A tragédia ecológica que começou é a primeira catástrofe planetária

provocada pela carência fundamental de nosso modo de conhecimento e pela ignorância que esse modo de conhecimento comporta. Trata-se do colapso da concepção luminosa da racionalidade (ou seja, aquela que

traz uma luz brilhante e dissipa as sombras com ideias claras e distintas, com a lógica do determinismo) que em si mesmo ignora a desordem e o acaso (MORIN, 1977, p. 43).

Edgar Morin, Fritjof Capra, Pierre Weil e Basarab Nicolescu: quatro pensadores e uma certeza: nada será como antes, ou não será! (ou ainda: o mundo é muito mais do que vemos!)

O pensamento sistêmico de Morin — uma nave rumo ao universo da complexidade devolve o sentimento de um todo integrado à realidade

Conforme Morin (1977), do átomo às galáxias, todos os “objetos-chave” da física, da biologia, da sociologia, da astronomia constituem sistemas. “Tudo que era objeto, tornou-se sistema” ou, de outra forma, “tudo que era unidade elementar incluindo, sobretudo, o átomo, tornou-se sistema” (MORIN, 1977, p. 96).

Mas o que é digno de nota é o caráter polissistêmico do universo organizado. Esta é uma espantosa arquitetura de sistemas que se edificam uns sobre os outros, uns entre os outros, uns contra os outros [...]. Assim o ser humano faz parte de um sistema social, no seio dum ecossistema natural, que por sua vez está no seio dum sistema solar, que por sua vez está no seio dum sistema galáctico: é constituído por sistemas celulares, os quais são constituídos por sistemas moleculares, os quais são constituídos por sistemas atômicos (MORIN, 1977, p. 96-97).

Morin (1977) fala da natureza como “o fenômeno”, classificando-a como “esta extraordinária solidariedade” dos sistemas encadeados, edificando-se uns sobre os outros, pelos outros, com os outros. Para ele, a vida é um sistema de sistemas de sistemas não só porque o organismo é um sistema de órgãos, que são sistemas de moléculas e de átomos, mas também porque “o ser vivo é um sistema individual que participa dum sistema de reprodução, porque um e outro participam dum ecossistema, o qual participa da biosfera” (MORIN, 1977, p. 97).

Diante disso, ensina que podemos pensar que estávamos a tal ponto sob o domínio do pensamento dissociativo e isolador que essa evidência nunca foi assinalada, salvo exceções: “Só existem realmente sistemas de sistemas, e o simples sistema não passa duma abstração didática” (LUPASCO, 1962 *apud* MORIN, 1977, p. 97).

Perseguindo um novo “método” que satisfaça essa inversão de perspectiva, da aparência para a realidade,

continua Morin (1977) com objetividade, “os sistemas foram tratados como objetos, temos agora de conceber os objetos como sistemas”. Conforme ele, ainda “não sabemos atribuir ao sistema uma identidade substancial ‘clara e simples’”.

A realidade do sistema é paradoxal, “apresenta-se como *unitas multiplex*”, diz ele evocando Angyal (1941 *apud* MORIN, 1977). Isso significa que do ponto de vista do todo é uno e homogêneo; considerado sob o ângulo dos constituintes é diverso e heterogêneo. Assim, seguindo com o autor, a primeira e fundamental complexidade do sistema consiste em associar em si a ideia de unidade, por um lado, de diversidade ou multiplicidade, por outro, que em princípio se repelem e se excluem, “[...] e o que temos de compreender são os caracteres da unidade complexa: um sistema é uma unidade global, não elementar, visto que é constituído por partes diversas inter-relacionadas” (MORIN, 1977, p. 102).

A ideia de unidade complexa vai ganhar densidade se pressentimos que não podemos reduzir nem o todo às partes nem as partes ao todo, nem o uno ao múltiplo, nem o múltiplo ao uno, mas temos de tentar conceber em conjunto, de modo simultaneamente e complementar e antagônico, as noções de todo e de partes, de uno e de diverso (MORIN, 1977, p. 103).

A partir desses conceitos começamos então a compreender que a concepção sistêmica havia de ficar fora de uma ciência “que procurava seus fundamentos precisamente no redutível, no simples e no elementar. Começamos a compreender que o conceito de sistema fora contornado, negligenciado, ignorado” (MORIN, 1977, p. 103).

Daqui emerge então um conceito fundamental para a compreensão da ecologia profunda, da teoria de Gaia e outros paradigmas emergentes que ampliam

e aprofundam a percepção da nossa relação com a natureza e o cosmos: “O todo é superior à soma das partes”. Esse conceito de todo pode ser pesquisado em algumas tradições filosóficas como a teosofia, em que recebe o nome de uno, e também é aprecia-

Capra: a mudança de paradigma: guia de uma crise como dinâmica de transformação

Em seu livro *O ponto de mutação* (1ª edição de 1982), ele enfatiza o caráter de transformação da crise. Para isso nos faz substituir a noção de estruturas sociais estáticas por uma percepção de padrões dinâmicos de mudança. Apresenta-nos modelos e concepções que ilustram isso. Desde a antiga concepção chinesa da interação dinâmica entre os dois polos, *yin* e *yang*, passando pelo pensamento de Heráclito, na Grécia antiga, que comparou a ordem no mundo como “um fogo eternamente vivo que se acende e se apaga conforme a medida”, como também Empédocles, para quem as mudanças do universo são atribuídas ao fluxo e refluxo de duas forças complementares a que chamou de amor e ódio.

Brinda-nos também com o gráfico de ascensão e queda das civilizações sobre o qual um dos principais estudos é do historiador Arnold Toynbee (*apud* CAPRA, 1999) que, em sua obra *A study of story*, afirma que a gênese de uma civilização consiste na transição de uma condição estática para uma atividade dinâmica. Essa transição, segundo Toynbee, “pode ocorrer espontaneamente, através da influência de alguma civilização já existente, ou através da desintegração de uma ou mais civilizações de uma geração mais antiga” (TOYMBEE *apud* CAPRA, 1999, p. 24).

Com a mesma clareza com que conceitua a crise, nos revela as três grandes transições que afetaram o mundo de forma definitiva. São elas: o declínio do patriarcado, o declínio da era dos combustíveis fósseis de profundo impacto sobre a tecnologia e nossas vidas e a mudança de paradigma.

Em suas progressões, Capra (1999, p. 37) nos alerta sobre as “consequências do predomínio ou ênfase excessiva dada ao pensamento racional em nossa cultura”.

Valores: da hierarquia para redes

Capra (1997) enfatizou também a ideia de que a mudança de paradigmas requer uma expansão não apenas

do em mais detalhes no próximo tópico e também na abordagem holística de Pierre Weill, que aproxima ciência e tradição sapiencial nessa revolução paradigmática de que falam os autores de que nos servimos (BLAVATSKY, 1973).

Ele relaciona esse processo cognitivo com a polaridade *yang* do modelo chinês, identificado com os valores machistas, em contraposição à polaridade *ying*. Esse fator está intimamente relacionado com o tipo de relação que a sociedade patriarcal efetivou com a natureza e com a mulher. Uma relação de domínio e exploração.

É nesse cenário de indicadores sociais e ambientais alarmantes que Capra (1999), na obra *O ponto de mutação*, vem desvelando de um lado a plena identificação dos valores e estilo de vida da nossa sociedade industrial, machista e materialista, com os valores *yang* do modelo chinês em detrimento dos valores *yin*, femininos e intuitivos. Mas com a mesma clareza nos conforta ilustrando as evidências de um grande movimento evolutivo em que o caminho decisivo que estamos prestes a presenciar marca entre muitas outras coisas uma inversão na flutuação entre o *yin* e o *yang*.

Ele cita o próprio texto chinês, “o *yang* tendo atingido seu clímax, retira-se em favor do *yin*”. Para Capra (1999, p. 42), “as décadas de 60 e 70 geraram uma série de movimentos filosóficos, espirituais e políticos que parecem todos caminhar na mesma direção”. Ele afirma que todos contrariam essa excessiva ênfase *yang* e promovem o equilíbrio com os valores *yin*. Explica ainda que esses vários movimentos formam o que o historiador cultural Theodore Roszak (*apud* CAPRA, 1999) denominou de contracultura. Uma grande expectativa de resposta à crise e ao modo racionalista-tecnicista-bélico-materialista, que a engendrou, é a articulação em rede de todos esses movimentos que por ora andam em sua maioria espontâneos e solitários, muitas vezes não percebendo que seus objetivos se inter-relacionam e marcham para um mesmo futuro. Pelo menos é o que se espera.

de nossas percepções e maneiras de pensar, mas também de nossos valores. Aponta uma conexão nas mu-

danças de pensamento e valores. Para isso busca uma perspectiva de mudança para ambos, de autoafirmação para integração, pois são aspectos essenciais de todos os sistemas vivos e de seu equilíbrio depende o que seja saudável e bom. “O mau e o insalubre é o desequilíbrio entre eles, a ênfase excessiva em uma das tendências em detrimento da outra” (CAPRA 1997, p. 27). Apela então para que lancemos o olhar para nossa cultura industrial ocidental e verifiquemos a ênfase excessiva dada às tendências autoafirmativas e a negligência quanto às integrativas. O autor diz ser instrutivo colocar essas tendências opostas lado a lado, como o fizemos agora, de acordo com Capra (1997, p. 27).

Na Figura 2 são examinados os valores autoafirmativos — competição, expansão, dominação — que estão ge-

ralmente associados aos homens e constata-se que, de fato, na sociedade patriarcal, não apenas são favorecidos, como também recompensados com ganhos econômicos e poder político, e pode-se ver nisso uma das dificuldades para a maioria das pessoas, especialmente para os homens, que é uma mudança de valores para níveis mais equilibrados.

Para que se gerem novas relações socioambientais com base em valores mais equilibrados, Capra defende outra forma de poder que substitua esse ainda em vigor, baseado no sentido de dominação e extremamente autoafirmativo. Segundo ele, a estrutura ideal para esse tipo de poder não é a hierarquia, mas a estrutura de rede, que sempre é a metáfora central da ecologia.

Uma nova ética, os valores, a ciência, a vivência: a psicologia no lugar da lógica

Para Capra e Eicheberg (1997, p. 28), a questão dos valores é fundamental para a ecologia profunda, sendo “sua característica definidora central”. Eles apontam que o velho paradigma está baseado em valores antropocêntricos, enquanto a ecologia profunda está alicerçada em valores ecocêntricos. “É uma visão de mundo que reconhece o valor inerente da vida não humana” (CAPRA & EICHEMBERG, 1997, p. 28). Escrevem explicando que todos os seres vivos são membros de comunidades ecológicas ligadas umas às outras numa rede

de interdependências. “Quando essa percepção ecológica profunda torna-se parte de nossa consciência cotidiana, emerge um sistema de ética radicalmente novo” (CAPRA & EICHEMBERG, 1997, p. 28).

Em tom de apelo, advertem que essa ética ecológica profunda é urgentemente necessária nos dias de hoje, especialmente na ciência, uma vez que a maior parte daquilo que os cientistas fazem não atua no sentido de promover a vida, mas sim no sentido de destruir a vida.

O caráter sistêmico da crise e o paradigma ecológico

Conforme Capra e Eicheberg (1997), os principais problemas da nossa época são sistêmicos. Não podem

ser entendidos isoladamente. Trata-se de diferentes facetas de uma única crise denominada de “crise de

Pensamento	Valores
autoafirmativo integrativo	autoafirmativo integrativo
racional intuitivo	expansão conservação
análise síntese	competição cooperação
reducionista holístico	quantidade qualidade
linear não linear	dominação parceria

Figura 2 – Tendências opostas de pensamento e valores conforme a ênfase de autoafirmação ou integração correspondentes respectivamente aos paradigmas clássico e sistêmico.

percepção”. Segundo eles, essa crise deriva do fato de que a maioria de nós, e em especial nossas grandes instituições sociais, concordam com os conceitos “de uma visão de mundo obsoleta, uma percepção da realidade inadequada para lidarmos com nosso mundo superpovoado e globalmente interligado” (CAPRA & EICHEMBERG, 1997, p. 23).

Eles dizem que há soluções para esses problemas. Mas requerem uma mudança radical em nossas percepções, no nosso pensamento e nos nossos valores. Defendem que estamos no princípio dessa mudança fundamental de visão do mundo na ciência e na sociedade, “uma mudança tão radical como foi a revolução copernicana”.

O novo paradigma pode ser chamado de uma visão de mundo holística, que concebe o mundo como um todo integrado, e não como uma coleção de partes dissociadas. Pode também ser denominado visão ecológica, se o termo “ecológica” for empregado num sentido muito mais amplo e mais profundo que o usual. A percepção ecológica profunda reconhece a interdependência fundamental de todos os fenômenos, e o fato de que, enquanto indivíduos e sociedades, estamos todos encaixados nos processos cíclicos da natureza (e, em última instância, somos dependentes desses processos (CAPRA & EICHEMBERG, 1997, p. 25).

Sociologia do futuro?

Conforme Capra e Cipolla (2002), os princípios sobre os quais se erguerão as nossas futuras instituições sociais terão de ser coerentes com os princípios de organização que a natureza fez evoluir para sustentar a teia da vida.

A novidade, como eles dizem, é que essa aplicação inclui também o mundo material, o que, conforme já vimos com Boaventura Santos (2010) e também com Morin, não é usual, pois, tradicionalmente, os cientistas sociais nunca se interessaram pelo mundo da matéria. Explicam o que é comum para os estudos científicos conforme o paradigma clássico: as disciplinas acadêmicas organizaram-se de tal modo que as ciências naturais lidam com as estruturas materiais, ao passo que as ciências sociais versam sobre as estruturas sociais, as quais são compreendidas essencialmente como conjunto de regras de comportamento.

O termo ecológico é usado por Capra e Eicheberg (1997, p. 25) “no sentido associado com uma escola filosófica específica, fundada por Arne Naess, no início dos anos 70, e com um movimento popular global conhecido como ‘ecologia profunda’, filosoficamente distinta de ‘ecologia rasa’”. Eles dizem que a ecologia rasa é antropocêntrica, ou centralizada no ser humano. Ela vê os seres humanos como situados acima ou fora da natureza, como fonte de todos os valores e atribui apenas um valor instrumental, ou de uso, à natureza. A ecologia profunda não separa seres humanos — ou qualquer outra coisa — do meio ambiente natural.

A Terra é viva, quanto disso podemos agora conceber realmente? Podemos, é claro, intuir isso, como de fato muitas culturas não letradas o fazem há séculos e muitas pessoas, empírica ou intuitivamente, assim o sentem. Mas como deverá se comportar a antropologia, por exemplo? O que é o ser humano então nesse contexto? E a sociologia, a política, a economia? Chegaremos de fato um dia a organizar a sociedade conforme os modelos e padrões de rede como a vida o faz no planeta desde as células aos grandes ecossistemas, como Capra vem demonstrando?

No entanto, coerente com o que temos visto em outros autores neste trabalho, e com o próprio Capra quando aborda as implicações filosóficas da física quântica, esses autores estendem uma ponte conceitual entre as abordagens da ecologia profunda e uma concepção mais aberta e não menos real de espiritualidade, o que parece estar no bojo do paradigma emergente:

Em última análise a percepção da ecologia profunda é percepção espiritual ou religiosa. Quando a concepção de espírito humano é entendida como modo de consciência no qual o indivíduo tem uma sensação de pertinência, de conexão, com o cosmos como um todo, torna-se claro que a percepção ecológica é espiritual na sua essência mais profunda. Não é de surpreender o fato de que a nova visão emergente da realidade baseada na percepção ecológica profunda é consistente com a chamada filosofia perene das tradições espirituais, quer falemos a respeito da espiritualidade dos místicos cristãos, da dos budistas, ou da filosofia e cosmologia subjacentes às tradições nativas norte-americanas (CAPRA & EICHEMBERG, 1997, p. 26).

Pierre Weil: ciência e tradição, um olhar holístico sobre as paisagens do futuro

Conforme Weil (2000), o novo paradigma holístico foi definido pela Universidade Holística Internacional, em Paris, da mesma forma que a metáfora do holograma, ou seja, considerando que cada elemento de um campo como um evento que reflete e contém todas as dimensões do campo. Dessa forma, afirma ele, é uma visão na qual o todo e cada uma de suas sinergias estão estreitamente ligados em interações constantes e paradoxais. Weil (2000)

Na física

Ele fundamenta a formação de um novo paradigma a partir da física quântica, com Max Planck, em 1900, que, a partir do fato de uma partícula quântica ser concomitantemente partícula e onda, apresentou um problema de aparência insolúvel pelos cânones da lógica formal. Em seguida Niels Bohr introduz a ideia de “complementaridade”. Tal ideia, que se refere aos aspectos mutuamente exclusivos apresentados pelos fenômenos quânticos, é inteiramente incompatível com a causalidade determinista da física clássica. “Um desafio sem precedentes lançado pela experiência científica ao modo de pensamento que caracteriza nosso cotidiano” (WEIL, 2000, p. 25).

Outro fato, na verdade uma descoberta, do princípio holográfico, também fere os princípios da lógica formal, segundo Weil (2000). Esse fato trouxe para o campo experimental aquilo que viria a ser um dos pilares do novo paradigma holístico, do pensamento sistêmico e da abordagem transdisciplinar, como visto ao longo deste trabalho. Uma das propriedades da chapa holográfica é que de toda parcela, se cortada a chapa, reproduz imagem inteira. “Isto significa que o todo se encontra em todas as partes, o que também vai contra o princípio da lógica formal: se as partes estão no todo, o continente não pode estar no conteúdo” (WEIL, 2000, p. 25-26).

A partir daí, David Bohm elaborou uma teoria conhecida hoje como teoria holomônica do universo, na qual o próprio universo se conduz como um holograma, o que, conforme Weil (2000), já tem repercussões na medicina a partir do trabalho do neurologista Karl Pribram que, junto com Bohm, aplicou a teoria holomônica ao funcio-

destaca, em relação ao paradigma holístico, as seguintes sincronicidades:

- a emergência de concepções holísticas nas ciências físicas, biológicas e humanas;
- a convergência das visões das sabedorias do oriente e do ocidente;
- a receptividade e o despertar crescentes de um grande número de contemporâneos.

namento do cérebro em alguns aspectos, principalmente no que se refere à memória.

Outra teoria quântica que fere frontalmente os princípios mais elementares da lógica é o princípio do *boots-trap*, segundo o qual nada existe isolado no mundo, mas tudo está interligado, constituindo “uma unidade fundamental”. Weil nos traz as palavras de Heisenberg, que disse: “Toda partícula consiste em todas as outras partículas”. Conforme Weil (2000), tudo é inter-relacionado num plano relativo num constante movimento que Bohm chamou de holomovimento, “idas e vindas do universo de um estado ou ordem implícita (programação potencial invisível) a uma ordem explícita (o nosso mundo concreto sensível)”.

Tudo se passa como se o universo proviesse de uma vacuidade, que não é um nada, pois o vazio absoluto não existe, mas sim de uma luz de espécie fotônica, de onde provém ou onde se encontram, o que é mais plausível, todos os programas do universo em potencial; tudo indica, mesmo, que nesse potencial se encontra não somente o mundo físico, mas também o mundo biológico e o mundo psíquico (WEIL, 2000, p. 27).

Assim, considerando os três princípios essenciais do novo paradigma, conforme Weil (2000):

- sujeito e objeto são indissociavelmente interdependentes (princípio da não dualidade);
- no universo, todos os sistemas são de natureza energética, da mesma energia;
- matéria, vida e informação são manifestações da mesma energia, proveniente e inseparável do mesmo espaço.

Assim, por trás da aparente descontinuidade dos mundos físico, biológico e psíquico há uma continuidade, sendo mesmo inseparáveis. “Toda separação é apenas um produto da fragmentação da linguagem e da nossa mente provisória e utilitariamente limitada”, como diz Weil (2000, p. 28). Ele vai mais longe, seguindo os físicos quânticos, e diz que “matéria inerte”, desse ponto de vista, “é algo sem sentido”.

Essas são apenas algumas das ideias e teorias a partir das quais se fundamenta uma nova visão da

A transdisciplinaridade e sua axiomática

Para efeito didático e maior facilidade de entendimento antes de chegar à definição de transdisciplinaridade, é preciso trazer as definições diretas de termos que se assemelham e por vezes se confundem. No livro *Rumo à nova transdisciplinaridade: sistemas abertos de conhecimento* — escrito por Pierre Weil com Ubiratan D’Ambrosio e Roberto Crema (1993), os autores trazem a definição de *pluri ou multidisciplinaridade*, que é a justaposição de várias disciplinas sem nenhuma tentativa de síntese. Em seguida, vem a *interdisciplinaridade*, que trata da síntese de duas ou várias disciplinas, instaurando um novo nível do discurso, caracterizado por uma nova linguagem descritiva e novas relações estruturais. Finalmente apresenta a *transdisciplinaridade*, que é o reconhecimento da interdependência de todos os aspectos da realidade. A transdisciplinaridade é a consequência normal da síntese dialética provocada pela interdisciplinaridade, quando esta for bem-sucedida.

Weil, D’Ambrosio e Crema (1993), corroborando tudo que vem sendo dito pelos autores aqui estudados, são contundentes quando afirmam que um novo tipo de ciência está nascendo, não mecanicista, mas holística. Conforme eles é:

Uma nova ciência que se guia em primeiro lugar pelos modelos vivos, levando em consideração a mudança e se resumindo a noções tais como autodeterminação, auto-organização e autorrenovação, reconhecimento de uma interdependência sistêmica e muitos outros aspectos. Há um sentido que é um sentido da vida, o que junto com a alegria, são inerentes a essa nova visão transdisciplinar (WEIL; D’AMBROSIO; CREMA, 1993, p. 31).

Basarab Nicolescu: um manifesto pela transdisciplinaridade

O romeno Basarab Nicolescu é um dos mais atuantes e respeitados físicos teóricos no cenário científico con-

realidade. Conforme Weil (2000), novos paradigmas também emergem na biologia, na epistemologia e na psicologia, todos com o mesmo grau de complexidade. Como se vê, não são poucos nem de fácil absorção e entendimento pela nossa mentalidade e lógica às quais estamos acostumados. Mas, sem dúvida, abrem perspectivas para um entendimento mais rico e potencial em soluções para muitos de nossos equívocos pessoais, sociais, civlizatórios e planetários.

Nesta altura faz-se necessária a explicação e eles próprios lançam a questão: qual a semelhança e qual a diferença entre a transdisciplinaridade e a holística? Explica que a:

Holística é uma visão resultante de uma combinação de holopraxis ou prática experiencial com o estudo intelectual, ou hologia, de um enfoque analítico e sintético, de uma mobilização das funções ligadas ao cérebro direito e esquerdo e da sua sinergia, de um equilíbrio entre as quatro funções psíquicas, ou seja, a sensação, o sentimento, a razão e a intuição. Chamamos a essa conjugação de abordagem holística (WEIL; D’AMBROSIO; CREMA, 1993, p. 38).

Assim, temos então a transdisciplinaridade especial, que é axiomática comum a várias disciplinas dentro das ciências, das filosofias, das artes ou das tradições espirituais. Temos também a transdisciplinaridade geral, que foi definida na Declaração de Veneza. É axiomática comum entre ciência, filosofia, arte e tradição. Mas destacam Weil, D’Ambrosio e Crema (1993) que como ela inclui as tradições espirituais, leva fatalmente à visão holística por meio da abordagem holística, desde que praticada.

Assim, com Weil, D’Ambrosio e Crema (1993) e a Universidade Holística Internacional temos um esforço no sentido de se criar uma axiomática, base conceitual para o entendimento da abordagem holística, que é experiencial, vivencial na síntese das quatro habilidades psíquicas (sensação, sentimento, intelecto e intuição). Um estado de percepção muito além do meramente analítico do paradigma clássico newtoniano-cartesiano.

temporâneo. As primeiras palavras do seu “manifesto” podem ser vistas como sinais daquilo que em essência

é o que realmente importa nessa mudança de paradigma que estudamos: o humano e sua sensibilidade. Ao qualificar a transdisciplinaridade como “palavra de uma beleza virginal”, talvez usasse apenas de uma licença poética para expressar o quanto ainda temos de explorar e aprender com esses novos campos e modelos de conhecimento. Mas podemos apreender daí também, como dissemos no início, “uma forma subliminar de colocar o sensível num terreno historicamente tão inóspito, frio e duro, onde o humano, o sensível, o intuitivo e outras formas de racionalidade sempre foram alijados como inferiores e não merecedores de cientificidade” (NICOLESCU, 2005, p. 11).

Certamente a abordagem holística, de que nos fala Weil (2000), talvez seja o próximo salto evolutivo do homem ocidental moderno, que poderá então saber daquilo que escapa como simples percepção de inteireza cognitiva e, assim, talvez possa responder e resolver as questões tão básicas que Nicolescu (2005) apresenta agora e que “coincidentalmente” muito se assemelham às apresentadas no segundo tópico deste trabalho.

De onde vem esse desprezo pela Natureza, que se pretende, sem nenhum argumento sério, muda e impotente no plano do sentido de nossa vida? Por que somos tão inventivos em todas as situações, em descobrir todos os perigos possíveis e imaginários, mas tão pobres quando se trata de propor, de construir, de erguer, de fazer emergir o que é novo e positivo, não num futuro distante, mas aqui e agora? Como se explica que quanto mais sabemos do que somos feitos, menos compreendemos quem somos? Como se explica que a proliferação acelerada das disciplinas torne cada vez mais ilusória toda unidade do conhecimento? Como se explica que quanto mais conheçamos o universo exterior, mais o sentido de nossa vida e de nossa morte seja deixado de lado como insignificante e até absurdo? A atrofia do ser interior seria o preço a ser pago pelo conhecimento científico? (NICOLESCU, 2005, p. 16).

São essas as questões que, implícita ou explicitamente, perpassam todo o nosso trabalho. Mas não são questões nossas. São perguntas que se impõem a todos e devem ser respondidas pela sociedade como um todo, pela humanidade. Quer consigamos ou não respondê-las por inteiro já pouco importa; as próprias perguntas nos indicam: há que mudar de olhar, há que mudar o passo, há que mudar o rumo e o caminho. Podemos ainda não perceber inteiramente qual o novo roteiro, mas já temos pistas.

Constatando esse fenômeno histórico e mundial que é o cenário e foco principal deste nosso estudo, e que denominamos crise planetária, Nicolescu (2005) se refere ao processo de declínio das civilizações. Refere-se à sua extrema complexidade na qual suas origens são muito obscuras. Ressalta que os atores de determinada civilização, das grandes massas aos grandes líderes, ainda que possam ter noção do processo de declínio, parecem impotentes para impedir a queda de sua civilização. Ele tem como certo que uma grande defasagem entre as mentalidades dos atores e as necessidades internas de desenvolvimento de um tipo de sociedade sempre existe no processo de declínio de uma civilização. É como se os conhecimentos e os saberes acumulados por uma civilização não pudessem ser absorvidos e assimilados no interior daqueles que compõem essa civilização. Isso, segundo ele, é porque, afinal de contas, o ser humano é que deveria estar no centro de qualquer civilização.

Nicolescu (2005), destacando o crescimento sem precedentes da civilização ocidental por todo o planeta, compara a sua queda a um incêndio planetário. Diz que as únicas alternativas seriam revolução social ou o retorno à idade de ouro. Diz que a primeira já foi tentada ao longo do século passado e teve resultados catastróficos, e que a segunda não foi tentada pelo motivo simples de não ter sido encontrada.

No entanto, diz ele, como sempre, existe uma terceira solução, que é o objeto do manifesto da transdisciplinaridade. Nicolescu (2005, p. 50) afirma que “harmonia entre as mentalidades e os saberes pressupõe que esses saberes sejam inteligíveis, compreensíveis”, e questiona: “ainda seria possível existir uma compreensão na era do *big-bang* disciplinar e da especialização exagerada?”

A resposta para essa questão, fundamental na complexidade dos eventos que assolam o planeta, estaria na transdisciplinaridade e nos seria dada a partir de futuras abordagens baseadas em sua metodologia embasada nos três pilares: os níveis de realidade; a lógica do terceiro incluído; e a complexidade.

A partir daí podemos também resumir com Nicolescu (2005, p. 65) que:

A unidade aberta entre o objeto transdisciplinar e o sujeito transdisciplinar se traduz pela orientação coerente do fluxo de informação que atravessa os

níveis de realidade e pelo fluxo de consciência que atravessa os níveis de percepção. Esta percepção coerente dá um novo sentido à verticalidade do ser humano no mundo. Em lugar da postura ereta sobre esta terra devida à lei de gravidade universal, a visão

transdisciplinar propõe a verticalidade consciente e cósmica da passagem através de diferentes níveis de realidade. É esta verticalidade que constitui, na visão transdisciplinar, o fundamento de todo o projeto social viável.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio deste estudo trouxemos e fundamentamos evidências da existência de uma crise de dimensões planetárias e conseguimos nos aproximar de sua real configuração. A revisão bibliográfica diversificada de que lançamos mão, os diversos olhares de que nos emprestamos para enxergar mais longe, mais do alto, mais ao largo, mais de perto, não deixaram dúvidas quanto a isso.

Buscamos e encontramos características que identificaram essa crise: trata-se evidentemente de uma crise civilizatória. O fato de ser uma crise de percepção, por originar-se do modo equivocado ou incompleto que temos de ver o mundo e a natureza; o fato de exibir de forma mais explícita para o mundo a crise ambiental de grandes proporções; o fato de dentro dela também estar presente de forma inerente uma crise estrutural do capitalismo; o fato de revestir-se com todos os fatores que assinalam uma crise existencial; tudo isso nos mostra e confirma o que concluímos.

É de fato uma crise civilizatória, pois o que acabamos de citar constitui a nossa civilização moderna, capitalista, industrial, racionalista, mecanicista e reducionista. Essas características pontuadas apenas evidenciam o alcance multidimensional e em dimensões planetárias da crise como um todo. Essas faces ou dimensões específicas da crise assinalam um processo profundo de transformação ou transmutação da forma de como temos nos organizado como civilização, ou simplesmente, o que é mais trágico para a humanidade, o seu fim.

Ficou muito evidente, no desenvolver de todo o trabalho, a íntima relação dessa crise, suas origens, causas, características e consequências com o desenvolvimento do que costumamos chamar de Idade Moderna até os dias

de hoje: a era da revolução científica, das navegações, da revolução industrial, dos estados nacionais, do capitalismo, da informática e da cibernética. Verificou-se de forma incontestante a coincidência inerente do desenvolvimento dessa mentalidade científica-mecanicista-reducionista com a crise e daí a dificuldade de superar problemas complexos e sistêmicos com base nessa mesma mentalidade.

Nesse ponto então percebemos que a crise se configura também como cenário da emergência de novos paradigmas científicos e culturais que originam novas tecnologias e comportamentos sustentáveis capazes de entender e superar os desafios decorrentes do velho paradigma.

Se conseguiremos ou não reverter o processo autofágico da civilização ocidental só o tempo nos mostrará, apesar de não termos já há muito tempo, como o próprio Nicollescu dizia num dos primeiros subtítulos do seu manifesto: amanhã será tarde demais. Porém, com o que aqui vimos, tudo indica de que já dispomos, como ciência, cultura e sociedade, de um instrumento propício para fazer frente aos desafios que nos assombam.

Talvez pressionados pela extrema angústia social gerada pelo urbanismo desumano, pela pressão da produtividade e eficácia por si mesmas, pela ausência de poética na vida, pela ausência absoluta de contato com o universo interior, que estão na raiz dos crônicos problemas sociais das doenças da civilização, doenças psíquicas, alienação, drogadição e tantos outros indicadores que a cada dia se tornam epidêmicos, talvez por tudo isso possamos nos olhar mais como humanos e menos como máquinas e devolver o brilho dos dias, da imaginação e da esperança de um futuro possível.

REFERÊNCIAS

BERMAN, M. *Tudo que é sólido desmancha no ar*. São Paulo: Companhia das Letras, 2007.

BLAVATSKY, H. P. *A Doutrina Secreta: síntese da ciência, religião e da filosofia*. São Paulo: Pensamento, 1973.

- BOFF, L. *A opção-terra: a solução para a terra não cai do céu*. Rio de Janeiro: Record, 2009.
- CAPRA, F. *O ponto de mutação*. São Paulo: Cultrix, 1999.
- _____. *O tao da física*. São Paulo: Cultrix, 1983.
- CAPRA, F.; CIPOLLA, M. B. *As conexões ocultas: ciência para uma vida sustentável*. São Paulo: Cultrix, 2002.
- CAPRA, F.; EICHEMBERG, N. R. *A teia da vida: uma compreensão científica dos sistemas vivos*. São Paulo: Cultrix, 1997.
- CREMA, R. *Introdução à visão holística: breve relato de viagem do velho ao novo paradigma*. São Paulo: Summus, 1989.
- FOUREZ, G. *A construção das ciências: introdução à filosofia e à ética das ciências*. Marília: Universidade Estadual Paulista, 1995.
- HENRY, J. *A revolução científica e as origens da ciência moderna*. Rio de Janeiro: Jorge Zahar, 1998.
- HOUAISS, A. *Dicionário da Enciclopédia Mirador Internacional*. São Paulo: Companhia Melhoramentos, 1976.
- LEFF, E. *Saber ambiental: sustentabilidade, racionalidade, complexidade, poder*. Petrópolis: Vozes, 2001.
- LORENZ, K.; WERTIG, H. *A demolição do homem: crítica à falsa religião do progresso*. 2. ed. São Paulo: Brasiliense, 1986.
- MORIN, E. *O método I: a natureza da natureza*. Portugal: Publicações Europa-América/Biblioteca Universitária, 1977.
- MORIN, E.; KERN, A. B. *Terra-Pátria*. Porto Alegre: Sulina, 1995..
- NICOLESCU, B. *O manifesto da transdisciplinaridade*. 3. ed. São Paulo: Triom, Centro de Estudos Marina e Martin Harvey, 2005.
- PENNA, C G. *O estado do planeta: sociedade de consumo e degradação ambiental*. Rio de Janeiro: Record, 1999.
- SANTOS, B. de S. *Um discurso sobre as ciências*. 7. ed. São Paulo: Cortez, 2010.
- SANTOS, M. *Por uma outra globalização: do pensamento único à consciência universal*. 19. ed. Rio de Janeiro: Record, 2010.
- SOUZA, N. M. *Modernidade: a estratégia do abismo*. 2. ed. rev. e ampl. Campinas: UNICAMP, 1999.
- TOFFLER, A. *O choque do futuro*. 6. ed. Rio de Janeiro: Record, 1998.
- TREVISOL, J. V. *A educação ambiental em uma sociedade de risco: tarefas e desafios na construção da sustentabilidade*. Joaçaba: UNOESC, 2003.
- WEIL, P. *A mudança de sentido e o sentido da mudança*. Rio de Janeiro: Rosa dos Ventos, 2000.
- WEIL, P.; D'AMBROSIO, U.; CREMA, R. *Rumo à nova transdisciplinaridade: sistemas abertos de conhecimento*. São Paulo, Summus, 1993.
- WINCKEL, E. V. de. *Do inconsciente a Deus*. São Paulo: Paulinas, 1985.

APROVEITAMENTO DA GLICERINA DE BIODIESEL OBTIDA A PARTIR DE ÓLEO DE FRITURA PARA O CULTIVO DO FUNGO *ASPERGILLUS NIGER*

USE OF CRUDE GLYCERIN FROM WASTE COOKING OIL BIODIESEL FOR THE CULTIVATION OF THE FUNGUS *ASPERGILLUS NIGER*

Thais Reis Victorino

Engenheira Química pela Universidade Federal Fluminense (UFF). Mestre em Engenharia de Biosistemas pela UFF – Niterói (RJ), Brasil.

Roberto Guimarães Pereira

Engenheiro Mecânico pela Universidade Gama Filho (UGF). Doutor em Engenharia Mecânica pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio). Professor Titular do Departamento de Engenharia Mecânica da UFF – Niterói (RJ), Brasil.

Sorele Batista Fiaux

Engenheira Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Doutora em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos pela UFRJ. Professora Associada do Departamento de Tecnologia Farmacêutica da UFF – Niterói (RJ), Brasil.

Endereço para correspondência:

Sorele Batista Fiaux – Universidade Federal Fluminense – Faculdade de Farmácia, Universidade Federal Fluminense – Rua Mário Viana 523 – Santa Rosa – 24241-000 – Niterói (RJ), Brasil – E-mail: sorele_fiaux@id.uff.br

RESUMO

Glicerina tem sido gerada em grandes quantidades como um subproduto da indústria do biodiesel. Este estudo teve por objetivo avaliar o crescimento do fungo *Aspergillus niger* em um meio contendo glicerina de biodiesel e compará-lo com aquele obtido em meios com glicerol e sacarose, uma matéria-prima já usada em processos microbianos industriais. A glicerina foi obtida por transesterificação de óleo de cozinha residual com etanol e usada sem nenhuma purificação. O crescimento microbiano na glicerina foi comparável àquele obtido na sacarose e maior do que o obtido em glicerol. A glicerina impura provou-se uma matéria-prima apropriada para processos biotecnológicos utilizando *Aspergillus niger*. A utilização tecnológica desses dois passivos ambientais, a glicerina e o óleo de cozinha residual, contribui para a diminuição dos impactos ambientais e econômicos decorrentes de sua geração e descarte.

Palavras-chave: glicerina; óleo de cozinha residual; *Aspergillus niger*; biodiesel.

ABSTRACT

Glycerin has been generated in large quantities as a byproduct of biodiesel production. This study aimed to evaluate the development of the fungi *Aspergillus niger* on medium containing glycerin from biodiesel and to compare it with that obtained in media with glycerol and sucrose, a raw material used in microbial industrial process. The glycerin was obtained by transesterification of waste cooking oil with ethanol and used without any previous purification. The microbial growth in glycerin was comparable to that obtained with sucrose and bigger than that obtained with glycerol. This impure glycerin proved to be a suitable raw material for *Aspergillus niger* biotechnological process. Technological use of these two environmental liabilities, glycerin and residual cooking oil, contributes to reduce the environmental and economic impacts of their generation and disposal.

Keywords: glycerin; waste cooking oil; *Aspergillus niger*; biodiesel.

INTRODUÇÃO

Devido à elevada demanda pela industrialização e consequente exploração dos recursos naturais, uma quantidade muito grande de resíduos tem se acumulado no meio ambiente. Além de representar perdas de matéria-prima e energia, esses resíduos exigem investimentos significativos em tratamentos para controlar os efeitos da sua disposição no ambiente. Diversas formas de reaproveitamento de resíduos para a geração de energia ou de produtos de maior valor agregado têm sido estudadas, numa tentativa de minimizar os prejuízos ambientais e econômicos deles decorrentes (LIGUORI; AMORE; FARACO, 2013; MIRABELLA; CASTELLANI; SALA, 2014; SHEN; ZHAO; SHAO, 2014).

A composição dos resíduos é variável, podendo ser majoritariamente orgânica ou inorgânica. Resíduos orgânicos podem ser aproveitados em processos fermentativos, nos quais são utilizados como substratos para a geração de produtos com maior valor agregado como enzimas, ácidos, biopolímeros e antibióticos (LIGUORI; AMORE; FARACO, 2013). A vantagem está na alta disponibilidade e no baixo custo. Como exemplos de resíduos aproveitados em fermentação na indústria podem ser citados o soro de leite e a água de maceiração de milho (LADEIRA *et al.*, 2012; NASCIMENTO & MARTINS, 2006; TONI; IAMAMURA; DORTA, 2012).

Grandes quantidades de glicerina são formadas na produção de biodiesel (em torno de 10 m³ de glicerina para cada 90 m³ de biodiesel) (MOTA; SILVA; GONÇALVES, 2009; SINGHABHANDHU & TEZUKA, 2010), resultando em impactos econômicos e ambientais que se agravam com a crescente demanda pelo biocombustível. Dada a importância do assunto, é crescente o número de trabalhos sobre o reaproveitamento desse resíduo (MOTA; SILVA; GONÇALVES, 2009).

A glicerina contém de 50 a 60% de glicerol e outros componentes resultantes do processo (SINGHABHANDHU & TEZUKA, 2010). Uma possibilidade de estudo é o aproveitamento do glicerol da glicerina como substrato para a obtenção de substâncias de maior valor agregado pela ação de microrganismos em processos fermentativos. Alguns produtos que podem ser assim obtidos são o ácido cítrico por *Yarrowia lipolytica* (SILVA *et al.*, 2010), o 1,3-propanodiol por *Clostridium butyricum* (PAPANIKOLAOU *et al.*, 2000), a dihidroxiacetona por *Schizochytrium limacinum* (SONG *et al.*, 2007) e o etanol por *Klebsiella variicola* (SUZUKI *et al.*, 2014). Um dos impasses é

a presença de impurezas na glicerina, que podem inibir o microrganismo produtor (ALMEIDA, 2011; DOBSON; GRAY; RUMBOLD, 2012). Um grande desafio é a obtenção de linhagens microbianas que sejam tolerantes a essas impurezas (SUZUKI *et al.*, 2014; ALMEIDA, 2011; ITO *et al.*, 2005).

A composição da glicerina pode variar, entre outros aspectos, de acordo com a matéria-prima utilizada na produção do biodiesel. A principal matéria-prima dessa produção são os óleos vegetais de oleaginosas como a soja, o girassol e a canola. A produção dos óleos para esse fim depende da disponibilidade de terras para cultivo e tem sido criticada pelo uso da terra para produzir insumos não alimentícios. Uma forma de mitigar esses impasses é utilizar, na produção de biodiesel, óleo de cozinha residual (OCR) ou de fritura, um passivo ambiental com potencial superior a 30 mil toneladas por ano no Brasil (MOURA, 2010). As principais vantagens da utilização de OCR são a diminuição do custo pela eliminação da etapa de extração do óleo e com a matéria-prima, por se tratar de um resíduo, além da diminuição da poluição do solo e do lençol freático pelo não descarte do óleo na natureza (MOURA, 2010; ARAÚJO *et al.*, 2013). É importante o apoio do governo e da iniciativa privada na coleta do óleo. Já existem postos de coleta de óleo de fritura no estado do Rio de Janeiro (GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, s.d.).

Aspergillus niger é um dos mais importantes microrganismos na biotecnologia, já bastante empregado industrialmente. Esse fungo vem sendo utilizado por várias décadas para produzir enzimas e ácido cítrico a partir de diferentes matérias-primas, inclusive resíduos (LIGUORI; AMORE; FARACO, 2013; ANDRÉ *et al.*, 2010; DESGRANGES & DURAND, 1990; LEGISA & MATTEY, 1986; VENEGAS *et al.*, 2013). É um fungo considerado não patogênico, podendo ser usado inclusive na indústria alimentícia, pois somente uma pequeníssima porcentagem das linhagens dessa espécie apresenta produção de toxinas (ANDRÉ *et al.*, 2010; SCHUSTER *et al.*, 2002).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial da utilização de glicerina residual do biodiesel de óleo de fritura sem purificação como fonte de carbono e energia para o fungo *Aspergillus niger*.

MATERIAL E MÉTODOS

Óleo de cozinha residual

Procedência

O OCR foi cedido pelo Auto Posto Ingá, localizado em Niterói, Rio de Janeiro, que faz parte do Projeto Posto Cidadão, monitorado pela Secretaria Municipal de Meio

Ambiente de Niterói. É um óleo de cozinha já utilizado, proveniente das casas dos moradores da região e de restaurantes que o utilizaram na fritura de alimentos.

Composição em ácidos graxos

A composição em ácidos graxos foi analisada por cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massas. A amostra para injeção foi preparada a partir de aproximadamente 370 mg do material lipídico, aos quais foram adicionados 5 mL de solução metanólica de hidróxido de sódio 0,5 M, seguindo-se um aquecimento à ebulição sob refluxo por 3 a 5 minutos. À solução quente foram adicionados 15 mL do reagente de esterificação (cloreto de amônio e ácido sulfúrico concentrado em metanol), retornando-se ao refluxo por mais 3 minutos. Depois do resfriamento, a mistura foi colocada em funil de decantação e foram acrescentados 50 mL de água destilada e 25 mL de hexano para cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC). Após a separação, a fase hexânica foi filtrada em presença de sulfato de sódio anidro. O extrato hexânico foi colocado em tubo lacrado e mantido congelado até a análise cromatográfica (SANTOS, 2010).

A cromatografia foi realizada em cromatógrafo (Shimadzu, modelo QP2010) equipado com detector de espectrometria de massas e coluna capilar de sílica fundida com fase 5% difenil/95% dimetil-polisiloxano, modelo RTX-5MS, com 30 m de comprimento, 0,25 mm de diâmetro e 0,25 µm de espessura. O gás de arraste foi o hélio, com fluxo de 0,76 mL.minuto⁻¹. A temperatura inicial da coluna foi de 120°C, sendo mantida por 4 minutos e depois elevada até 230°C a uma taxa de 1°C.min⁻¹, permanecendo a 230°C por 3 minutos. O tempo total da corrida foi de 117 minutos. A temperatura da fonte de íons, do injetor e da interface foi de 250°C. O modo de injeção foi split (taxa de Split 1:50) e o intervalo de *m/z* foi de 40,00 a 500,00. A quantidade de amostra injetada foi de 1 µL diluída em hexano. Os diferentes ácidos graxos foram identificados por comparação dos seus espectros de massas com os espectros de padrões pertencentes à biblioteca do equipamento.

Determinação da viscosidade dinâmica e da viscosidade cinemática do óleo de cozinha residual

Duas análises foram realizadas em reômetro (RS 50 RheoStress/Precitech Instrumental LTDA) para a determinação da viscosidade dinâmica: uma à temperatura

constante de 40°C e a outra variando entre 25 e 90°C. A viscosidade cinemática foi determinada em viscosímetro cinemático tipo Cannon-Fenske, também a 40°C.

Obtenção da glicerina: reação de transesterificação para produção de biodiesel

Hidróxido de sódio foi dissolvido em álcool etílico na proporção de 1% (m.v⁻¹) em Erlenmeyer com o auxílio de um agitador magnético. O frasco foi mantido vedado para evitar a evaporação do álcool e a absorção de umidade do ar. Após a dissolução total do hidróxido de potássio (catalisador), óleo de fritura (filtrado e seco a 110°C por uma hora) foi adicionado à solução lentamente sob agitação, numa relação de volume de álcool e de óleo de 2:5, até a mistura completa. O con-

junto foi colocado em ultrassom (Hielscher UP 200S Ultrasonic Processor Ultrasound Technology) com amplitude de 60% por 15 minutos, para a reação. Após esse tempo, a mistura foi mantida em funil de separação por um dia para a separação das fases. A glicerina (fase pesada), de cor castanho-escuro, foi transferida para um frasco e armazenada à temperatura ambiente até o momento do uso.

Ensaio com a glicerina

Microrganismo, meio de cultivo e inoculação

Foi utilizado o fungo filamentosso *Aspergillus niger* INCQS 40065, gentilmente cedido pelo Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde (INCQS) da Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ). O microrganismo foi conservado em solo estéril à temperatura ambiente. O meio de cultivo para o experimento teve a seguinte composição em (g.L⁻¹): (NH₄)₂SO₄, 5,0; KH₂PO₄, 1,0; MgSO₄.7H₂O, 0,25 e (em mg.L⁻¹): Fe⁺² (como FeSO₄.7H₂O), 0,3; Zn⁺² (como ZnSO₄.7H₂O), 0,4; Mn⁺² (como MnSO₄.H₂O), 0,15; Cu⁺² (como CuSO₄.5H₂O), 0,4; pH 5,0, acres-

Crescimento do microrganismo

O experimento foi realizado em Erlenmeyers de 250 mL contendo 50 mL de meio de cultivo. Foram utilizados como fontes de carbono a glicerina do biodiesel obtida neste trabalho, a sacarose PA e o glicerol PA adicionados ao meio de cultivo na concentração de 40,5; 51,1 e 47,5 g.L⁻¹, respectivamente. A sacarose e o glicerol PA foram utilizados como controles. A glicerina foi usada sem purificação, e os Erlenmeyers foram incubados a 30°C e sob agitação de 150 rpm em shaker (Marconi,

cido da fonte de carbono e esterilizado a 121°C por 15 minutos. A inoculação foi feita a partir de esporos previamente obtidos em meio batata dextrose (BDA). Os esporos foram suspensos com solução 0,1% de Tween 80, e a concentração foi determinada por contagem em câmara de Neubauer. Volume suficiente da suspensão de esporos foi transferido para o meio de cultivo, de forma que a concentração final no meio fosse 10⁵ esporos.mL⁻¹.

modelo MA 830/400) por 5 dias. As amostragens, constituídas do conteúdo total do frasco, foram feitas em duplicata. A concentração celular foi determinada pelo método do peso seco de células, secando-se o micélio a 80°C por 24 h, após separação do meio por filtração em papel de filtro seco e tarado e lavagem com água. O pH foi determinado no meio após filtração, utilizando-se pHmetro.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Óleo de cozinha residual

O OCR utilizado no estudo apresentou coloração amarelo-escura e sólidos em suspensão, que foram separados por filtração. O óleo foi seco antes da reação, pois a umidade nele presente poderia interferir ou gerar formação de sabão, o que dificultaria a separação posterior dos produtos (ARAÚJO *et al.*, 2013). Uma análise qualitativa da composição do triglicerídeo presente no OCR foi realizada por cromatografia gasosa para verificar a qualidade do óleo de fritura utilizado. O Quadro 1 mostra a identificação dos ácidos graxos correspondentes a cada pico obtido na análise cromatográfica do OCR e suas estruturas moleculares. Ainda com a mesma intenção, a viscosidade cinemática e a viscosidade dinâmica foram determinadas.

A composição de ácidos graxos do OCR mostrou-se bastante parecida com a dos óleos de soja, algodão, coco, sebo bovino e banha encontrada em relatos da

literatura (CHRISTOFF, 2007; FANGRUI & MILFORD, 1999; ZHENZHONG *et al.*, 2010).

A viscosidade dinâmica a 40°C foi de 0,038 Pa.s, numa faixa de taxa de cisalhamento de 0 a 70 s⁻¹. Foi observado, também, decréscimo da viscosidade dinâmica com o aumento da temperatura, sendo o valor da viscosidade a 25°C igual a 0,06593 Pa.s e a 84°C, igual a 0,0115 Pa.s. A viscosidade cinemática determinada a 40°C foi de 36,87 cSt, próxima à encontrada no trabalho de Moura (2010), a 40°C. Os resultados também são bem próximos daqueles obtidos para os óleos de pinhão manso, canola e soja (ARJUN; WATTS; RAFIQU, 2008; BOFFITO *et al.*, 2013; PARASCHIV; TAZEROUT; KUNCSE, 2008).

A deterioração do óleo durante a fritura pode trazer problemas à reação de transesterificação e gerar produtos indesejáveis (ARAÚJO *et al.*, 2013), o

Quadro 1 – Ácidos graxos do óleo de cozinha residual identificados por análise em cromatógrafo gasoso acoplado a espectrômetro de massas.

Tempo de retenção (minutos)	Nome dos ácidos graxos	Fórmula molecular	Estrutura molecular
33,7	Mirístico	$C_{15}H_{30}O_2$	
49,4	Palmitoleico	$C_{15}H_{30}O_2$	
51,6	Palmítico	$C_{17}H_{34}O_2$	
66,3	Linoleico	$C_{19}H_{34}O_2$	
66,9	Elaidico	$C_{19}H_{36}O_2$	
67,2	Oleico	$C_{19}H_{36}O_2$	
67,4	12-cis-octadecadienoato	$C_{19}H_{34}O_2$	
67,9	Linolênico	$C_{19}H_{32}O_2$	
69,1	Esteárico	$C_{19}H_{38}O_2$	
83,3	13-cis-eicosenóico	$C_{19}H_{36}O_2$	
85,7	Araquídico	$C_{21}H_{42}O_2$	
101,2	Behênico	$C_{23}H_{46}O_2$	

que pode resultar em um biodiesel e a respectiva glicerina de baixa qualidade. A qualidade da glicerina a ser utilizada como matéria-prima no processo biotecnológico pode influenciar na adaptação do microrganismo ao meio de cultivo e na qualidade

Obtenção da glicerina

A reação de transesterificação utilizando OCR resultou em 13% de glicerina, índice comparável com o tradicionalmente relatado (MOTA; SILVA; GONÇALVES, 2009; SINGHABHANDHU & TEZUKA, 2010). Esse bom resultado corrobora a qualidade do OCR anterior-

Utilização da glicerina de biodiesel de óleo por *Aspergillus niger*

O meio de cultivo apresentou uma camada superficial de material oleoso após a esterilização. Provavelmente os ácidos graxos residuais resultantes da reação de transesterificação, que não são solúveis em água, solmente utilizado em meios de cultivo, formaram essa camada. Na primeira amostragem do meio com glicerina do biodiesel (24 horas de cultivo), essa fase oleosa era muito aparente e permaneceu em parte com a biomassa. Para que não houvesse alteração na determinação da concentração celular, a biomassa foi lavada com 15 mL de hexano, de forma a solubilizar o óleo, após a filtração do meio de cultivo. Nos demais tempos esse procedimento não foi necessário, pois a camada de óleo desapareceu do meio, provavelmente consumida pelo microrganismo.

A sacarose e o glicerol foram utilizados como fonte de carbono em experimentos controle. A primeira, por ser uma fonte de carbono bastante utilizada para o crescimento de *A. niger*, inclusive industrialmente; o segundo, por ser o principal componente da glicerina do biodiesel. O crescimento celular obtido a partir de aproximadamente a mesma concentração em massa de cada fonte de carbono utilizada está apresentado na Figura 1.

A. niger apresentou bom crescimento na presença de todas as fontes de carbono. As taxas de crescimento nos meios contendo sacarose e glicerina foram similares e maiores do que as observadas em meio contendo glicerol. A concentração máxima de biomassa foi obtida em 150 horas, sendo a maior obtida em meio contendo glicerina como fonte de carbono (22,8 g.L⁻¹). Essa foi 5% maior do que a obtida em sacarose e 27% maior do que a obtida em glicerol PA.

do produto obtido (SAMUL; LEJA; GRAJEK, 2014). Pelas análises de composição, viscosidade dinâmica e viscosidade cinemática, o óleo de fritura utilizado no presente projeto apresentou boa qualidade para o uso pretendido.

mente verificada. A glicerina apresentou coloração castanho-escura. O teor de glicerol foi de aproximadamente 30% (m.m⁻¹), resultado menor do que o que tem sido relatado na literatura (SINGHABHANDHU & TEZUKA, 2010).

Mesmo não tendo sido feito pré-tratamento na glicerina do biodiesel, as impurezas presentes não afetaram o crescimento do fungo, ao contrário do que tem sido relatado para outros microrganismos (PYLE; GARCIA; WEN, 2008; ATHALYE; GARCIA; WEN, 2009). Aparentemente, alguns resíduos da reação de produção do biodiesel, como os resíduos de triglicerídeos (óleo de fritura utilizado) ou de ácidos graxos livres, contribuíram para o crescimento de *A. niger*. Essa afirmativa pode ser verificada por meio da comparação entre o crescimento em glicerol PA e o crescimento em glicerina. Papanikolaou *et al.* utilizaram OCR para gerar biomassa de algumas linhagens de *Aspergillus*, o que constitui um indicativo da possível contribuição desse resíduo para o crescimento microbiano na glicerina do biodiesel (PAPANIKOLAOU *et al.*, 2011).

O pH do meio de cultivo decresceu até aproximadamente 70 horas, mantendo-se estável após esse tempo em 2,0 e 1,5 no meio com glicerina e no meio com sacarose, respectivamente. Embora o pH nesses meios tenha se estabilizado em 70 horas, o fungo continuou a crescer até o final do experimento. No meio com glicerol, o pH decresceu até 1,5 no tempo total de cultivo, o mesmo valor final do meio com sacarose.

A morfologia do micélio também apresentou diferença de acordo com o meio. No meio de cultivo contendo sacarose, *A. niger* se apresentou na forma de *pellets* bem formados; nos meios contendo glicerol e glicerina de biodiesel, o micélio se apresentou mais fragmentado (Figura 2).

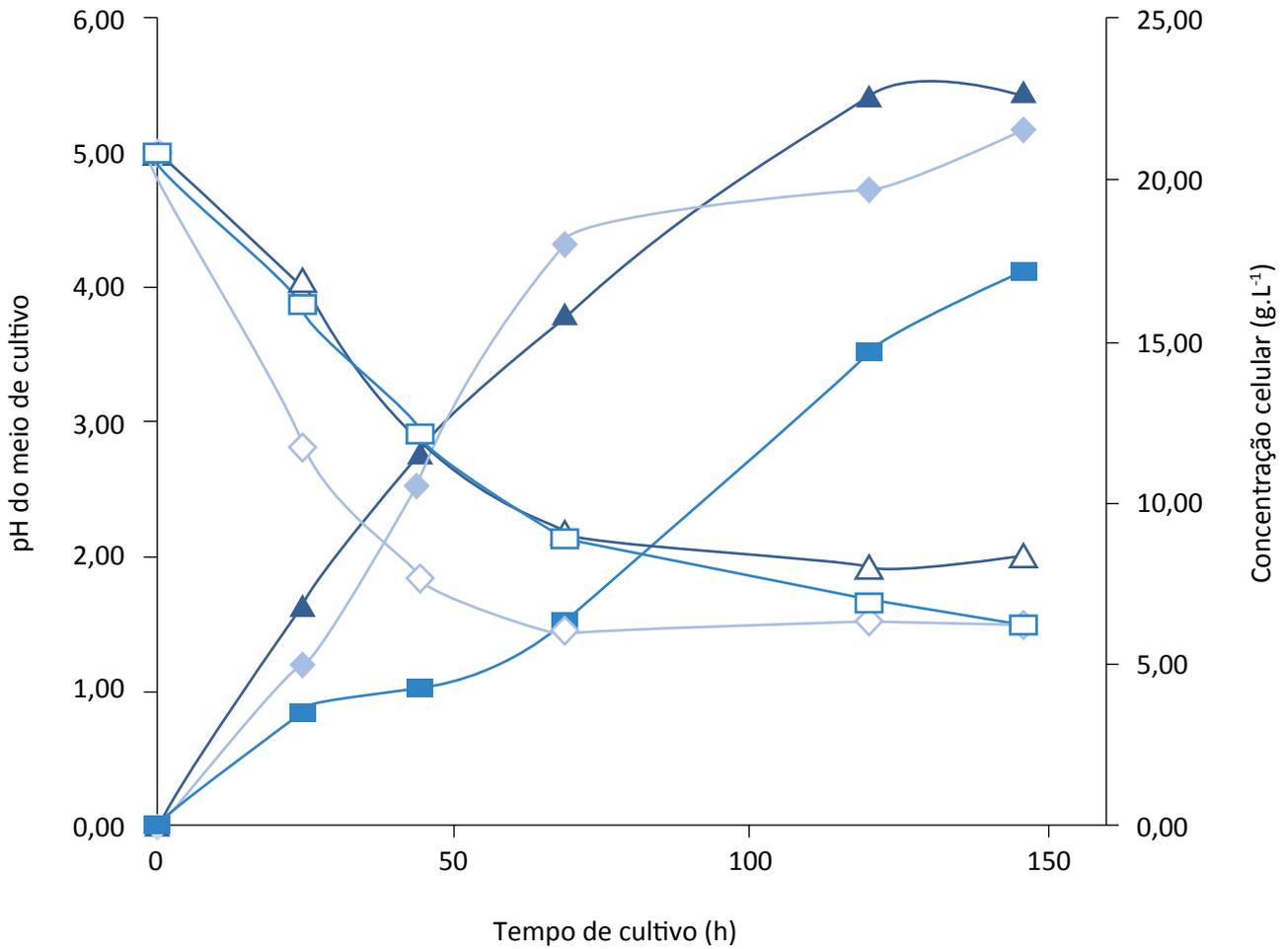


Figura 1 – Concentração celular e pH em função do tempo de cultivo em meio contendo sacarose PA, 51,1 g.L⁻¹ (♦, ◊), glicerol PA, 47,5 g.L⁻¹ (■, □) e glicerina de biodiesel, 40,5 g.L⁻¹ (▲, Δ).

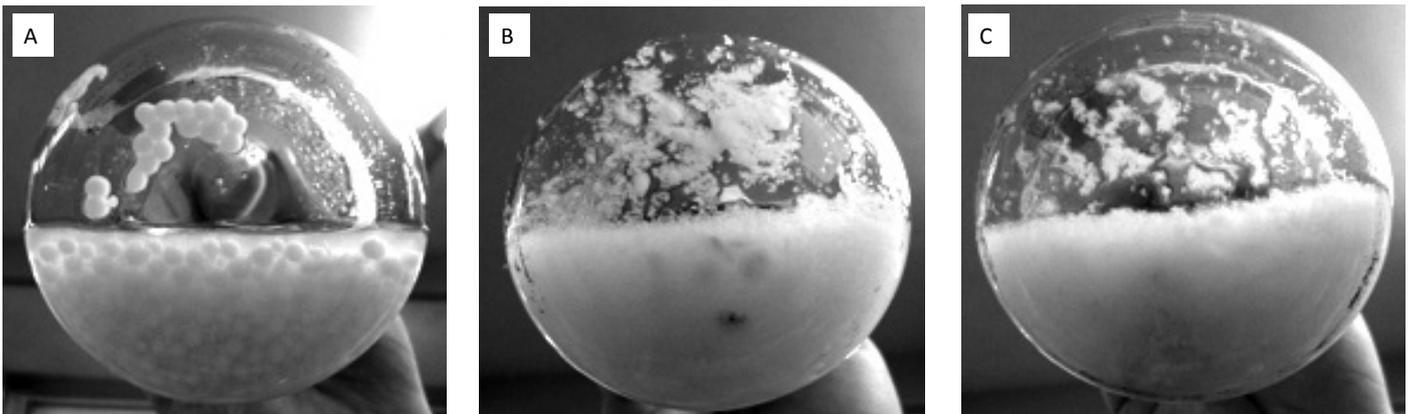


Figura 2 – Morfologia dos pellets de *Aspergillus niger* nos três diferentes meios: (A) sacarose; (B) glicerol; (C) glicerina de biodiesel.

A glicerina de biodiesel obtida a partir de OCR, sem nenhuma purificação, foi utilizada com sucesso para o crescimento de *A. niger*. Esse fato mostra o seu potencial de reaproveitamento em bioprocessos utilizando esse fungo, com diminuição dos impactos econômicos e ambientais da geração tanto desse resíduo quanto do OCR. Não foi necessária purificação prévia da glicerina para o cultivo, fato que valoriza ainda mais a aplicação, pois evita os custos decorrentes da purificação.

As poucas pesquisas feitas sobre o cultivo de *A. niger* utilizando glicerina de biodiesel como fonte de carbono mostram seu grande potencial para a obtenção de substâncias de interesse. É conhecido que *A. niger*, pelo seu desenvolvimento em meio apropriado, leva à formação de vários ácidos orgânicos, a depender das condições de cultivo (LIGUORI; AMORE; FARACO, 2013; STEIGER *et al.*, 2013). A formação de ácido oxálico já foi observada em meio contendo glicerina de biodiesel obtida a partir de óleos comerciais (ANDRÉ *et al.*, 2010). Há relatos da utilização do meio de cultivo enriquecido com esse ácido, resultante da ação de *A. niger* sobre a glicerina de biodiesel em condições apropriadas, para o branqueamento de caulim (MUSIAL; CIBIS; RYMOWICZ, 2011). A glicerina de biodiesel também já foi utilizada como complemento ao meio sólido na produção de ácido cítrico por *A. niger* a partir de torta de tungue (SCHNEIDER *et al.*, 2014). A redução do pH no presente estudo mostra que é possível obter ácidos a partir de glicerina de óleo de fritura sem prévia purificação.

Também são encontrados estudos de aplicação da glicerina em cultivos de *A. niger* para a obtenção de lipídeos microbianos, chamados de *single cell oil* (ANDRÉ *et al.*, 2010; PAPANIKOLAOU *et al.*, 2011).

Esses podem servir de fonte de ácidos graxos importantes para a indústria farmacêutica, mas recentemente ganharam espaço como matéria-prima potencial para a produção de biodiesel (PAPANIKOLAOU *et al.*, 2008). Os lipídeos são extraídos diretamente do micélio. Em *A. niger* crescido em glicerina, a maior proporção de lipídeos em relação à biomassa foi obtida no início da fase estacionária de crescimento (ANDRÉ *et al.*, 2010). André *et al.* (2010), estudando a produção de lipídeos, obtiveram crescimento de *A. niger* entre 6 e 8 g.L⁻¹ a partir de até 60 g.L⁻¹ de glicerina purificada — 70% em glicerol (m.m⁻¹). No presente estudo foi possível obter mais de 20 g.L⁻¹ de biomassa a partir de glicerina sem purificação, um grande potencial para a obtenção de lipídeos, considerando-se que eles são proporcionais à biomassa no início da fase estacionária de crescimento.

Também podem ser citadas como produtos potenciais para o cultivo de *A. niger*, embora ainda não tenham sido verificadas em glicerina de biodiesel, a vanilina e as lipases (LIGUORI; AMORE; FARACO, 2013; PAPANIKOLAOU *et al.*, 2008; 2011; SALIHU *et al.*, 2012).

A carência de estudos sobre o desenvolvimento de *A. niger* em meios contendo glicerina de biodiesel ainda é grande. As poucas pesquisas encontradas utilizaram glicerina purificada e com teor de glicerol próximo a 70%. O presente estudo mostrou que mesmo gliceras obtidas a partir de matérias-primas residuais como o OCR e contendo baixo teor de glicerol (30%) podem ser utilizadas com vantagem, sem purificação prévia para o cultivo de *A. niger*. A possibilidade do uso de glicerina sem purificação tem como boa consequência a diminuição dos custos do processo. Espera-se que a exploração desse potencial tenha sido estimulada pelos resultados aqui apresentados.

CONCLUSÕES

O estudo mostrou que a glicerina subproduto do biodiesel obtido de OCR é uma matéria-prima apropriada para processos biotecnológicos utilizando o fungo *Aspergillus niger*. Essa matéria-prima proporcionou crescimento ligeiramente maior do fungo do que a sacarose, substrato geralmente utilizado em bioprocessos com *Aspergillus niger*, e substancialmente maior do que o glicerol, principal componente da glicerina de biodiesel. As impurezas presentes na glicerina do biodiesel de OCR não inibiram o crescimento

do microrganismo, mas, ao contrário, parecem ter influenciado positivamente em seu desenvolvimento. Mais ainda, a aplicação da glicerina obtida a partir da transesterificação de OCR reduz o impacto ambiental e econômico ao utilizar dois passivos: a própria glicerina e o OCR. Produtos que podem ser citados para a produção por *A. niger* a partir da glicerina do biodiesel de OCR são: ácido oxálico, lipídeos, lipases, vanilina, ácido cítrico e solução ácida para branqueamento de minerais industriais.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pelo apoio financeiro. À professora Kátia Gomes de Lima Araújo e seus alunos pelo apoio prestado na análise

cromatográfica. Às alunas de Iniciação Científica do Laboratório de Reologia (LARE) pelo apoio prestado na determinação da viscosidade cinemática. Ao Laboratório Universitário Rodolpho Albino (LURA) pelo apoio material.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, J. R. M. Microrganismos para produção de químicos a partir da glicerina bruta gerada na produção de biodiesel. *Circular Técnica Embrapa*, n. 7, 2011.
- ANDRÉ, A.; DIAMANTOPOULOU, P.; PHILIPPOUSSIS, A.; SARRISA, D.; KOMAITISA, M.; PAPANIKOLAOU, S. Biotechnological conversions of bio-diesel derived waste glycerol into added-value compounds by higher fungi: production of biomass, single cell oil and oxalic acid. *Industrial Crops and Products*, v. 31, p. 407-416, 2010.
- ARAÚJO, C. D. M.; ANDRADE, C. C.; SILVA, E. S.; DUPAS, F. A. Biodiesel production from used cooking oil: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 27, p. 445-452, 2013.
- ARJUN, B. C.; WATTS, K. C.; RAFIQU, M. I. Waste cooking oil as an alternate feedstock for biodiesel production. *Energies*, v. 1, p. 3-18, 2008.
- ATHALYE, S. K.; GARCIA, R. A.; WEN, Z. Use of biodiesel-derived crude glycerol for producing eicosapentaenoic acid (EPA) by the fungus *Pythium irregular*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 57, p. 2739-2744, 2009.
- BOFFITO, D. C.; PIROLA, C.; GALLI, F.; DI MICHELE, A.; BIANCHI, C. L. Free fatty acids esterification of waste cooking oil and its mixtures with rapeseed oil and diesel. *Fuel*, v. 108, p. 612-619, 2013.
- CHRISTOFF, P. *Produção de biodiesel a partir do óleo residual de fritura comercial. Estudo de caso: Guaratuba, litoral paranaense*. 65 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento e Instituto de Engenharia do Paraná, Brasil, 2007.
- DESGRANGES, C.; DURAND, A. Effect of pCO₂ on growth, conidiation, and enzyme production in solid-state culture on *Aspergillus niger* and *Trichoderma viride* TS. *Enzyme Microbiology and Technology*, v. 12, p. 546-551, 1990.
- DOBSON, R.; GRAY, V.; RUMBOLD, K. Microbial utilization of crude glycerol for the production of value-added products. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, v. 39, p. 217-226, 2012.
- FANGRUI, M.; MILFORD, A. H. Biodiesel production: a review. *Bioresource Technology*, v. 70, p. 1-15, 1999.
- GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. *Programa reciclagem de óleos vegetais (PROVE)*. [s.d.] Disponível em: <<http://www.rj.gov.br/web/informacaopublica/exibeconteudo?article-id=1043072>>. Acesso em: 15 fev. 2017.
- ITO, T.; NAKASHIMADA, Y.; SENBA, K.; MATSUI, T.; NISHIO, N. Hydrogen and ethanol production from glycerol-containing wastes discharged after biodiesel manufacturing process. *Journal of Bioscience Bioengineering*, v. 100, n. 3, p. 260-265, 2005.
- LADEIRA, S. A.; DELATORRE, A. B.; ANDRADE, M. V. V.; MARTINS, M. L. L. Utilização da pectina, proteínas do soro de queijo e água de maceração de milho para a produção de proteases por *Bacillus* sp. Termofílico. *Brazilian Journal of Food Technology*, v. 15, n. 1, p. 92-98, 2012.

- LEGISA, M.; MATTEY, M. Glycerol as an initiator of citric acid accumulation in *Aspergillus niger*. *Enzyme Microbiology and Technology*, v. 8, p. 258-259, 1986.
- MIRABELLA, N.; CASTELLANI, V.; SALA, S. Current options for the valorization of food manufacturing waste: a Review. *Journal of Cleaner Production*, v. 65, p. 28-41, 2014.
- MOTA, C. J. A.; SILVA, C. X. A.; GONÇALVES, V. L. C. Gliceroquímica: novos produtos e processos a partir da glicerina de produção de biodiesel. *Química Nova*, v. 32, n. 3, p. 639-648, 2009.
- MOURA, B. S. *Transesterificação alcalina de óleos vegetais para produção de biodiesel: avaliação técnica e econômica*. 146 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil, 2010.
- MUSIAL, I.; CIBIS, E.; RYMOWICZ, W. Designing a process of kaolin bleaching in an oxalic acid enriched medium by *Aspergillus niger* cultivated on biodiesel-derived waste composed of glycerol and fatty acids. *Applied Clay Science*, v. 52, p. 277-284, 2011.
- NASCIMENTO, W. C. A.; MARTINS, M. L. L. Produção de proteases por *Bacillus* sp SMIA-2 crescido em soro de leite e água de maceração de milho e compatibilidade das enzimas com detergentes comerciais. *Ciência e Tecnologia dos Alimentos*, v. 26, n. 3, p. 582-588, 2006.
- PAPANIKOLAOU, S.; DIMOU, A.; FAKAS, S.; DIAMANTOPOULOU, P.; PHILIPPOUSSIS, A.; GALIOTOU-PANAYOTOU, M.; AGGELIS, G. Biotechnological conversion of waste cooking olive oil into lipid-rich biomass using *Aspergillus* and *Penicillium* strains. *Journal of Applied Microbiology*, v. 110, p. 1138-1150, 2011.
- PAPANIKOLAOU, S.; FAKAS, S.; FICK, M.; CHEVALOT, I.; GALIOTOU-PANAYOTOU, M.; KOMAITIS, M.; MARC, I.; AGGELIS, G. Biotechnological valorisation of raw glycerol discharged after bio-diesel (fatty acid methyl esters) manufacturing process: Production of 1,3-propanediol, citric acid and single cell oil. *Biomass Bioenergy*, v. 32, n. 1, p. 60-71, 2008.
- PAPANIKOLAOU, S.; RUIZ-SANCHEZ, P.; PARISET, B.; BLANCHARD, F.; FICK, M. High production of 1,3-propanediol from industrial glycerol by a newly isolated *Clostridium butyricum* strain. *Journal of Biotechnology*, v. 77, p. 191-208, 2000.
- PARASCHIV, M.; TAZEROUT, M.; KUNCSEK, R. Bio-fuels employable at all seasons obtained by vegetable oils processing. *Termotehnica*, n. 2, p. 60-64, 2008. Disponível em: <<http://www.agir.ro/buletine/585.pdf>>. Acesso em: maio 2014.
- PYLE, D. J.; GARCIA, R. J.; WEN, Z. Producing Docosahexaenoic Acid (DHA)-rich algae from biodiesel-derived crude glycerol: effects of impurities on DHA production and algal biomass composition. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 56, p. 3933-3939, 2008.
- SALIHU, A.; ALAM, Z.; ABDULKARIMA, I.; SALLEH, H. M. Lipase production: an insight in the utilization of renewable agricultural residues. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 58, p. 36-44, 2012.
- SAMUL, D.; LEJA, K.; GRAJEK, W. Impurities of crude glycerol and their effect on metabolite production. *Annals of Microbiology*, v. 64, n. 3, p. 891-898, 2014.
- SANTOS, F. L. *Novas rações extrusadas para camarão enriquecidas de proteínas do soro do leite e de sementes de linhaça*. 93 p. Dissertação (Mestrado em Ciências de Alimentos) – Programa de Pós-graduação em Ciências de Alimentos, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.
- SCHNEIDER, M.; ZIMMER, G. F.; CREMONESE, E. B.; SCHNEIDER, R. C. S.; CORBELLINI, V. A. By-products from the biodiesel chain as a substrate to citric acid production by solid-state fermentation. *Waste Management and Research*, v. 32, n. 7, p. 653-660, 2014.

SCHUSTER, E.; DUNN-COLEMAN, N.; FRISVAD, J. C.; DIJCK, P. W. M. On the safety of *Aspergillus niger*: a review. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 59, p. 426-435, 2002.

SHEN, Y.; ZHAO, P.; SHAO, Q. Porous silica and carbon derived materials from rice husk pyrolysis char. *Microporous and Mesoporous Materials*, v. 188, p. 46-76, 2014.

SILVA, L. V.; RIBEIRO, R. R.; AMARAL, P. F. F.; COELHO, M. A. Z.; PESSOA, L. F. P. Potential application of raw glycerol from biodiesel in citric acid production by *Yarrowia lipolytica*. *Chemical Engineering Transactions*, v. 20, p. 211-216, 2010.

SINGHABHANDHU, A.; TEZUKA, T. A perspective on incorporation of glycerin purification process in biodiesel plants using waste cooking oil as feedstock. *Energy*, v. 35, p. 2493-2504, 2010.

SONG, X.; ZHANG, X.; KUANG, C.; ZHU, L.; GUO, N. Optimization of fermentation parameters for the biomass and DHA production of *Schizochytrium limacinum* OUC88 using response surface methodology. *Process Biochemistry*, v. 42, p. 1391-1397, 2007.

STEIGER, M. G.; BLUMHOFF, M. L.; MATTANOVICH, D.; SAUER, M. Biochemistry of microbial itaconic acid production. *Frontiers in Microbiology*, v. 4, p. 1-5, 2013.

SUZUKI, T.; NISHIKAWA, C.; SETA, K.; SHIGENO, T.; NAKAJIMA-KAMBE, T. Ethanol production from glycerolcontaining biodiesel waste by *Klebsiella variicola* shows maximum productivity under alkaline conditions. *New Biotechnology*, v. 31, n. 3, p. 246-253, 2014.

TONI, J. C. V.; IMAMURA, K. B.; DORTA, C. Reaproveitamento do soro de leite bovino para produção de biomassa por *Kluyveromyces marxianus* 229. *Alimentus*, n. 2, p. 1-22, 2012.

VENEGAS, I. M.; FUENTES-HERNANDEZ, J.; GARCIA-RIVERO, M.; MARTINEZ-TRUJILLO, A. Characteristics of *Aspergillus niger* xylanases produced on rice husk and wheat bran in submerged culture and solid-state fermentation for an applicability proposal. *International Journal of Food Science and Technology*, v. 48, p. 1798-1807, 2013.

ZHENZHONG, W.; XINHAI, Y.; SHAN-TUNG,T.; JINYUE, Y.; DAHLQUIST, E. Biodiesel production from waste cooking oil catalyzed by TiO₂-MgO mixed oxides. *Bioresource Technology*, v. 101, p. 9570-9576, 2010.

MERCÚRIO, CROMO, CÁDMIO E CHUMBO EM *PYGOCENTRUS NATTERERI* KNER, 1858 E *PROCHILODUS LINEATUS* (VALENCIENNES, 1836) DE DOIS RIOS DO PANTANAL (MT), BRASIL

MERCURY, CHROMIUM, CADMIUM AND LEAD IN *PYGOCENTRUS NATTERERI* KNER, 1858 AND *PROCHILODUS LINEATUS* (VALENCIENNES, 1836) FROM TWO RIVERS OF PANTANAL (MATO GROSSO), BRAZIL

Francisco Morais dos Santos Filho

Doutorando em Ciências Ambientais pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) – Cáceres (MT), Brasil.

Adan Santos Lino

Doutorando em Biofísica pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Técnico de Laboratório na URFJ – Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

Olaf Malm

Pós-doutor pela Universidade do Sul da Dinamarca, Dinamarca. Professor Titular do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho da UFRJ – Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

Aurea Ignácio

Doutora em Ciências Ambientais pela UNEMAT. Professora Adjunta do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da UNEMAT – Cáceres (MT), Brasil.

Endereço para correspondência:

Francisco Morais dos Santos Filho – Universidade do Estado de Mato Grosso – Avenida Santos Dumont, s/n – Santos Dumont – 78200-000 – Cáceres (MT), Brasil – E-mail: fmoraisfilho@gmail.com

RESUMO

O estudo foi realizado na Bacia do Alto Paraguai, no Pantanal Mato-Grossense, Brasil, e teve como objetivo determinar as concentrações de mercúrio total (THg), cromo (Cr), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) em tecidos de peixes. A Bacia do Alto Paraguai é alvo de inúmeras agressões antrópicas, que afetam diretamente seu ecossistema aquático, como queimadas da vegetação nativa, exploração de ouro, além de uma forte exploração do estoque pesqueiro. Foram capturados 78 indivíduos de duas espécies (44 *Pygocentrus nattereri* e 34 *Prochilodus lineatus*) provenientes do Rio Paraguai e do Rio Cuiabá. Para a quantificação das concentrações de THg, foi utilizado um espectrofotômetro de absorção atômica, Perkin Elmer (*FIMS - system*), enquanto as leituras de Cr, Cd e Pb foram realizadas em espectrofotômetro de absorção atômica com chama (AAS-F). Os exemplares de *P. nattereri* analisados apresentaram concentrações de THg no músculo entre 0,099 e 0,597 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e 4,54% acima de 0,50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, concentração máxima de tolerância recomendada para consumo pela Organização Mundial da Saúde; e 43,18% apresentaram concentrações entre 0,20 e 0,50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Os resultados para Cr revelaram que 95,45% de *P. nattereri* e 97,05% de *P. lineatus* apresentam concentrações de Cr acima do limite estabelecido pela legislação. Concentrações de Cd e Pb nos músculos dos peixes coletados apresentaram valores abaixo do limite máximo permitido pela legislação brasileira.

Palavras-chave: metais pesados; bioacumulação; peixes; pantanal.

ABSTRACT

The research was conducted in the Upper Paraguay Basin, Pantanal, Mato Grosso, Brazil. This research aimed to evaluate the total mercury (THg), chromium (Cr), cadmium (Cd), and lead (Pb) concentrations in fish tissue. The Upper Paraguay Basin is target of several anthropogenic aggressions, which directly affects its aquatic ecosystem, like the burning of native vegetation, gold exploration, or even the strong exploitation of fish stocks. A total of 78 individuals of 2 different species (44 *Pygocentrus nattereri* and 34 *Prochilodus lineatus*) were caught from the Paraguay and Cuiabá rivers. To quantify the THg concentrations it was used an atomic absorption spectrophotometer, Perkin Elmer (*FIMS - system*), while the readings of Cr, Cd and Pb were performed on an atomic absorption spectrophotometer (AAS-F). The analyzed samples of *P. nattereri* showed THg concentrations in the muscle between 0.999 and 0.597 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; and above 0.50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, the maximum tolerance concentration recommended for consumption by the World Health Organization; and 43.18% presented concentrations between 0.20 and 0.50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The results for Cr have revealed that 95.45% of *P. nattereri* and 97.05% of *P. lineatus* present Cr concentrations above the limits established by the legislation. Cd and Pb concentrations in the muscles of the fish collected showed values under the upper limit for the Brazilian legislation.

Keywords: heavy metals; bioaccumulation; fish; Pantanal.

INTRODUÇÃO

Os elementos mercúrio (Hg), cromo (Cr), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) estão presentes na natureza pelo intemperismo das rochas ou por atividades agrícolas, industriais, de mineração, processos de urbanização e descarte inadequado de lixo. Esses elementos podem exercer efeitos prejudiciais para a biota, dependendo da concentração (CLARKSON, 1997; ESTEVES, 1998; PAQUIN *et al.*, 2000, CLARKSON *et al.*, 2003). Um dos aspectos mais graves da introdução dessas substâncias químicas na natureza é a bioacumulação na cadeia alimentar existente nos ambientes aquáticos e terrestres (VIRGA *et al.*, 2007).

O Hg ocupa lugar de destaque entre os vários metais associados à contaminação do ambiente aquático devido à sua alta toxicidade. Os dados de intoxicação por Hg em humanos demonstram que a principal via de intoxicação é por meio do consumo de peixes, o alimento normalmente consumido que contém os maiores níveis desse metal, na forma orgânica mais tóxica, metil-mercúrio. De acordo com estudos, 1% da ingestão total do mercúrio inorgânico é derivado da água potável e, em 84% da dieta, o peixe pode ser responsável por 20 a 85% do mercúrio total, principalmente como metil-mercúrio (WHO, 1989; MORALES-AIZPURÚA, 1999; KITAHARA *et al.*, 2000).

O Pantanal, assim como outros ecossistemas aquáticos, é receptor final de poluentes lançados no ambiente, estando susceptível à ação de poluentes aéreos (queima de biomassa na zona rural, combustão a carvão e óleo, emissões veiculares, incineração de resíduos urbanos e industriais e, principalmente mineração), tanto nas regiões urbanas como na zona rural, que chegam aos corpos d'água por deposição atmosférica; de poluentes terrestres (fertilizantes, pesticidas, água de irrigação contaminada), que atingem os ambientes aquáticos por meio do escoamento pela chuva; e efluentes domésticos e industriais, lançados sem tratamento diretamente nesse ecossistema (MIRANDA *et al.*, 2008; DORES & CALHEIROS, 2008; OLIVEIRA & CALHEIROS, 2011).

Segundo estudos, em torno de 12% do bioma Pantanal teve sua cobertura vegetal natural alterada (SILVA *et al.*, 2011; BRASIL, 2009). Entretanto, nas áreas do planalto circundante à planície pantaneira, as taxas de desmatamento são muito elevadas (entre 60 e 80%),

com alta incidência de pastagens degradadas e voçorocas em decorrência de processos erosivos pelo mau uso do solo e pela falta de manejo adequado da agricultura e pecuária (GALDINO *et al.*, 2006; BRASIL, 2009).

A expansão da atividade agropecuária na parte alta da Bacia do Alto Paraguai (BAP) teve início a partir da década de 1970 e, na maioria, resultou em aumento de desmatamento sem a adoção de boas práticas agrícolas e sem seguir a legislação, em especial quanto à necessidade de conservação das áreas de preservação permanente (APPs) (OLIVEIRA & CALHEIROS, 2011; GALDINO *et al.*, 2006), além de contaminação por pesticidas (MIRANDA *et al.*, 2008; DORES & CALHEIROS, 2008).

Segundo Calheiros (2007), nas últimas décadas os impactos antrópicos tornaram-se mais expressivos em todos os rios formadores da bacia, devido, principalmente, à expansão das atividades agropecuárias, agroindustriais e industriais. Tais práticas resultaram no aumento dos processos erosivos (desmatamento=assoreamento, sendo exemplos os rios Taquari, em Mato Grosso do Sul, e Cuiabá/São Lourenço, em Mato Grosso) e no aporte de carga orgânica e de poluentes tóxicos (rios Cuiabá e São Lourenço, em Mato Grosso).

A região do Rio Paraguai em estudo passa por transformações econômicas em decorrência da pecuária, do turismo e da implantação da hidrovía Paraguai-Paraná. A intensificação da pecuária tem provocado padrões de canal do Rio Paraguai na região de Cáceres, Mato Grosso, modificações no uso do solo na bacia, na medida em que substitui a vegetação natural por pastagens (SILVA *et al.*, 2011). Segundo os mesmos autores, o incremento do turismo contribui para o aumento do uso de embarcações rápidas no rio; e o transporte de produtos agrícolas por via fluvial tem exigido a dragagem de vários pontos do canal.

Vários estudos relatam altas concentrações de mercúrio total (THg) em peixes nos ecossistemas aquáticos da Amazônia e do Pantanal. As concentrações de Hg variam de 0,030 a 1,650 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na bacia do Rio Tapajós (SANTOS *et al.*, 2000); de não detectado (nd) a 3,800 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na bacia do Rio Madeira (BOISCHIO & HENSHEL, 1996); de 0,800 a 4,200 $\mu\text{g.g}^{-1}$ no Rio Negro (MALM *et al.*, 1997); de 0,040 a 3,600 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na bacia do Rio Teles Pires (HACON *et al.*, 1997); de 0,013 a 0,500 no Rio Cuiabá (UFMT, 1997) e

de <0,001 a 0,210 µg.g⁻¹ no Rio Bento Gomes, na região de Poconé (MALM & GUIMARÃES, 1996).

O monitoramento de ambientes aquáticos por meio do uso de organismos bioindicadores tem sido objeto de considerável interesse nos últimos anos, devido à preocupação com o fato de que os níveis elevados dos metais podem ter efeitos prejudiciais sobre vários organismos, além de criar problemas em relação à sua adequação como alimento para seres humanos (AHDY *et al.*, 2007; COSTA & HARTZ, 2009).

A piranha, *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858), carnívora e oportunista, é uma espécie migratória que se desloca em cardumes de 20 a 30 indivíduos (SAZIMA & MACHADO, 1990). Dentre os peixes carnívoros brasileiros, as piranhas apresentam ampla distribuição (FERREIRA *et al.*, 1996). É um serrasalmídeo típico de ambientes lênticos, sendo uma espécie comum na Amazônia Central e no Pantanal Mato-grossense, apresentando diferentes áreas de endemismo (FINK, 1993). *P. nattereri* é piscívora e tem amplo espectro alimentar. A sua dieta

é composta principalmente por peixes, mas também artrópodes, moluscos e material vegetal (FINK, 1993).

O curimba, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836), conhecido também pelo nome de curimbatá, grumatã ou papa-terra, é uma espécie migratória, pertencente à Ordem Characiformes, sendo um peixe endêmico das bacias formadas pelos rios Paraná e Paraguai. O *P. lineatus* é uma espécie bem adequada para o controle ambiental, por ser um peixe iliófago que está em contato com sedimentos e xenobióticos na água, mostrando-se sensível às variações da qualidade da água (MAZON & FERNANDES, 1999).

A comercialização e o consumo dessas espécies, assim como de outras, são feitos por muitos pescadores que fazem da pesca seu meio de subsistência. Como esses peixes são vendidos para a população local, a análise de metais pesados é importante para avaliar a qualidade do pescado e os possíveis riscos de seu consumo para a saúde humana. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi determinar as concentrações de THg, Cr, Cd e Pb no músculo de duas espécies de peixes em dois rios do Pantanal Mato-Grossense.

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem

O presente estudo foi realizado no Pantanal Mato-Grossense, Brasil. As coletas foram realizadas em dois rios da BAP: no Rio Paraguai, a montante do encontro com o Rio Sepotuba até a jusante da foz do Rio Jauru, na cidade de Cáceres, entre as coordenadas geográficas 16°00' e 16° 30' S; e 57°60' e 57°30' W e no Rio Cuiabá, no trecho compreendido entre a cidade de Santo Antônio do Leverger e Barão de Melgaço, nas coordenadas geográficas aproximadas variando entre as latitudes 16°06' à 16°38' S e na longitude 56°05' W (Figura 1).

Foi coletado um total de 78 exemplares, sendo 43 no Rio Cuiabá (23 espécimes de *Pygocentrus nattereri* e 20 espécimes de *Prochilodus lineatus*) e 35 no Rio Paraguai (21 espécimes de *Pygocentrus nattereri* e 14 espécimes de

Prochilodus lineatus). As coletas foram realizadas no período de novembro de 2013 e de fevereiro a maio de 2014.

Após a coleta dos espécimes foi realizada a biometria (peso e medida) e o tecido (músculo) foi amostrado utilizando pinças e bisturis com os devidos cuidados para que não ocorresse a contaminação entre os indivíduos, sendo coletado aproximadamente 100 gramas de cada indivíduo. Feitos esses procedimentos, o material coletado foi embalado, identificado, congelado e transportado ao laboratório.

As análises para determinação das concentrações de THg, Cr, Cd e Pb em músculo de peixes foram realizadas baseadas na metodologia de Bastos *et al.* (1998), conforme segue.

Mercúrio total

A concentração de THg nas amostras foi determinada por espectrofotômetro de absorção atômica com geração de vapor a frio, usando um FIMS-400, Perkin Elmer.

Para isso foi pesado 0,5 g do tecido (peso úmido). Utilizando tubos de vidro, as amostras sofreram um processo de digestão ácida a quente, permitindo, dessa forma,

que ocorresse a quebra de toda a matéria orgânica presente e a liberação dos átomos de Hg para a solução. Iniciou-se com a adição de 1 mL de peróxido de hidrogênio a 30% (H₂O₂) (Merck p.a.), e 3 mL de solução sulfonítrica concentrada (H₂SO₄:HNO₃ 1:1 v/v) (Merck p.a.), passando então ao aquecimento em banho maria, a 60°C, por 30 minutos. Finalizado esse processo, as amostras foram resfriadas em temperatura ambiente e, em seguida, foram adicionados 5 mL de permanganato de potássio (KMnO₄) a 5%. As amostras retornaram ao banho-maria (60°C) por 30 minutos e, depois de resfriadas em temperatura ambiente, repousaram por 12 horas. Após esses procedimentos, 1 mL de cloridrato de hidroxilamina a 12% (NH₂OH.HCl) (Merck p.a.) foi adicionado, com sub-

sequente homogeneização da amostra. O extrato final foi avolumado com água Milli-Q até 12 mL em tubos falcon de 14 mL (BASTOS *et al.*, 1998).

Para a quantificação, utilizou-se o borohidreto de sódio (NaBH₄) (Merck p.a.) como agente redutor. Por lote de análise diária foram processados três tubos brancos da mesma maneira que as amostras ambientais. A média das concentrações nos tubos brancos foi utilizada para subtrair a partir das amostras ambientais, garantindo a precisão dos resultados. O uso de materiais de referência certificados (DORM-3) também foi aplicado. Nossos resultados de recuperação para determinação de metais em materiais certificados foram bastante satisfatórios (87 a 115%), e o limite de detecção foi de 0,008 µg g⁻¹.

Determinação da concentração de cromo, cádmio e chumbo

A leitura das concentrações dos metais pesados Cd, Cr, e Pb em amostras de peixes foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica com chama (F-AAS), um dos equipamentos mais utilizados para análise de metais em concentração de parte por milhão (ppm). De cada amostra foi pesada uma quantidade de 3 g de tecido muscular, em seguida foram calcinados em forno Mufra por aproximadamente 48 h a temperatura de 430°C

para queima de toda a matéria orgânica. Para digestão das amostras foram adicionados 6 mL da mistura de ácido nítrico e clorídrico (HNO₃: HCl 3:1) (Merck p.a.) sobre uma placa aquecedora a 60°C. O sistema foi mantido semifechado e, para isso, foram utilizados vidros relógios como superfície de condensação. Depois de digerida toda amostra, foi adicionado 1 mL de ácido clorídrico

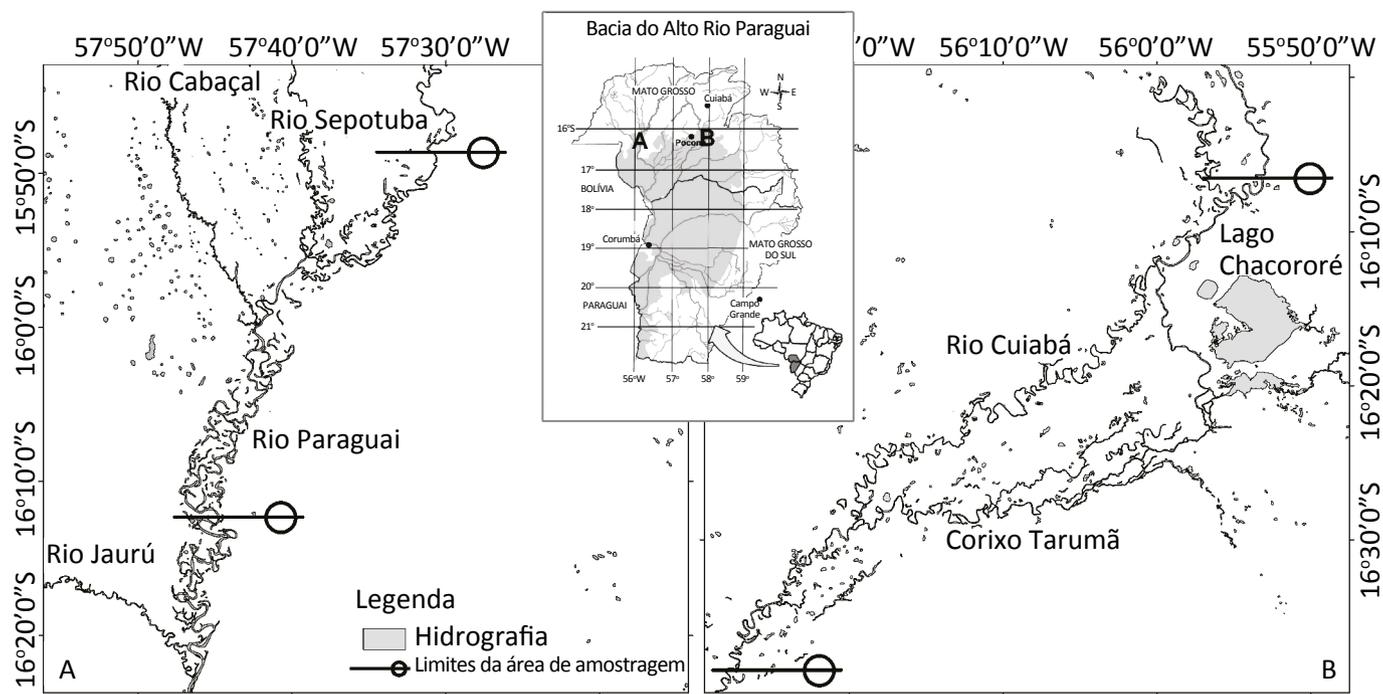


Figura 1 – Locais de coleta na Bacia Alto Paraguai: (A) Rio Paraguai; e (B) Rio Cuiabá.

(HCl) (Merck p.a.); após sua evaporação, a amostra foi aferida com ácido clorídrico (HCl) (Merck p.a.) a 0,1 M.

Para utilização do F-AAS, foram geradas curvas de calibração, a partir de soluções padrões certificadas para

AAS, para cada metal analisado e fornecido pelo Instituto Nacional para Ciência e Tecnologia dos Estados Unidos da América (NIST-USA). Os limites de detecção foram de 0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para Cr; 0,1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para Cd; e 2,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para Pb.

Análises estatísticas

Foram realizados, para as comparações entre duas variáveis (locais de coleta e espécie), o teste não paramétrico de Mann Whitney; e para três ou mais variáveis (metais), o teste não paramétrico de Kruskal Wallis, utilizando-se um nível de 95% de confiança. Os dados referentes ao peso, tamanho e concentração dos metais na musculatura dos peixes sob estudo foram tabulados, e foi realizada a análise estatística descritiva com

valores médios, desvio padrão e valores mínimos e máximos. A existência de correlação entre o peso do peixe, o comprimento e a concentração de metais foi testada segundo o coeficiente de correlação de Pearson (r) considerando 0,5% de significância (44 exemplares de *P. nattereri* e 34 de *P. lineatus*). As análises estatísticas foram realizadas no pacote estatístico *Graphpad Prism 5.0* (*GraphPad Software*).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dados biométricos

No Rio Paraguai, o tamanho médio e o peso dos peixes foram de 26,47 cm e 659,52 g para *P. nattereri* e de 33,75 cm e 736,43 g para *P. lineatus*, respectivamente.

No Rio Cuiabá, as médias foram de 26,97 cm e 660 g para *P. nattereri*; e de 34,6 cm e 665 g para *P. lineatus*, respectivamente (Tabela 1).

Concentração de metais

Ambas as espécies apresentaram uma grande variabilidade nas concentrações de metais (Tabela 2).

Para os exemplares de *P. nattereri* oriundos do Rio Cuiabá, as amostras apresentaram concentrações de THg variando de 0,090 a 0,297 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Nos indivíduos

Tabela 1 – Dados biométricos (comprimento total e peso) de *P. nattereri* e *P. lineatus*, para os diferentes locais de coleta.

Local	Espécie	N	Média	Desvio padrão	Mín–Máx	Coeficiente de variação (%)
			Comprimento (cm)			
Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	26,48	3,95	18,50–32,00	14,93
	<i>P.lineatus</i>	20	34,6	3,57	28,5–42,00	10,31
Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	26,98	2,31	23,00–31,00	8,56
	<i>P.lineatus</i>	14	33,75	2432,00	30,00–37,50	7,21
			Peso (g)			
Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	660,00	279,70	200,00–1200,00	2,38
	<i>P.lineatus</i>	20	665,00	315,50	330,00–1700,00	7,44
Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	659,50	153,50	330,00–910,00	3,27
	<i>P.lineatus</i>	14	736,40	320,70	370,00–1370,00	43,55

provenientes do Rio Paraguai, os valores mínimos e máximos detectados variaram de 0,121 a 0,597 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Em *Prochilodus lineatus*, provenientes do Rio Cuiabá, as amostras apresentaram concentrações de THg variando de 0,008 a 0,144 $\mu\text{g.g}^{-1}$; no Rio Paraguai, os valores mínimos e máximos detectados variaram de 0,017 a 0,045 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) (BRASIL, 1998a) determina como limite seguro para consumo a concentração máxima de 1,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de THg em peixes predadores e de 0,50 $\mu\text{g.g}^{-1}$ para peixes e produtos da pesca (não predadores). Entre os locais de coleta, não houve variação significativa na média de concentração de THg. Foi estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS) o valor de 0,30 $\mu\text{g.dia}^{-1}$ como o nível de exposição no qual nenhum efeito adverso seria detectável na população humana, com o

objetivo de proteger até mesmo os indivíduos mais sensíveis (WHO, 1990).

As concentrações de THg nos indivíduos das duas espécies apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$). A maior concentração de THg (0,59 $\mu\text{g.g}^{-1}$) foi encontrada nos tecidos de *Pygocentrus nattereri*. Vários estudos vêm sendo realizados analisando peixes com diferentes hábitos alimentares, os quais demonstram um padrão de acumulação de THg decrescente de peixes carnívoros, herbívoros, planctívoros e detritívoros (BIDONE *et al.*, 1997a; 1997b; GUIMARÃES *et al.*, 1999; ZHOU & WONG, 2000; JOYEUX *et al.*, 2004; MALM *et al.*, 2004; PALERMO *et al.*, 2004; BASTOS *et al.*, 2006; 2007; 2008; SHINN *et al.*, 2009). Essa constatação também foi evidenciada no presente trabalho, já que as maiores concentrações de THg foram encontradas em *Pygocentrus nattereri*, o que se justifica devido ao nível trófico que

Tabela 2 – Concentrações de metais em *P. nattereri* e *P. lineatus*, em dois rios do Pantanal Mato-Grossense.

Metal	Local	Espécie	N	Média ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Desvio padrão	Mín-Máx	LE (mg.g^{-1})	CV %
THg	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0,18	55,05	0,099-0,297	1,0 ^{a,b}	31
		<i>P.lineatus</i>	20	0,03	27,66	0,008-0,144	0,5 ^{a,b}	78
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0,27	137,10	0,117-0,597	1,0 ^{a,b}	50
		<i>P.lineatus</i>	14	0,03	9,09	0,017-0,045	0,5 ^{a,b}	29
Cr	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0,51	0,17	0,190-0,900	0,1 ^b	34
		<i>P.lineatus</i>	20	0,32	0,16	0,080-0,650	0,1 ^b	50
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0,25	0,12	0,060-0,480	0,1 ^b	49
		<i>P.lineatus</i>	14	0,45	0,19	0,110-0,720	0,1 ^b	43
Cd	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0,11	0,04	0,060-0,270	1,0 ^{a,b}	38
		<i>P.lineatus</i>	19	–	–	–	1,0 ^{a,b}	–
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0,48	0,07	0,28-0,570	1,0 ^{a,b}	15
		<i>P.lineatus</i>	14	–	–	–	1,0 ^{a,b}	–
Pb	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	–	–	–	2,0 ^{a,b}	–
		<i>P.lineatus</i>	19	–	–	–	2,0 ^{a,b}	–
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	–	–	–	2,0 ^{a,b}	–
		<i>P.lineatus</i>	14	–	–	–	2,0 ^{a,b}	–

E: limite estabelecido pela legislação; CV: coeficiente de variação; ^aAgência Nacional de Vigilância Sanitária, Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998 (BRASIL, 1998a); ^bDecreto nº 55.871, de 26 de março de 1965 (BRASIL, 1998b).

a espécie ocupa, comparado à *Prochilodus lineatus*, a qual possui outros hábitos alimentares e se posiciona em níveis tróficos inferiores. A piranha possui hábito carnívoro e está no topo da cadeia alimentar aquática, acumulando, assim, a carga de metais transferida ao longo da cadeia pelo alimento ingerido (MALM *et al.*, 1995; 2004; DÓREA *et al.*, 2004; NEVADO *et al.*, 2010). Esse processo de bioacumulação é responsável pelas concentrações de THg mais elevadas (MOREL *et al.*, 1998; NYLAND *et al.*, 2011).

A liberação de Hg nos cursos d'água da BAP pelos garimpos já tem mais de um século, estando esse metal presente no meio em grandes quantidades (BRASIL, 1981; 1982), o que propicia sua acumulação pelos organismos aquáticos. De acordo com dados da Secretaria Especial do Meio Ambiente (BRASIL, 1987), estima-se que na época eram utilizados, na extração de ouro, 798 kg de mercúrio.ano⁻¹, nos garimpos de Poconé, e 316 kg de mercúrio.ano⁻¹, nos garimpos da Baixada Cuiabana.

Apesar de não ter sido encontrada, em *P. lineatus*, concentração de THg superior ao limite máximo permitido pela OMS, mesmo as menores concentrações (0,033 µg.g⁻¹) pode ser explicadas pelo nível trófico, pois estudos mostram que peixes insetívoros, herbívoros e onívoros apresentam menores taxas de acumulação de Hg em relação aos carnívoros, devido às suas dietas serem à base de alimentos que retêm pouco Hg, como larvas de insetos, vegetais e frutos (CHEN *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2006; KASPER *et al.*, 2009; 2012; YI & ZANG, 2012).

Em um estudo realizado no Rio Bento Gomes, Mato Grosso, Lacerda *et al.* (1991) encontraram concentrações de THg bem menores em piranhas das espécies *Serrasalmus eigenmans*, *Serrasalmus rhombeus* e *Serrasalmus nattereri*, as quais variaram de 0,04 a 0,06 µg.g⁻¹, concentrações médias abaixo das encontradas em *P. nattereri* (0,22 µg.g⁻¹) neste trabalho. Os autores sugerem ainda que as baixas concentrações encontradas estejam relacionadas às características do ponto de amostragem, cuja vazão é muito alta, com grande poder de diluição, e que o Hg transportado encontra-se associado ao material particulado, eficientemente retido pelos vários lagos, artificiais ou não, presentes ao longo da drenagem.

No estudo publicado pela Universidade Federal de Mato Grosso (1997), nos municípios de Cuiabá e Barão

de Melgaço, estação seca e estação de chuva, as concentrações médias de THg em piranhas *Serrasalmus sp.* foram próximas às do presente estudo; e não foi evidenciada diferença estatisticamente significativa entre as duas épocas de amostragem, sendo que as concentrações médias foram iguais a 0,15 µg.g⁻¹, variando de 0,05 a 0,40 µg.g⁻¹ para época da chuva.

Hylander *et al.* (2000), em estudo na região do Alto Pantanal, em pontos de coleta nas drenagens do curso do Rio Bento Gomes, encontraram concentrações de Hg em peixes carnívoros *Pseudoplatystoma coruscans* (pintado), *Pseudoplatystoma fasciatum* (cachara ou surubim) e *Serrasalmus marginatus* (piranha) que variaram de 0,04 a 2,05 µg.g⁻¹; dessas, 90% apresentaram concentrações de THg abaixo de 0,5 µg.g⁻¹. As concentrações de THg mais elevadas foram encontradas em peixes das espécies *Pseudoplatystoma sp.* e *Serrasalmus sp.* na Baía Sinhá Mariana, concentrações acima de 0,50 µg.g⁻¹.

Bidone *et al.* (1997b), no Rio Tapajós no Estado do Pará, analisaram 238 peixes de 9 espécies carnívoras e 6 não carnívoras adquiridos nos mercados locais e encontraram concentrações médias de 0,42 µg.g⁻¹ para carnívoros e 0,062 µg.g⁻¹ para não carnívoros – concentrações superiores às encontradas no presente trabalho.

Em estudo realizado em área de garimpo no Rio Madeira, Boischio e Henshel (1996) constataram que peixes de nível trófico elevado (piscívoros e carnívoros) apresentaram concentrações médias mais elevadas de THg (0,55 e 0,64 µg.g⁻¹) do que as médias dos peixes de nível trófico baixo (0,10 e 0,15 µg.g⁻¹), esses últimos abaixo das concentrações médias de *P. lineatus* encontradas neste trabalho (0,33 µg.g⁻¹).

Malm e Guimarães (1996) encontraram, na região de Poconé, média de concentrações de mercúrio em peixes carnívoros de 0,07 µg.g⁻¹ e média geral em todos os outros peixes de 0,06 µg.g⁻¹. Esses valores, bem mais baixos, podem ser explicados porque a carga de mercúrio recebida pode estar sendo transportada e biometilada ao longo do corpo d'água, tornando-se biodisponível nos locais mais distantes a jusante, hipótese levantada por Hylander *et al.* (2000).

Quanto às concentrações encontradas neste estudo, considerando-se o limite máximo de tolerância de THg em peixes predadores e não predadores em vigência

no Brasil, estabelecido pela Portaria nº 685/98 do Ministério da Saúde (BRASIL, 1998a), de 1,0 e 0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (ppm), respectivamente, nenhum espécime analisado ultrapassou esse limite.

Em *P. nattereri*, o coeficiente de Pearson entre o THg e o peso dos peixes foi de $r^2=0,2198$ e $p=0,0320$; e para THg e o comprimento total, de $r^2=0,2495$ e $p=0,0211$ para os peixes do Rio Paraguai. Foi, portanto, detectada correlação positiva entre esses parâmetros da população de peixes do Rio Paraguai e as concentrações de THg encontradas (Figura 2), o que sugere uma relação com os hábitos alimentares, que variam nos estágios de vida da espécie. No Rio Cuiabá, o coeficiente de Pearson entre o mercúrio total e o peso foi de $r^2=0,02400$ e $p=0,4803$; e para o comprimento total, de $r^2=0,05754$ e $p=0,2703$, demonstrando não haver correlação entre o THg e peso e comprimento nos espécimes estudados.

Para *P. lineatus*, as variações de peso e comprimento nos rios Paraguai e Cuiabá tiveram uma relação positiva, porém não significativa, com as concentrações de THg encontradas no tecido muscular. O coeficiente de Pearson entre THg e o peso dos peixes foi de $r^2=0,2057$ e $p=0,1033$; e para o comprimento total, de $r^2=0,009938$ e $p=0,7346$ no Rio Paraguai. Para o rio Cuiabá foram: THg e o peso dos peixes $r^2=0,01226$ e $p=0,6422$; e para o comprimento total, $r^2=0,004407$ e $p=0,7809$, não tendo, portanto, sido detectada associação significativa entre esses parâmetros da população de peixes analisada com os níveis de contaminação.

Concentrações acima de 0,1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (ppm) de Cr em músculo de peixes são consideradas prejudiciais ao animal e oferecem risco aos seus consumidores, sendo esse o limite máximo permitido no Brasil (WHO, 1988; BRASIL, 1998b). Os indivíduos estudados apresentaram concentrações médias de Cr (0,67 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) acima do permitido, o que indica que o ambiente está fortemente impactado por esse metal, que apresenta grande potencial de bioacumulação quando disponível. A principal fonte de liberação desse contaminante para o meio aquático na região estudada é a atividade dos garimpos e curtumes. A maior disponibilização do Cr na água torna-o mais susceptível à absorção pelos peixes, diretamente pela água ou indiretamente pelo alimento ingerido (PALANIAPPAN & KARTHIKEYAN, 2009), além disso, a locomoção do organismo no ambiente, tempo e local de exposição e hábito alimentar interferem na sua acumulação (JORDÃO et al., 1997; IKEM, et al., 2003; MIRANDA-FILHO et al., 2011). Concentrações de Cr acima do limite máximo permitido causam déficit de natação, irregularidade na respiração e na alimentação, ulcerações e morte nos peixes; (BURGER et al., 2001; 2002; REPULA et al., 2012) e, no homem, as principais consequências são a alteração no ciclo celular e o câncer (SILVA & PEDROZO, 2001).

Em estudo realizado por Fernandes et al. (2008), na Lagoa de Jacarepaguá, Rio de Janeiro, foram encontradas concentrações médias de 0,9 e 0,08 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para *G. brasiliensis* e tilápia, respectivamente – concentrações médias próximas às encontradas neste estudo.

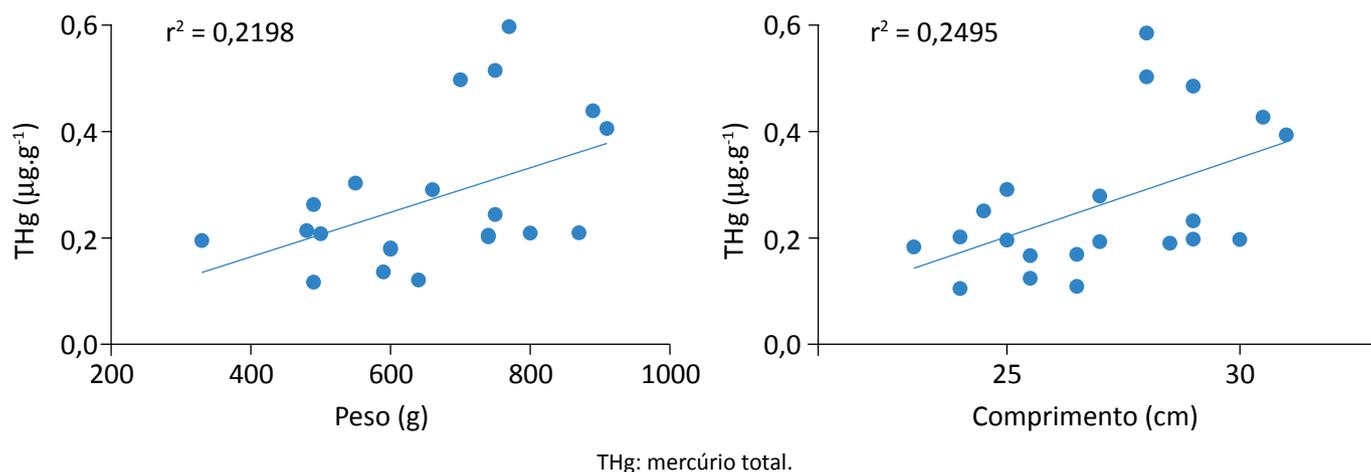


Figura 2 – Concentração de mercúrio total x peso e comprimento em *P. nattereri*, Rio Paraguai.

O teste de Mann-Whitney não detectou diferenças significativas nas concentrações de Cr entre as espécies. As concentrações de Cd em *Prochilodus lineatus* e Pb em *Prochilodus lineatus* e *Pygocentrus nattereri* estavam abaixo do limite de detecção do aparelho (Cr=0,1; Cd=0,01 e Pb=2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Em *Prochilodus lineatus* não houve diferença significativa para Cr entre os locais de coleta.

Diferenças significativas no teste de Mann-Whitney ocorreram entre os locais de coleta e as concentrações Cr e Cd ($p < 0,0001$) em *Pygocentrus nattereri* (Figura 3).

O coeficiente de Pearson entre o Cr e o peso para *P. nattereri* foi de $r^2=0,07971$ e $p=0,0633$; e entre Cr e comprimento total, de $r^2=0,1644$ e $p=0,0063$ tendo,

portanto, sido detectada correlação significativa entre o comprimento dos peixes e a concentração do metal (Figura 4). Para o *P. lineatus* o coeficiente de Person entre o Cr e o peso foi de $r^2=0,0414$ e $p=0,1188$; e entre Cr e comprimento total, de $r^2=0,01223$ e $p=0,5335$; não sendo detectada correlação.

No Rio Cuiabá, o peso e o comprimento total na espécie *P. nattereri* não tiveram uma correlação significativa, com as concentrações de Cd encontradas no tecido muscular, sendo o coeficiente de Pearson entre o Cd e o peso dos peixes de $r^2=0,01147$ e $p=0,6267$; e para o comprimento total, de $r^2=0,01147$ e $p=0,6267$. No Rio Paraguai o coeficiente de Person entre o Cd e o peso foi de $r^2=0,1688$ e $p=0,0642$; e para o comprimento total,

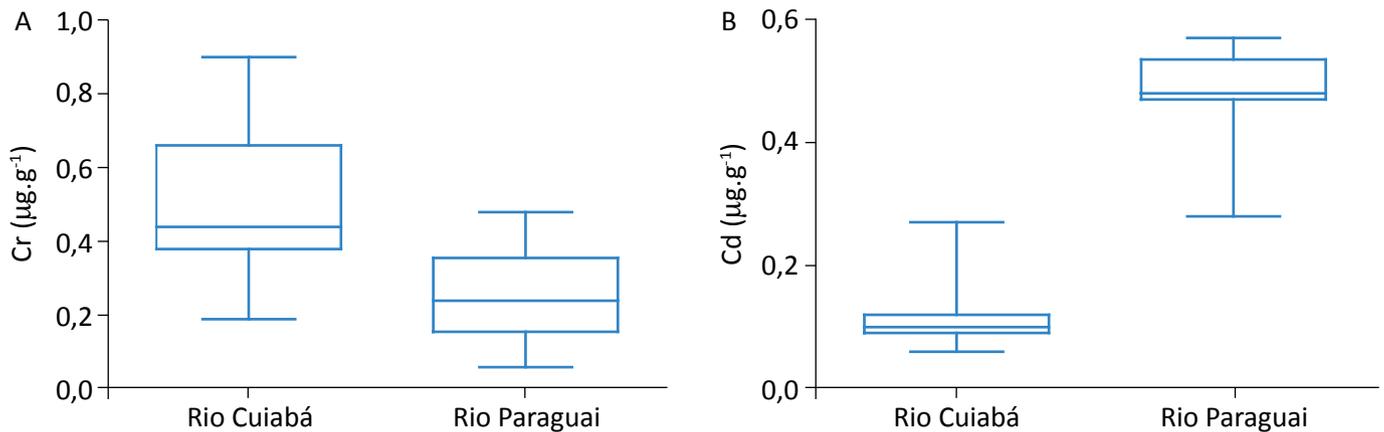


Figura 3 – Concentração de (A) cromo e (B) cádmio entre os locais de coleta para *Pygocentrus nattereri*.

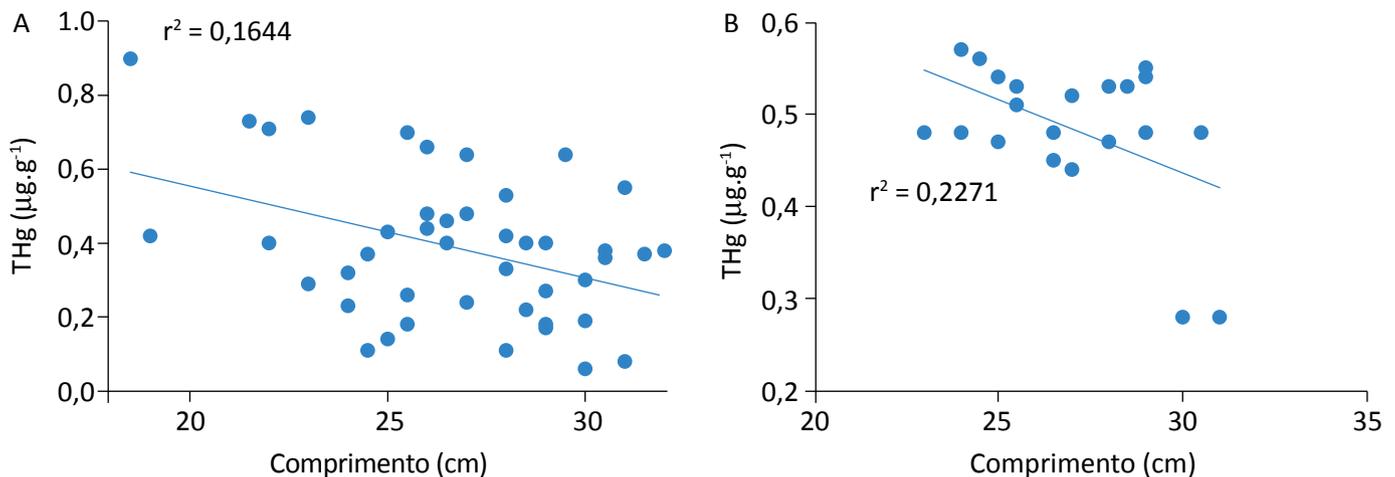


Figura 4 – Correlação de Pearson entre: (A) cromo e comprimento total para ambas as espécies e rios; (B) cádmio e comprimento total para *P. nattereri* no Rio Paraguai

de $r^2=0,2271$ e $p=0,0289$; apresentando uma correlação negativa entre o comprimento e as concentrações de Cd (Figura 4). Em *P. lineatus*, as concentrações estiveram abaixo do limite de detecção, de $0,01 \mu\text{g.g}^{-1}$.

O Cd é um metal de alta toxicidade, elemento não essencial de difícil excreção, amplamente difundido no ambiente (CARDOSO & CHASIN, 2001). A liberação de Cd pela atividade garimpeira em rios foi evidenciada na região de Poconé, Mato Grosso, por Rodrigues-Filho e Maddock (1995). No Rio Gelado, na região de Carajás, Pará, os peixes carnívoros *Clichá ssp.* e *Serrasalmus ssp.*, do mesmo nível trófico de *P. nattereri*, também apresentaram altas concentrações de Cd ($>1,67 \mu\text{g.g}^{-1}$), sendo a principal fonte desse metal os rejeitos liberados da mineração (BARROS *et al.*, 2011). Mesmo nas menores concentrações, como as encontradas neste trabalho, o Cd pode causar disfunção fisiológica em peixes, impossibilitando sua sobrevivência no ambiente e

a reprodução (LIMA JUNIOR *et al.*, 2002; BARHOUMI *et al.*, 2009). Nos seres humanos o Cd ocasiona disfunção renal, enfisema pulmonar, distúrbios imunológicos e osteoporose (CARDOSO & CHASIN, 2001). As duas espécies apresentaram concentrações de Cd aceitáveis, não apresentando risco de contaminação para seres humanos. Segundo a ANVISA (BRASIL, 1998a), em seu regulamento técnico (Portaria no 685 de 27 de agosto de 1998), o nível de contaminante de Cd para peixe e produto da pesca é $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$.

O Pb não apresenta efeitos benéficos ou nutricionais para os organismos, sendo extremamente tóxico (ERSOY & CELIK, 2010; BILANDZIC *et al.*, 2011) e requerendo maiores cuidados quanto à ingestão. No presente estudo, o Pb apresentou concentração menor do que $2 \mu\text{g.g}^{-1}$ no músculo dos peixes avaliados, ficando abaixo do limite de detecção e do limite máximo estabelecido pela legislação brasileira.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A espécie *Pygocentrus nattereri* evidencia as maiores concentrações de THg em seus tecidos, em relação à espécie *P. lineatus*, confirmando a hipótese inicial de que os peixes carnívoros apresentam as maiores concentrações de metais em relação aos demais níveis tróficos. Em 43% dos espécimes de *Pygocentrus nattereri* analisados, as concentrações de THg estiveram entre $0,2$ e $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ e em 5% as concentrações estavam acima de $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$. Em relação aos locais de captura, não houve diferença entre as concentrações de THg. As concentrações encontradas em *P. nattereri* sugerem atenção, considerando-se a toxicidade do Hg para a biota e para a população exposta (mulheres grávidas, crianças, idosos, pescadores e suas famílias), principalmente para aqueles que consomem esse pescado como um importante item da dieta proteica diária/seminal.

Os resultados para Cr revelaram que 95,45% de *P. nattereri* e 97,05% de *P. lineatus* apresentam concentrações acima do limite estabelecido pela legislação, o que sugere aten-

ção. As concentrações de Cd quantificadas no tecido muscular dos peixes podem ser consideradas normais e sem risco de contaminação aos peixes e aos seres humanos, em ambas as espécies estudadas.

Tanto o Cr como o Cd apresentaram uma correlação negativa significativa entre as concentrações dos metais com o comprimento total do indivíduo.

As concentrações de Pb estiveram abaixo do limite de detecção, no método utilizado, indicando ausência de contaminação nos indivíduos amostrados.

Principalmente para Hg, Cr e Cd, uma análise mais aprofundada, como a avaliação de biomarcadores celulares e moleculares, deve ser realizada para melhor compreender os impactos ambientais sobre a biota, causados pela ocorrência de contaminação crônica por metais, mesmo em concentrações abaixo do limite estabelecido pelas agências de controle nacional e internacional (WHO, 1988; 1989; 1990).

REFERÊNCIAS

AHDY, H. H. H.; ABDALLAH, A. M. A.; TAYEL, F. T. Assessment of heavy metals and nonessential content of some edible and soft tissues. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, v. 33, n. 1, p. 85-97, 2007

BARHOUMI, S.; MESSAOUDI, I.; DELI, T.; SAID, K.; KERKENI, A. Cadmium bioaccumulation in three benthic fish species, *Salaria basilisca*, *Zosterisessor ophiocephalus* and *Solea vulgaris* collected from the Gulf of Gabes in Tunisia. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, p. 980-984, 2009.

BARROS, B. C. V.; PEREIRA, S. F. P.; PALHETA, D. C.; SILVA, C. S. Cd, Cr and Al determination in fish tissue from Gelado River/APA, Carajás-PA Florest. *HOLOS Environmental*, v. 10, n. 2, p. 195-208, 2011.

BASTOS, W. R.; ALMEIDA, R.; DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology*, v. 16, p. 341-346, 2007.

BASTOS, W. R.; GOMES, J. P. P.; OLIVEIRA, R. C.; ALMEIDA, R.; NASCIMENTO, E. L. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 368, p. 344-351, 2006.

BASTOS, W. R.; MALM, O.; PFEIFFER, W. C.; CLEARY, D. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. *Ciência e Cultura*, v. 50, n. 4, p. 255-260, 1998.

BASTOS, W. R.; REBELO, M. F.; FONSECA, M. F.; ALMEIDA, R.; MALM, O. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Acta Amazonica*, v. 38, n. 3, p. 431-438, 2008.

BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SANTOS, T. J. S.; SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapa State, Northern Amazon, Brazil. A screening approach. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 97, p. 9-15, 1997a.

BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós River Basin, Pará State, Amazon, Brazil: a screening approach. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, v. 59, p. 194-201, 1997b.

BILANDZIC, N.; DOKIC, M.; SEDA, M. Metal content determination in four fish species from the Adriatic Sea. *Food Chemistry*, v. 124, p. 1005-1010, 2011.

BOISCHIO, A. A. & HENSHEL, D. S. Risk assessment of Mercury exposure through fish consumption by the riverside people in the Madeira Basin, Amazon. *Neurotoxicology*, v. 17, p. 169-175, 1996.

BRASIL. *Bacia do Alto Paraguai: cobertura vegetal – monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do solo na Bacia do Alto Paraguai*. Período de análise: 2002 a 2008. Brasília: Conservação International; Ecologia e Ação; Fundação AVINA; Instituto SOS Pantanal; WWF-Brasil, 2009. Relatório Técnico. 58p.

_____. Ministério da Saúde. Portaria n.º 685/98, de 28 de agosto de 1998. *Diário Oficial da União*, Brasília, 1998a.

_____. Ministério da Saúde. Tabela II, Aditivos Acidentais do Decreto n.º 55.871/65, de 26 de março de 1965, referente a alimentos não contemplados na Portaria n.º 685/98. *Diário Oficial da União*, Brasília, 1998b.

_____. Ministério das Minas e Energia. DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. *Projeto estudo dos garimpos brasileiros: Área Amapá*. Belém: DNPM/CPRM, 1981. 33p. (Relatório Anual).

_____. Ministério das Minas e Energia. DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. *Projeto estudo dos garimpos brasileiros: Área Amapá*. Belém: DNPM/CPRM, 1982. 29p. (Relatório Semestral).

_____. SEMA – Secretaria Especial do Meio Ambiente. *Avaliação e controle ambiental em áreas de extração de ouro no Estado de Mato Grosso: 2.º Relatório*. Coordenadoria do Meio Ambiente da Secretaria do Trabalho e Desenvolvimento Social do Mato Grosso, jun. 1987. 178p.

- BURGER, J.; GAINES, K. F.; BORING, C. S.; STEPHENS JR., W. L.; SNODGRASS, J. Mercury and Selenium in Fish from the Savannah River: species, trophic level, and locational Differences. *Environmental Research*, v. 87, p. 108-118, 2001.
- BURGER, J.; GAINES, K. F.; BORING, C. S.; STEPHENS, W. L.; SNODGRASS, J.; DIXON, C. Metal levels in fish from the Savannah River: potential hazards to fish and other receptors. *Environmental Research*, v. 89, p. 85-97, 2002.
- CALHEIROS, D. F. Determinação de impactos e conservação dos recursos hídricos na bacia do Alto Paraguai. *Embrapa Pantanal*, Corumbá, n. 124, p. 1-4, 2007.
- CARDOSO, L. M. N. & CHASIN, A. A. M. *Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos*. Salvador: Centro de Recursos Ambientais, 2001. 121p. v. 6. (Série Cadernos de Referência Ambiental).
- CHEN, C. Y.; STEMBERGER, R. S.; KAMMAN, N. C.; MAYES, B. M.; FOLT, C. L. Patterns of Hg Bioaccumulation and transfer in aquatic food webs across multi-lake studies in the Northeast US. *Ecotoxicology*, v. 14, p. 135-147, 2005.
- CLARKSON, T. W. The toxicology of mercury. *Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences*, v. 34, n. 4, p. 369-403, 1997.
- CLARKSON, T. W.; MAGOS, L.; MYERS, G. J. The toxicology of mercury: current exposures and clinical manifestations. *The New England Journal of Medicine*, v. 349, p. 1731-1737, 2003.
- COSTA, S. C. & HARTZ, S. M. Evaluation of trace metals (cadmium, chromium, copper and zinc) in tissues of a commercially important fish (*Leporinus obtusidens*) from Guaíba Lake, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 52, n. 1, p. 241-250, 2009.
- DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C.; SOUZADE, J.; FADINI, P.; JARDIM, W. F. Piranhas (*Serrasalmus* spp.) as markers of mercury bioaccumulation in Amazonian ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 59, p. 57-63, 2004.
- DORES, E. F. G. C. & CALHEIROS, D. F. Contaminação por agrotóxicos na bacia do rio Miranda, Pantanal (MS). *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 3, n. 2, 2008.
- ERSOY, B. & CELIK, M. The essential and toxic elements in tissues of six commercial demersal fish from Eastern Mediterranean Sea. *Food and Chemical Toxicology*, v. 48, p. 1377-1382, 2010.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FERNANDES, P. S.; CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A. P. C. Avaliação preliminar da bioacumulação do mercúrio em três espécies de peixes na Baía de Guanabara. *Boletim CETEM*, v. 16, p. 263-269, 2008.
- FERREIRA, R. M. A.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E.; SATO, Y. Aspectos reprodutivos da piranha, *Pygocentrus piraya* (Teleostei, Characiformes), espécie nativa da bacia do Rio São Francisco. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, v. 48, n. 1, p. 71-76, 1996.
- FINK, W. L. Revision of the piranha genus *Pygocentrus* (Teleostei, Characiformes). *Copeia*, Washington, v. 3, p. 665-687, 1993.
- GALDINO, S.; VIEIRA, L. M.; PELLEGRIN, L. A. (Eds.). *Impactos ambientais e socioeconômicos na bacia do rio Taquari – Pantanal*. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2006.
- GUIMARÃES, J. R. D.; FOSTIER, A. H.; FORTI, M. C.; MELFI, J. A.; KEHRIG, H.; MAURO, J. B. N.; MALM, O.; KRUG, J. F. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon. *Ambio*, v. 28, n. 4, p. 296-301, 1999.
- HACON, S.; ROCHEDO, E. R. R.; CAMPOS, R. R. R.; LACERDA, L. D. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 58, p. 209-216, 1997.

- HYLANDER, L. D.; PINTO, F. N.; GUIMARÃES, J. R. D.; MEILI, M.; OLIVEIRA, L. J.; CASTRO E SILVA, E. Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. *The Science of the Total Environment*, v. 261, p. 9-20, 2000.
- IKEM, A.; EGIEBOR, N. O.; NYAVOR, K. Trace elements in water, fish and sediment from Tuskegee Lake, Southeastern USA. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 149, p. 51-75, 2003.
- JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. L.; JHAM, G. N. Chromium contamination in sediment, vegetation and fish caused by tanneries in the State of Minas Gerais, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 207, p. 1-11, 1997.
- JOYEUX, J. C.; CAMPANHA FILHO, E. C.; JESUS, H. C. Trace metal contamination in estuarine fishes from Vitória Bay, ES, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 47, n. 5, p. 765-774, 2004.
- KASPER, D.; PALERMO, E. F. A.; DIAS, A. C. M. I.; FERREIRA, G. L.; LEITÃO, R. P.; BRANCO, C. W. C.; MALM, O. Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fish from a tropical reservoir, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 7, n. 4, p. 751-758, 2009.
- KASPER, D.; PALERMO, E. F. A.; BRANCO, C. W. C.; MALM, O. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. *Hydrobiologia*, v. 694, n. 1, p.87-98, 2012.
- KITAHARA, S. E.; OKADA, I. A.; SAKUMA, A. M.; ZENEBON, O.; JESUS, R. S.; TENUTA FILHO, A. Mercúrio total em pescado de água doce. *Ciência e Tecnologia de Alimento*, v. 20, n. 2, p. 267-273, 2000.
- LACERDA, L. D.; SOLOMONS, W.; PFEIFFER, W. C.; BASTOS, W. R. Mercury Distribution in Sediments Profiles from Lakes of the High Pantanal, Mato Grosso State, Brazil. *Biogeochemistry*, v. 14, p. 91-97, 1991.
- LIMA JUNIOR, R. G. S.; ARAÚJO, F. G.; MAIA, M. F.; PINTO, A. S. S. B. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Research Section*, v. 89, p. 171-179, 2002.
- MALM, O.; BRANCHES, F. J. P.; AKAGI, H.; CASTRO, M. B.; PFEIFFER, W. C. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 175, p. 141-150, 1995.
- MALM, O. & GUIMARÃES J. R. D. Avaliação da contaminação dos peixes nos corpos hídricos próximos à cidade de Poconé – MT. In: OPAS – Organização Pan-Americana da Saúde. *Projeto de avaliação de riscos à saúde na região amazônica relacionados com a contaminação ambiental por mercúrio*. Relatório final (Projeto OPAS/ECO-GTZ). Brasília, mar. 1996.
- MALM, O.; GUIMARÃES, J. R. D.; CASTRO, M. B.; BASTOS, W. R.; VIANA, J. P.; BRANCHES, F. J. P.; SILVEIRA, E. G.; PFEIFFER, W. C. Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajós Basins, Amazon, Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 97, p. 45-51, 1997.
- MALM, O.; PALERMO, E. F. P.; SANTOS, H. S. B.; REBELO, M. F.; KEHRIG, H. A. Transport and cycling of Mercury in Tucuruí reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after fulfillment. *RMZ-M&G*, v. 51, p. 1195-1198, 2004.
- MAZON, A. & FERNANDES, M. N. Toxicity and differential tissue accumulation of copper in the tropical freshwater fish *P. scrofa* (Prochilodontidae). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 63, p. 794-804, 1999.
- MIRANDA, K.; CUNHA, M. L. F.; DORES, E. G. G. C.; CALHEIROS, D. F. Pesticide residues in river sediments from the Pantanal Wetland, Brazil. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, v. 43, p. 717-722, 2008.
- MIRANDA FILHO, A. L.; MOTA, A. K. M.; CRUZ, C. C.; MATIAS, C. A. R.; FERREIRA, A. P. Cromo hexavalente em peixes oriundos da Baía de Sepetiba no Rio de Janeiro, Brasil: uma avaliação de risco à saúde humana. *Ambiente & Água*, v. 6, n. 3, p. 200-209, 2011.

- MORALES-AIZPURÚA, I. C. Mercúrio total em cação comercializado em São Paulo, Brasil. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, Campinas, v. 19, n. 3, p. 429-432, set./dez. 1999.
- MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, v. 29, p. 543-566, 1998.
- NEVADO, J. J. B.; MARTÍN-DOIMEADIOS, R. C. R.; BERNARDO, F. J.; MORENO, M. J. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: a review. *Environment International*, v. 36, p. 593-608, 2010.
- NYLAND, J. F.; FILLION, M.; BARBOSA JR., F.; SHIRLEY, D. L.; CHINE, C. Biomarkers of methylmercury exposure immunotoxicity among fish consumers in Amazonian Brazil. *Environmental Health Perspectives*, v. 119, n. 12, 2011.
- OLIVEIRA, M. D. & CALHEIROS, D. F. *Qualidade da água em agroecossistemas do Pantanal: sub-regiões da Nhecolândia e Poconé*. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2011. 21p.
- PALANIAPPAN, P. L. & KARTHIKEYAN, S. Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and whole body tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala* individually and in binary solutions. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, p. 229-236, 2009.
- PALERMO, E. F. A.; KASPER, D.; REIS, T. S.; NOGUEIRA, S. Y. L. V. I. A.; BRANCO, C. W. C.; MALM, O. Mercury level increase in fish tissues downstream the Tucuruí Reservoir, Brazil. *RMZ-Materials and Geoenvironment*, v. 51, p. 1292-1294, 2004.
- PAQUIN, P. R.; SANTORE, R. C.; WU, K. B.; KAVVADAS, C. D.; DI TORO, D. M. The biotic ligand model: a model of the acute toxicity of metals to aquatic life. *Environmental Science & Policy*, v. 3, p. 175-182, 2000.
- REPULA, C. M. M.; CAMPOS, B. K.; GANZAROLLI, E. M.; LOPES, M. C.; QUINÁIA, S. Q. Biomonitoramento de Cr e Pb em peixes de água doce. *Química Nova*, v. 35, n. 5, p. 905-909, 2012.
- RODRIGUES FILHO, S. & MADDOCK, J. E. L. *Assessment of the heavy metal pollution in a gold "Garimpo"*. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. 32p. (Série Tecnologia Ambiental, n.7)
- SANTOS E. C. O.; JESUS I. M.; BRABO, E. S.; LOUREIRO E. C. B.; MASCARENHAS A. F. S.; WEIRICH, J.; CÂMARA, V. M.; CLEARY, D. Mercury exposures in riverside Amazon communities in Pará, Brazil. *Environmental Research*, v. 84, n. 2, p. 100-107, 2000.
- SAZIMA, I. & MACHADO, F. A. Underwater observations of piranhas in western Brazil. In: BRUTON, M. N. (Ed.). *Alternative life-history styles of fishes*. Netherlands: Springer, 1990. p. 17-31.
- SHINN, C.; DAUBA, F.; GRENOUILLET, G.; GUENARD, G.; LEK, S. Temporal variation of heavy metal contamination in fish of the river lot in southern France. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 72, p. 1957-1965, 2009.
- SILVA, C. S. & PEDROZO, A. F. M. *Ecotoxicologia do cromo e seus compostos*. Salvador: Centro de Recursos Ambientais, 2001. v. 5. 100p. (Série Cadernos de Referência Ambiental).
- SILVA, D. S.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; CROSSA, M. Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia Brasileira. *InterfacEHS*, v. 1, n. 1, p. 1-31, 2006.
- SILVA, J. S. V.; ABDON, M. M.; SILVA, S. M. A.; MORAES, J. A. Evolution of deforestation in the Brazilian Pantanal and surroundings in the timeframe 1976-2008. *Geografia*, v. 36, Número Especial, p. 35-55, jun. 2011.
- UFMT – Universidade Federal do Mato Grosso. Departamento de Química. Instituto de Ciências Exatas da Terra. *Risco de contaminação por mercúrio na cadeia trófica baixada cuiabana-Brasil*. Relatório Final. Mato Grosso: 1997.

VIRGA, R. H. P.; GERALDO, L. P.; SANTOS, F. H. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 27, p. 779-785, 2007.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental health criteria 61: chromium*. New York: INCHEM/IPCS, 1988. 199p.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental health criteria n. 86: mercury – environmental aspects*. Geneva: 1989. 115p.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental health criteria n. 101: methylmercury*. Geneva: INCHEM/IPCS, 1990. 143p.

YI, Y. & ZHANG, S. Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 19, n. 9, p. 3989-3996, 2012.

ZHOU, H. Y. & WONG, M. H. Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence. *Water Research*, v. 34, n. 17, p. 4234-4242, 2000.

VULNERABILIDADE AMBIENTAL EM UMA COMUNIDADE RURAL NO ENTORNO DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA (RJ, BRASIL)

ENVIRONMENTAL VULNERABILITY IN A RURAL COMMUNITY IN THE SURROUNDING AREA OF THE RESTINGA DE JURUBATIBA NATIONAL PARK (RJ, BRAZIL)

Fernanda Lerner

Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental Profissional pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense (IFRJ) – Macaé (RJ), Brasil.

Maria Inês Paes Ferreira

Doutora em Ciência e Tecnologia de Polímeros pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Professora Adjunta do IFRJ – Macaé (RJ), Brasil.

Endereço para correspondência:

Coordenação Acadêmica do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Instituto Federal Fluminense – Rodovia Amaral Peixoto, Km 164 – Imboassica – 27932-050 – Macaé (RJ), Brasil – E-mail: fernandalerner@gmail.com

RESUMO

No Brasil, os assentamentos da reforma agrária são normalmente localizados em antigas áreas monocultoras degradadas ambientalmente. O Assentamento João Batista Soares, situado no município de Carapebus, Rio de Janeiro, Brasil, surgiu com a desapropriação de uma dessas áreas. O assentamento é limítrofe com o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, criado para proteger os ecossistemas de restinga e de lagoas costeiras. Por meio deste artigo, investigou-se se a alocação desses assentados na atual área inicia ou intensifica um processo de vulnerabilidade ambiental. Para isso, foram investigadas questões como pedologia, áreas de preservação permanente, distribuição dos lotes e uso e cobertura da terra, em 2005 e 2015, em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (©QGIS), com o objetivo de procurar evidências do processo de vulnerabilidade ambiental na área. No assentamento, há um processo de vulnerabilidade ambiental instalado, decorrente do potencial agrícola dos solos, do uso das terras e da distribuição dos lotes. A vulnerabilidade ambiental pode vir a afetar o parque, além de contribuir para a vulnerabilidade socioeconômica dos assentados.

Palavras-chave: Assentamento de Reforma Agrária João Batista Soares; Unidade de Conservação da Natureza; restinga; conflitos ambientais.

ABSTRACT

In Brazil, the settlements of agrarian reform are usually located in environmentally degraded previous monoculture areas. This is the case of the Settlement João Batista Soares in the municipality of Carapebus, in the north of the Rio de Janeiro state, Brazil. The settlement is in the surrounding area of the Restinga de Jurubatiba National Park, created to protect restinga and coastal lagoons ecosystems. In this article, we investigated if the presence of the settled people in the studied area starts or intensifies an environmental vulnerability process. In order to do so, we investigated issues such as soil characteristics, permanent preservation areas, distribution of lots, and land uses and cover, in 2005 and 2015, in Geographic Information Systems (©QGIS), with the objective of seeking evidence of the environmental vulnerability process in the area. In the settlement, there is an installed environmental vulnerability process as a result of the agricultural potential of the soils, historical land uses and distribution of lots. The environmental vulnerability could potentially affect the National Park and contribute to socioeconomic vulnerability of the settled people.

Keywords: João Batista Soares Agrarian Reform Settlement; Nature Conservation Unit; restinga; environmental conflicts.

INTRODUÇÃO

O acesso à terra proporcionado pela reforma agrária representa um novo momento e um novo lugar na experiência de vida das pessoas assentadas. Os assentamentos tendem a promover um rearranjo do processo produtivo no entorno das regiões onde se instalam. A diversificação da produção agrícola, a introdução de atividades mais lucrativas e as mudanças tecnológicas refletem-se na composição da receita dos assentados, afetando o comércio local, a geração de impostos e a movimentação bancária. Assim, tanto no lado social como no econômico, a reforma agrária passa a ser mais que uma política pública de acesso à terra. Quando analisada em sua totalidade, pode ser vista como um programa de desenvolvimento com diferentes dimensões (LEITE, 2000).

Martins (2005) aponta que a reforma agrária brasileira é realizada em um passivo ambiental significativo. Esse passivo é fruto da priorização de áreas degradadas para agricultura ou da seleção de áreas em que o desmatamento ainda é necessário para a implantação dos sistemas de produção agrícola.

De maneira geral, as terras e os recursos naturais dos assentamentos no Brasil não possuem uma qualidade ambiental propícia para a produção no contexto da agricultura de mercado. Dessa forma, utilizam-se processos e tecnologias a fim de possibilitar e aumentar a produtividade, que acabam por ampliar questões relacionadas com os impactos ambientais negativos decorrentes do uso de agrotóxicos, do uso e manejo inadequado do ecossistema e do solo; a eutrofização acelerada das águas; e o uso de sementes transgênicas.

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (BRASIL, 2011), 46,7% das pessoas em condições de extrema pobreza no Brasil vivem no meio rural. Uma das principais causas da pobreza rural em todo o Brasil é a desigualdade da posse da terra e a concentração das boas terras agrícolas nas mãos de poucas pessoas. A maioria dos pobres das áreas rurais vive em áreas de escasso potencial agrícola, em áreas degradadas e em terrenos propensos à erosão, com solos frágeis e com declividade acentuada. Essas populações dependem, no geral, para a sua sobrevivência, dos recursos oferecidos pelo ambiente, como água, alimentos, energia e abrigo. Quando esses recursos são de má qualidade ou escassos, essas populações não possuem

outra saída para sobreviver a não ser ultrapassar os limites da capacidade de suporte daquele ecossistema e esgotar seus recursos (FIDA, 2011).

O Assentamento João Batista Soares é um assentamento rural localizado no Município de Carapebus (RJ, Brasil), no entorno do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA Jurubatiba). Ele foi criado em 2008, com a desapropriação da Fazenda Boa Sorte, que produzia em sua área cana-de-açúcar. O assentamento tem área total de 1.208,82 ha, comportando atualmente 65 famílias providas de vários municípios do Estado do Rio de Janeiro. A área do assentamento possui sérias restrições ambientais decorrentes de seu uso durante 70 anos para o cultivo monocultor de cana-de-açúcar. Cita-se, nesse contexto, o uso das queimadas, a ausência de flora e fauna originais, a ausência de matas ciliares, a retificação dos cursos hídricos, a compactação do solo, entre outros usos negativamente impactantes ao ambiente (INCRA, 2011).

O PARNA Jurubatiba foi criado pelo Decreto s/nº, de 29 de abril de 1998 (BRASIL, 1998), com o intuito de preservar amostras dos ecossistemas ali existentes e possibilitar o desenvolvimento de pesquisa científica e de programas de educação ambiental. Parque é uma categoria de Unidade de Conservação da Natureza (UC) do grupo Proteção Integral. O acesso a seus recursos é indireto e seu uso só pode ser feito conforme as recomendações do Plano de Manejo e seu Zoneamento Ambiental (BRASIL, 1998; BRASIL, 2000).

Para Scherl *et al.* (2006), as comunidades residentes próximo das áreas protegidas nos países em desenvolvimento são frequentemente pobres e marginalizadas. Isso pode ser pelo fato de muitas dessas áreas protegidas se localizarem nas terras menos produtivas para a agricultura ou em regiões rurais afastadas, para onde comunidades foram relegadas pelas sociedades dominantes. Na opinião do autor, essas comunidades rurais são normalmente as últimas a obterem oportunidades ou serviços sociais e a serem efetivamente envolvidas nos processos de tomada de decisão, principalmente os que afetam a apropriação dos recursos naturais.

Quando há uma sobreposição de um quadro com uma comunidade pobre ou socioeconomicamente

frágil¹ instalada sobre uma área de risco ambiental, um ecossistema frágil, uma área protegida ou degradada, configura-se um cenário de vulnerabilidade ambiental. Áreas vulneráveis ambientalmente seriam então zonas onde pode existir um risco ambiental associado e/ou áreas com ecossistemas frágeis. Segundo Rosa e Costa (2009), os riscos ambientais aumentam proporcionalmente conforme o crescimento da população. No caso dos países subdesenvolvidos, crescem com a urbanização de sítios mais vulneráveis, como as planícies aluviais e as encostas.

A área da antiga Fazenda Boa Sorte, onde hoje está alocado o Assentamento de Reforma Agrária João Batista Soares, utilizava um manejo dos recursos naturais do tipo monocultor extensivo de cana-de-açúcar, com intenso uso de adubação química e de agrotóxicos. Como problema, este artigo questiona se o antigo uso e a cobertura da terra praticados na área de estudo promovem e/ou intensificam o processo de vulnerabilidade ambiental no assentamento e, conseqüentemente, no PARNA Jurubatiba. Acredita-se que a alocação dos assentados nessa área intensifica um processo de vulnerabilidade ambiental já existente, devido ao sobreuso e mau uso dos recursos.

O objetivo deste trabalho foi buscar evidências do processo de vulnerabilidade ambiental na área do Assentamento João Batista Soares, associando as condições socioambientais desse território. Os objetivos específicos foram:

- caracterizar o assentamento e seu ambiente;
- investigar se a instalação dos assentados e a distribuição dos lotes promovem ou intensificam um processo de vulnerabilidade ambiental e se esse processo pode afetar o PARNA Jurubatiba;
- discutir a problemática do processo de assentamentos da reforma agrária no Brasil e as questões ambientais nele imbricadas.

¹Considera-se neste artigo que os beneficiários de programas de reforma agrária recém-instalados nos lotes são indivíduos economicamente frágeis, pois dependem de subsídios governamentais para ter acesso à terra e aos demais recursos, como insumos, por exemplo.

Os procedimentos metodológicos executados neste trabalho envolveram: pesquisa exploratória de gabinete por meio de revisão bibliográfica e pesquisa documental; elaboração de mapeamentos em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), a fim de caracterizar o assentamento e evidenciar possíveis mudanças na área e em sua qualidade ambiental; e reconhecimento de campo por meio de entrevista aberta com informantes-chave.

Este trabalho se torna importante quando se considera que o PARNA Jurubatiba é o único parque exclusivamente de restinga no Brasil. Há poucos fragmentos preservados desse ecossistema, devido ao padrão de ocupação do território brasileiro, concentrado nas áreas de litoral. São incipientes os estudos sobre a relação entre as populações do entorno e a formação da restinga de Jurubatiba e o PARNA Jurubatiba. Cerca de 75% do entorno do PARNA é composto por áreas rurais e comunidades que faziam uso dos recursos desse ecossistema. O assentamento João Batistas Soares é o único assentamento que está localizado no entorno imediato do parque. Além disso, uma das vias de acesso à UC corta ao meio o assentamento (ICMBIO, 2008).

Também há uma queixa geral por parte dos assentados sobre “o solo do assentamento não ser bom” ou “não ser propício”² para a atividade agrícola, o que segundo eles dificultaria a produção e a obtenção de ganhos monetários. Os assentados relatam escassez hídrica, que atrapalha a produção e a dessedentação de animais. Devido à relevância desses dois espaços (UC e Assentamento de Reforma Agrária) torna-se pertinente discutir os aspectos relacionados com a qualidade ambiental de ambos e as relações que podem se estabelecer entre eles.

²Informação levantada com o Presidente da Associação dos Produtores Rurais do Assentamento João Batista Soares, em março de 2015.

MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi construído com vários procedimentos metodológicos, entre eles:

- pesquisa exploratória de gabinete com revisão bibliográfica e pesquisa documental por meio de dados secundários fornecidos pelo IBGE e pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA – RJ), em relação ao Assentamento;
- reconhecimento de campo com coleta de informações por meio de entrevista aberta com informantes-chave (um agricultor assentado, o Presidente da Associação de Produtores Rurais do Assentamento João Batista Soares e o Chefe do PARNA Jurubatiba);
- elaboração de mapeamento de áreas úteis sobrepondo: dados de pedologia fornecidos pelo INCRA (2009); dados de rede hidrográfica, nascentes e reserva legal fornecidos pelo INCRA (2011); Área de Preservação Permanente (APP) elaborada com a ferramenta *buffer* do QGIS, em torno da rede hidrográfica e nascentes fornecidas pelo INCRA (2011)³; disposição dos lotes do João Batista Soares, a partir dos dados de polígonos de área fornecidos pelo INCRA (2011);
- mapeamento de uso e cobertura da terra do Assentamento João Batista Soares, em 2005 e 2015 (a elaboração de duas cartas-imagem em períodos temporais diferentes teve por objetivo avaliar a diferença de uso e cobertura da terra e dos recursos naturais entre o momento anterior ao assentamento (2005) e o atual; a escolha da elaboração da carta-imagem em 2005 deve-se à circunstância do

ortofotomosaico 1:25.000 fornecido pelo IBGE ser desse período).

O mapeamento de uso e cobertura da terra nos dois períodos foi editado em tela no SIG QGIS com o polígono de área do João Batista Soares fornecido pelo INCRA (2011), com escala 1:10.000 (INCRA, 2011) como limitante da área das edições. Todos os dados estão no Sistema de Projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), *datum* SIRGAS 2000 e Zona 24 K.

A carta-imagem de 2005 foi elaborada a partir da edição de vetores das feições de interesse do ortofotomosaico 1:25.000 (IBGE, 2006). O ortofotomosaico foi reprojetoado no QGIS para atender ao Sistema Geodésico Brasileiro (SGB). A carta-imagem de 2015 foi elaborada a partir do mosaico de imagens de 2014 e 2015 do *Google Earth* (GOOGLE EARTH, 2014; 2015), aberto no QGIS por meio do complemento *Openlayers* e do *on the fly*, a fim de atualizar a visualização das cenas de satélite do *Google Earth* ao SGB. Com isso, não houve conflito durante a edição da carta-imagem. A escala de edição em tela foi 1:5.000.

Em ambas as cartas-imagem as feições caracterizadas no formato de polígono de área foram: pastagem; pasto degradado; cana-de-açúcar; áreas úmidas; vegetação florestal; formação florestal de restinga; formação de restinga em moitas e cordões arenosos; cultivos temporários; reflorestamento; acampamento e vilas. Também foram editados no formato de linhas a malha viária e a rede hidrográfica e, no formato de pontos, as edificações.

REVISÃO DE LITERATURA

Agricultura, assentamentos rurais e vulnerabilidade ambiental

Boa parte dos assentamentos rurais pelo Brasil está localizada em ecossistemas frágeis ou em APP. Além disso, muitos desses assentamentos são constituídos em áreas antes usadas para cultivos monocultores e que atualmente encontram-se muito “desgastadas ecologicamente” (MEDEIROS *et al.*, 1999).

³Áreas elaboradas respeitando as devidas determinações em relação à distância colocadas pela legislação (BRASIL, 2012).

Leite (2000) observa que a existência de assentamentos em áreas inapropriadas para o desenvolvimento da agricultura é bastante recorrente. Assim, é recursiva a existência de assentamentos instalados em terras com baixa capacidade produtiva ou mesmo impróprias para o desenvolvimento da agricultura, em razão do estágio avançado de degradação e dos mais variados tipos de estresse ambiental.

Quando se refere a assentamentos de reforma agrária, Mancio (2008) aponta que se deve considerar o fato

de estarem localizados em regiões diferentes daquelas de origem dos beneficiários. Isso dificulta o uso do conhecimento dos trabalhadores a respeito do ambiente natural e social, a fim de possibilitar aos agroecossistemas um desenho mais sustentável, visto que o território do assentamento é estranho aos trabalhadores.

O conhecimento do ambiente local é de fundamental importância para os assentados, pois traz a possibilidade de uso e o manejo racional dos recursos, além de potencializar a convivência e as limitações postas pelo novo ambiente. Nesse sentido, a falta de conhecimento ou o conhecimento parcial do ambiente pelas famílias torna-se um obstáculo para a exploração sustentável dos agroecossistemas.

Segundo Caporal e Costabeber (2004), o aumento da produção e da produtividade agrícola proporcionada pela Revolução Verde foi fomentado com enormes sacrifícios sociais e ambientais e não garantiu os esperados acréscimos nos rendimentos físicos da agricultura. A intensificação no uso de insumos químicos e mecânicos na agricultura acelera a degradação de solos, a contaminação do ambiente e da água e a agressão aos recursos naturais, refletindo diretamente na qualidade de vida das populações rurais e urbanas.

Quando se considera a questão ambiental dos assentamentos no norte e nordeste do Rio de Janeiro, além do processo da Revolução Verde, o histórico de ocupação da região é importante. No caso do norte e nordeste fluminenses, se deu pela economia canavieira e pela criação de gado. Para Alentejano (1997 *apud* GONÇALVES, 2004), a cana vem disputando com a pecuária o espaço agrário da área. O gado foi o motor inicial de toda a ocupação do norte fluminense, onde muitas terras eram de propriedade de donos de engenho da capital, Rio de Janeiro. Com o passar do tempo foi desenvolvida a cultura canavieira estimulada pela chegada da Corte Portuguesa ao Brasil, a partir do início do século XIX.

No norte fluminense, a falência de muitas usinas de açúcar e álcool devido à crise do setor monocultor canavieiro, no entorno do município de Campos dos Goytacazes, promoveu uma explosão do desemprego, refletindo-se na disseminação dos conflitos no campo nessa região (MEDEIROS *et al.*, 1999). Essa região vem se destacando como polo de reforma agrária no Estado do Rio de Janeiro, com a instalação de vários projetos

de assentamentos, o que se deve, além da decadência do setor sucroalcooleiro, ao novo dinamismo social instalado na região pela atividade petrolífera iniciada na Bacia de Campos.

O monocultivo da cana-de-açúcar possui inúmeros problemas ambientais que são persistentes no tempo. Esses são relatados por Andrade e Diniz (2007), como:

- redução da biodiversidade, pela implantação de monocultura;
- contaminação das águas superficiais e subterrâneas e do solo, devido ao excesso de adubos químicos, corretivos minerais, herbicidas e defensivos agrícolas;
- compactação do solo, devido ao tráfego de máquinas pesadas durante o plantio, tratos culturais e colheita;
- assoreamento de corpos d'água, devido à erosão do solo⁴.

Outro problema das lavouras de cana-de-açúcar são as queimadas, prática de manejo com custo nulo, comumente usada nas diferentes regiões do Brasil. A queima da palha da cana antes da colheita tem por objetivo eliminar a palha e a vegetação localizada no entorno dos pés de cana-de-açúcar (COSTA, 2013). Quando os programas de reforma agrária são instalados sobre essas áreas monocultoras de cana, os beneficiários herdaram o passivo ambiental deixado por essa atividade.

Organizações como a Comissão Pastoral da Terra (CPT) e o Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem-Terra (MST) defendem que a melhor forma de organização de assentamentos rurais de reforma agrária seria por meio do modo de produção agroecológico. Essa recomendação recorre no sentido de evitar que a agricultura convencional/comercial não volte a forçar a saída dos agricultores da terra conquistada.

Apesar das indicações desses órgãos, que promovem e norteiam as iniciativas em assentamentos rurais no Brasil, apontarem para o sistema agroecológico, uma vez

⁴ Cita-se, ainda, o consumo intenso de óleo diesel nas etapas de plantio, colheita e transporte, a concentração de terras e condições sub-humanas de trabalho do cortador de cana.

assentados, muitos agricultores não conseguem implementar tais sistemas. Os motivos vão desde as condições agroecológicas até programas de assistência técnica promovidos no assentamento. Com isso, esses agricultores acabam utilizando o pacote tecnológico convencional de agricultura, voltando à dependência do sistema de produção, à exclusão mercadológica, à expulsão da terra e possivelmente à pobreza.

Segundo o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2001 *apud* COSTA, 2006), pobres são mais do que aquelas pessoas que não podem comer, vestir-se, receber atendimento médico ou educacional. O julgamento do que é pobreza deve ir além das condições de avaliação monetária de uma população e deve ser pensada também em relação às oportunidades e privações. Conforme Sen (2000) e Cosby (2004), para reduzir a pobreza e gerar desenvolvimento, os indivíduos devem ser os sujeitos de mudança e ser imbuídos com diferentes tipos de liberdades⁵.

Para Correa (2010), os ganhos monetários não podem ser os únicos a explicar a pobreza. A avaliação do bem-estar deve considerar múltiplas dimensões, entre as quais estão suas relações com a qualidade do ambiente. Pobres são os mais vulneráveis a fenômenos naturais, têm menos acesso às políticas públicas e mais dificuldade de encontrar voz ativa na sociedade.

Para FIDA (2011), muitos lugares entram e saem da condição de pobreza em repetidas ocasiões em questão de anos. Assim, enquanto há lugares e populações na pobreza persistente e crônica, outra proporção relativamente grande da população é considerada pobre apenas em uma determinada época. Isso se deve a problemas de saúde, colheitas ruins, dívidas contraídas para fazer frente a gastos sociais, conflitos sociais e agrários e catástrofes ambientais.

Assim, segundo FIDA (2011), além das diferentes rendas monetárias, a pobreza rural tem origens vinculadas também a diferentes oportunidades de crescimento distribuídas no espaço geográfico, a fatores históricos, às relações sociais e políticas entre classes sociais e camadas, grupos étnicos, homens e mulheres. Todos esses fatores podem contribuir para a pobreza criando “desvantagens

interconectadas”. As desvantagens podem compreender distintas formas de discriminação, desempoderamento, exclusão no acesso a recursos, falta de educação e capacidades coletivas limitadas. A pobreza, assim, é um fenômeno de múltiplas dimensões, e alguns desses fatores, ou todos eles juntos, podem ser a causa das principais características da pobreza, que nem sempre guardam relação com a renda monetária.

De acordo com o PNUD (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005), os efeitos negativos da degradação dos serviços ecossistêmicos têm recaído de forma desproporcional sobre as populações mais pobres e aumentado as desigualdades e disparidades entre diferentes grupos populacionais, sendo o déficit nos serviços ecossistêmicos o principal fator gerador de pobreza e conflitos sociais.

Conforme Correa (2010), alguns aspectos podem potencializar a relação entre meio ambiente e pobreza. Esses aspectos dizem respeito à vulnerabilidade quanto a:

- sensibilidade: pessoas se tornam mais vulneráveis a mudanças no ambiente quanto maior for a dependência dos recursos naturais para viver;
- maior exposição a desastres ambientais, já que a boa parte da população rural pobre se concentra em locais geográficos com grande risco de eventos extremos do clima ou em zonas com maior degradação ambiental;
- maior vulnerabilidade por interações com aspectos sociais, políticos e econômicos relacionados com restrições no acesso a serviços públicos de água potável, saneamento básico, cuidados de saúde, acesso a educação, condições precárias de habitação e infraestrutura, entre outros, assim, não ter acesso à água potável aumenta a probabilidade de doenças como febre tifoide, cólera e infecções intestinais (a problemática

⁵Nos países pobres da África, onde há escassez hídrica, há uma incidência muito maior de pobreza sobre mulheres e meninas. Para obter água, é necessário percorrer grandes distâncias, o que é normalmente feito por mulheres em companhia de crianças, especialmente meninas que são retiradas do espaço escolar para a procura de água. Então, nesse caso, a deficiência dos serviços dos ecossistemas apresenta maior peso sobre as mulheres (CORREA, 2010).

⁵Para ver mais sobre as diferentes liberdades, consultar Cosby (2004).

da água pode afetar mais profundamente os pobres, pois são eles que têm limitado alcance ao recurso)⁶.

Especialmente em relação à água, Sullivan e Meigh (2006) mostram que ter acesso a abastecimento de água de qualidade para o uso doméstico e para a produção rural está ligado ao desenvolvimento de capacidades como a de se manter vivo, a de se assegurar a reprodução biológica, a de ter uma vida saudável, a interação social e a ter conhecimento e liberdade de expressão e pensamento, o que contribui para uma população não ser pobre. Ainda, a água com qualidade apropriada e disponível no momento certo é atributo necessário para satisfazer as necessidades básicas e melhorar a produtividade da terra, trabalho e outros insumos produtivos (SULLIVAN & MEIGH, 2006).

Nesse contexto, cerca de 75% das pessoas mais pobres do mundo vivem em áreas rurais e para elas o acesso à água pode significar a diferença entre a vida e a morte. A disposição da água é altamente relevante, pois é impossível escapar da pobreza extrema sem acesso adequado a água (SULLIVAN & MEIGH, 2006; SULLIVAN; FAURÈS; SANTINI, 2006).

Para o FIDA (2011), a maioria das pessoas mais vulneráveis nas áreas rurais vive em lugares de escasso potencial agrícola, degradados, terrenos propensos à erosão, com solos frágeis e com declividade acentuada. Essas populações dependem, para a sua sobrevivência, dos recursos oferecidos pelo ambiente, como água, alimentos, energia e abrigo. Quando esses são de má qualidade ou escassos, as populações não possuem outra saída para sobreviver a não ser ultrapassar os limites da capacidade de suporte daquele ecossistema e assim esgotar seus recursos.

Segundo a CEPAL (2002), vulnerabilidade seria a incapacidade de dar respostas no tocante a enfrentar riscos ou pela inabilidade de adaptar-se ativamente à situação de perigo. Assim, pessoas vulneráveis teriam menos condições de aproveitar as oportunidades oferecidas pelo mercado, Estado e sociedade. Segundo Rosa e Costa (2009), deve-se considerar vulnerável a situação de pessoas quanto à inserção e estabilidade no mercado de trabalho, à debilidade de suas relações sociais e ao grau de regularidade de acesso aos serviços públicos ou outras formas de proteção social.

Para Acselrad (2006), a vulnerabilidade é então socialmente construída e está sempre associada a um ponto de vista⁷. Ocorrem diferentes concepções do que seja tolerável ou intolerável nas condições de existência para diferentes grupos sociais. Assim, existem diferentes dimensões da vulnerabilidade: vulnerabilidade social, econômica e ambiental são algumas delas.

Segundo Rosa e Costa (2009), a vulnerabilidade social está relacionada com a capacidade de indivíduos, famílias ou comunidades de enfrentarem riscos; por exemplo: o nível de vulnerabilidade social de uma família se refere à capacidade de controlar as forças que agem sobre ela e isso depende dos recursos requeridos para aproveitar as oportunidades que o meio oferece para que a família se desenvolva.

Já a vulnerabilidade econômica é normalmente associada à questão monetária e “pobreza”. Segundo o índice utilizado pelo Brasil (2014), o parâmetro para se considerar uma pessoa pobre é: limite superior a incidência da pobreza de um salário mínimo, portanto, R\$ 788,00 *per capita* por família; incidência da pobreza, R\$ 154,00 *per capita* por família; e limite inferior à incidência da pobreza, R\$ 77,00 *per capita* por família. Em outras palavras, acima de um salário mínimo a família não é considerada pobre; com R\$144,00 ela é *stricto sensu* pobre e abaixo de R\$70,00 a família é miserável (BRASIL, 2014).

Para Shaffer (2008), vulnerabilidade econômica não é exatamente pobreza, é a probabilidade de cair nela ou acirrar ainda mais essa situação. Segundo Costa (2006), a relação entre pobreza e vulnerabilidade econômica é muito próxima. Uma população nessa condição tem propensão de tornar-se pobre e uma população pobre que está vulnerável a diferentes situações e condições

⁷Não é objetivo do trabalho discutir a questão epistemológica da vulnerabilidade. Existem divergências entre diferentes autores no que se refere à vulnerabilidade, e se ela é um fato dado, uma condição, processo ou uma consequência. Alguns autores a consideram um processo, como Acselrad (2006). Para ver mais sobre a temática, consultar Chambers (1989). A discussão epistemológica adotada neste trabalho é a de Acselrad (2006), que considera a vulnerabilidade um processo e uma relação, e a delimitação de vulnerabilidade utilizada é a de Rosa e Costa (2009).

tende a intensificar a sua situação de pobreza em função de sua vulnerabilidade.

Assim, a vulnerabilidade econômica está no limiar da pobreza. As pessoas em estado de vulnerabilidade econômica, ao receberem um choque, podem ficar pobres ou se já o são podem piorar ainda mais sua situação. Para Costa (2006, p. 59), “quanto mais pobres são as pessoas mais vulneráveis elas tendem a ser e quanto mais vulneráveis as pessoas estão, mais perto da pobreza elas se encontram”. Pobres são os mais frágeis a fenômenos naturais, os que têm menos acesso a aparelhos institucionais e os que possuem mais dificuldades de encontrar voz ativa na sociedade.

Quando há uma sobreposição de um quadro de uma comunidade pobre ou socioeconomicamente frágil instalada sobre uma área de risco ambiental, sobre um ecossistema frágil, área protegida ou degradada, configura-se um cenário de vulnerabilidade ambiental (ROSA & COSTA, 2009).

De acordo com Rosa e Costa (2009), entre os fatores que incrementam a vulnerabilidade ambiental de uma região estão aspectos humanos e de meio. Entre os aspectos humanos estão: o crescimento e concentração populacional; a urbanização acelerada em assentamentos humanos não planejados; a localização de comunidades em áreas de risco; a piora nas condições de saúde pública; a intensificação da industrialização; a carência de infraestruturas ou equipamentos territoriais, entre outros. Entre os aspectos do meio, estão: a degradação do ecossistema; a perda da cobertura florestal e da diversidade biológica; a alteração dos ciclos hidrológicos; o aumento do escoamento superficial; o aumento dos resíduos; entre outros.

Em relação à vulnerabilidade ambiental e a econômica, a situação se torna mais complexa quando co-

munidades rurais e assentamentos estão localizados no entorno de UC: as comunidades podem se beneficiar de forma indireta pelos serviços ecossistêmicos gerados pelas UC ou pode lhes ser negado o acesso a recursos no interior da área, quando o uso dela é mais restritivo.

Muitas das comunidades rurais consideradas pobres no mundo estão localizadas dentro e/ou no entorno de áreas protegidas pela legislação. Tais áreas normalmente são criadas com intuito de proteger zonas ricas em biodiversidade e recursos naturais. Porém, a implantação dessas áreas possui um lugar controverso como ferramenta de sustentabilidade, já que muitas vezes elas foram criadas à custa das comunidades que vivem em sua volta, provocando deslocamentos e desapropriações (MURUVI, 2011; SCHERL *et al.*, 2006).

Alguns autores consideram a criação de UC como responsável pela perpetuação da pobreza por meio da contínua negação do acesso à terra e a outros recursos naturais. Por esses recursos serem protegidos, acaba-se limitando ou excluindo o acesso das populações do entorno (MURUVI, 2011; SCHERL *et al.*, 2006).

Por outro lado, segundo Scherl *et al.* (2006), as áreas protegidas podem oferecer às comunidades pobres do entorno serviços ecossistêmicos e alimentos, caso se estabeleça um sistema de gestão que permita determinadas atividades de subsistência; forneça estratégias de redução da pobreza; proporcione oportunidades para desenvolver a indústria do turismo; e favoreça o acesso à infraestrutura, como estradas, eletricidade, comunicações e serviços de saúde mais eficientes, associado à infraestrutura da área protegida.

O PARNA Jurubatiba e o Assentamento João Batista Soares

O PARNA Jurubatiba foi criado em 29 de abril de 1998. Ele se localiza no nordeste do Estado do Rio de Janeiro, com área total de 14.860 ha, originalmente pertencentes aos municípios de Macaé (1%), Carapebus (34%) e Quissamã (65%) (ICMBIO, 2008).

A região abrangida pelo parque protege trechos de restingas e lagoas em uma planície litorânea que foi formada na era quaternária, por meio da ação con-

junta de fatores como fontes de areia, correntes marinhas de deriva litorânea, variações no nível do mar e obstáculos de retenção de sedimentos. A formação das planícies está quase sempre relacionada com os cordões arenosos formados pela consequência de elevações e abaixamentos do nível do oceano. Esses eventos geológicos resultaram em pequenas baías preenchidas por sedimentos quaternários e la-

gunas em avançado processo de deposição de material. No parque estão localizados 16 corpos hídricos lagunares, permanentes ou não, que por suas origens podem ser denominados lagunas ou lagoas costeiras⁸ (ICMBIO, 2008).

Nos últimos anos, a ocupação das áreas urbana e rural adjacentes à área do PARNA Jurubatiba apresentou alta taxa de crescimento, resultado do desenvolvimento da agricultura e da atividade industrial. Ocorre a pressão antrópica do seu entorno, resultando na retirada da vegetação das áreas próximas, desenvolvimento de pecuária e agricultura com uso intenso do solo, de fertilizantes, agrotóxicos e incêndios. Os poluentes e excesso de nutrientes escoam para a rede de drenagem das bacias hidrográficas que abrangem o parque e isso acaba acelerando a eutrofização dos ecossistemas aquáticos, o que compromete a biodiversidade e a viabilidade ambiental (SANTOS, 2008).

Segundo a Associação Amigos do PARNA Jurubatiba (APAJ, 2002 *apud* ICMBIO, 2008), as principais pressões do entorno que o parque recebia em 2002 eram: os impactos negativos das atividades industriais, sendo a região o epicentro da indústria brasileira de exploração e produção de petróleo *offshore*; a ocupação desordenada no entorno; desmatamento para criação de gado ou plantio e para construção de moradias; contaminação dos corpos hídricos e do lençol freático; poluição das lagoas e da praia por lixo, esgotos domésticos, industriais, resíduos de defensivos agrícolas e efluentes de matadouros clandestinos; manejo inadequado dos recursos naturais; e retirada descontrolada de recursos minerais (areia, areola e saibro), plantas, animais e “produtos” da restinga.

Por isso, existem relações conflituosas envolvendo o PARNA Jurubatiba e as comunidades ao seu redor. Dentre esses conflitos, podem ser citados: a pesca de subsistência, por exemplo, na Lagoa de Carapebus (SANTOS, 2008); a ocupação desordenada nas adjacências do parque; a construção de estação de tratamento de esgoto dentro dos limites

⁸Designa-se laguna um corpo hídrico lântico que permanece ligado ao mar por fluxo e refluxo. Designa-se lagoa um corpo hídrico lântico que se isola do mar, sem fluxo ou refluxo (ESTEVES, 1998). Tanto a laguna como a lagoa possuem uma rede hidrográfica que as abastecem. Já o lago não possui rede hidrográfica que o abastece, sendo formado por afloramento de água ou por derretimento de geleiras nas montanhas.

cartográficos da UC; o uso do fogo nas propriedades do entorno, o extrativismo sem orientação adequada e as atividades de caça proibidas por lei (ICMBIO, 2008).

Segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC [BRASIL, 2000]), as UC, excetuando as áreas de proteção ambiental e as reservas particulares de proteção da natureza, devem ter uma zona de amortecimento onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade.

A zona de amortecimento, segundo o SNUC, poderá ser definida na ocasião da criação da UC ou *a posteriori*. O PARNA Jurubatiba possui uma proposta de zona de amortecimento no seu Plano de Manejo de 2008. Até o atual momento não houve publicação de portaria ou decreto que aprove essa proposta. Acredita-se que até este ano ainda haja alguma publicação em relação a essa zona, uma vez que esse é o prazo limite que o Ministério Público ofereceu ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) para tal.

Enquanto isso, a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA n.º 428/2010) passou recentemente a regulamentar as zonas de amortecimento. Subentende-se, por meio dessa resolução, que o raio da zona de amortecimento do PARNA seja de dois ou três quilômetros. Seja pela proposta de zona de amortecimento constante no Plano de Manejo, que considera 10 km de raio no entorno, ou, pela Resolução CONAMA n.º 428/2010, o Assentamento de Reforma Agrária João Batista Soares se encontraria dentro dessa zona (ICMBIO, 2008; BRASIL, 2010a).

Por se localizar, assim, no “entorno imediato” à área do João Batista Soares, está sujeito a algumas normas gerais, como:

- a proibição de disposição de resíduos químicos e nucleares;
- o uso de agrotóxicos deve obedecer às normas do Plano de Manejo do PARNA, não sendo permitida a aplicação de agrotóxico por aeronave (na faixa de um quilômetro contígua às áreas do PARNA Jurubatiba e APP);
- as edificações que vierem a ser construídas nessa zona não poderão interferir na qualidade paisagística do PARNA;

- o uso da água, em especial para irrigação e empregos industriais, só será permitido após a solicitação de outorga para isso;
- o cultivo da terra será feito de acordo com as práticas de conservação do solo e da água recomendadas pelos órgãos oficiais de extensão rural atuantes na região do parque e toda a queima controlada para renovação de pastagens nessa zona dependerá de anuência do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA – ICMBIO, 2008).

O assentamento foi criado pela Portaria do INCRA-RJ de 16 de dezembro de 2008 e, segundo os dados fornecidos pelo INCRA (2011), tem área total de 1.208,82 ha, sendo sua reserva legal de 242,50 ha e APP de 160 ha (em torno de nascentes, córregos, canais e em torno da Lagoa de Carapebus). Inicialmente era prevista a criação de 40 unidades agrícolas familiares (INCRA, 2011). No entanto, são 60 famílias assentadas, somando cerca de 180 pessoas. Dessas 60 famílias, nove são antigos trabalhadores da Usina Carapebus.

A área do assentamento fazia parte da Fazenda Boa Sorte, que pertencia à massa falida da Usina Carapebus e era usada para a produção de cana-de-açúcar. A fazenda Boa Sorte⁹ foi considerada improdutivo pelos técnicos do INCRA, em 1998, e foi ocupada por integrantes do MST no início de abril de 2004 (FOLHA DE S.PAULO, 2004). Em Decreto s/nº, de 20 de abril de 2004, a Fazenda Boa Sorte foi declarada de interesse social para fins de reforma agrária (BRASIL, 2004). O assentamento foi concretizado por meio da ação da Federação dos Trabalhadores na Agricultura (FETAG) e MST.

As famílias assentadas têm origem geográfica distinta, sendo que cerca de 50% se declararam de origem rural antes do assentamento. Os assentados, antes do acampamento, mantinham outras formas de trabalho,

⁹Segundo o laudo agrônomo de fiscalização elaborado pelo INCRA, em 1998, 770 ha do imóvel (64%) estavam tomados pelos canais, cerca de 70 ha da área eram inaproveitáveis e cerca de 25 ha representavam macegas e capoeiras, e 347 ha eram considerados APP, em especial a área de restinga ao sul do imóvel (BRASIL, 2007).

observando-se que 52% tinham alguma ligação com a agricultura (INCRA, 2011).

Quanto aos aspectos físicos, o assentamento está dividido em duas unidades geomorfológicas. A primeira abrange praticamente 75% da área do assentamento e é composta por planícies costeiras fluviais de influência marinha, com sedimentos arenosos e argiloarenosos, com ocorrência de ambientes lacustres e brejosos.

A segunda unidade geomorfológica são os feixes arenosos de Jurubatiba, compostos por cordões arenosos, dunas e restingas litorâneas situadas ao sul do assentamento (INCRA, 2011). Devido às características geomorfológicas, o solo nessa área é de baixa fertilidade e considerado praticamente inapto para a agricultura, exceto em alguns casos como a cocoicultura. Essa unidade é onde se localiza a maior parte da reserva legal do assentamento e ela confronta diretamente o PARNA Jurubatiba. O assentamento se encontra entre duas bacias hidrográficas: a da Lagoa de Carapebus e a da Rodagem. O relevo é suficiente para separar dois sistemas de drenagem, que seguem por bacias distintas e alimentam os ambientes costeiros de restinga (INCRA, 2011).

O uso de poços subterrâneos é a principal fonte de suprimento de água do assentamento. Normalmente rasos, os aquíferos estão aproximadamente de quatro a seis metros de profundidade (INCRA, 2011). Com a alta permeabilidade apresentada pelo tipo de solo, a baixa profundidade do lençol freático e a não instalação de saneamento básico, o lençol freático pode estar contaminado.

Segundo o relatório do INCRA (2011), com o processo de ocupação da área pelas famílias, a plantação de cana vem sendo substituída por uma agricultura de baixo impacto ambiental e com elevado potencial agroecológico. Os sistemas produtivos encontrados no assentamento consistem na combinação de atividades produtivas destinadas ao mercado e ao autoconsumo. Os gêneros cultivados com mão de obra familiar são aipim (*Manihot esculenta*), abóbora (*Cucurbita moschata*), quiabo (*Abelmoschus esculentus*), milho (*Zea mays*), feijão (*Phaseolus vulgaris*) e crotalária (*Crotalaria juncea*). Cada gênero tem área de 0,5 a 1,0 ha por cultura.

A presença dos canais tem sido uma das limitações na expansão dos cultivos. Junto à cana se mistura a vegetação pioneira e se torna difícil sua retirada, dificultando o manejo dessa vegetação e, consequente-

mente, da produção agrícola. Em relação às práticas na produção animal, destacam-se atividades de baixo nível tecnológico de manejo extensivo e semiextensivo, como a bovinocultura leiteira, a avicultura, a caprinocultura, ovinocultura e suinocultura (INCRA, 2011).

Os assentados relatam como fatores limitantes à obtenção de maior produção: o escoamento da produção; o não acesso ao crédito; a frequência de intem-

péries diversas (ataque de pragas e doenças); o vento excessivo; as técnicas rudimentares de produção e as secas prolongadas. Além disso, o solo é caracterizado por ter sido muito explorado pela Usina Carapebus, o que o tornou empobrecido devido ao monocultivo histórico e às queimadas frequentes. O manejo químico com pesadas doses de agrotóxicos também contribuíram para esse empobrecimento (INCRA, 2009; INCRA, 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante a elaboração dos mapeamentos de uso e cobertura da terra, de áreas úteis e da análise do Plano de Desenvolvimento de Assentamento (PDA) do João Batista Soares, constatou-se que existem três limites cartográficos (áreas) distintos para o assentamento:

1. o “oficialmente” utilizado neste trabalho é o fornecido pelo INCRA, no arquivo vetorial nomeado como limite;
2. o disposto nos dados de pedologia do assentamento INCRA (2009);
3. o constante no PDA, baseado no mapa de lotes e APP do INCRA (2011).

Optou-se por usar o primeiro arquivo, pois esse foi o que mais se aproximou da área total do assentamento e o que continha “coincidências” de traçado com marcos físicos, como cursos de água e malha viária.

A Figura 1 apresenta o mapa temático com a delimitação do assentamento, delimitação dos lotes, pedologia, hidrografia e APP. O mapa da figura foi elaborado com base em informações fornecidas pelo INCRA (2009; 2011) e com as orientações contidas nos manuais de uso da terra e pedologia do IBGE (2007; 2013).

No Assentamento João Batista Soares são encontradas três categorias principais de solos: neossolos (25% da

área do assentamento), gleissolos (9% da área) e latossolos (66% da área)¹⁰.

Neossolos são solos minerais, geralmente profundos, não hidromórficos e pouco evoluídos pela reduzida atuação dos processos pedogenéticos, por características inerentes ao material ou por influência dos demais fatores de formação. Normalmente são solos essencialmente quartzosos, com textura arenosa. Por sua constituição, esses solos são pobres em macro e micronutrientes, apresentando baixa capacidade de troca de cátions, impossibilitando a liberação de nutrientes para o solo e plantas (EMBRAPA, 2006; INCRA, 2009). No assentamento, os neossolos estão localizados na parte sul e coincidem com quase toda a reserva legal.

Gleissolos são solos formados em áreas que estão periodicamente saturadas por água. São solos mal ou muito mal drenados e se desenvolvem em várzeas, áreas deprimidas, locais vinculados a excesso de água ou em áreas de surgência de água (EMBRAPA, 2006). Esses solos têm sérias limitações ao uso agrícola, devido à presença de lençol freático elevado e ao risco de inundações ou alagamentos frequentes. A drenagem é imprescindível para torná-los aptos a maior número de culturas (INCRA, 2009). A maior parte dos gleissolos no assentamento se localiza nas APP e, nesse sentido, estão sujeitas a restrições legais (INCRA, 2011; BRASIL, 2012).

Latossolos são solos profundos, apresentam pouca diferenciação de horizontes, bem drenados, normalmente ácidos e bastante intemperizados, e possuem pequena reserva de nutrientes para as plantas. Contudo, com aplicações adequadas de corretivos e fertilizantes aliadas à época propícia de plantio de culturas adaptadas obtêm-se boas produções (EMBRAPA, 2006). Se privados da matéria orgânica durante o período seco, pode ocorrer agregação dos minerais fer-

¹⁰No mapa de solo foi apresentada a classificação geral do tipo de solo, não abordando suas subclassificações, uma vez que não é objetivo do trabalho caracterizar cada subclassificação de solo.

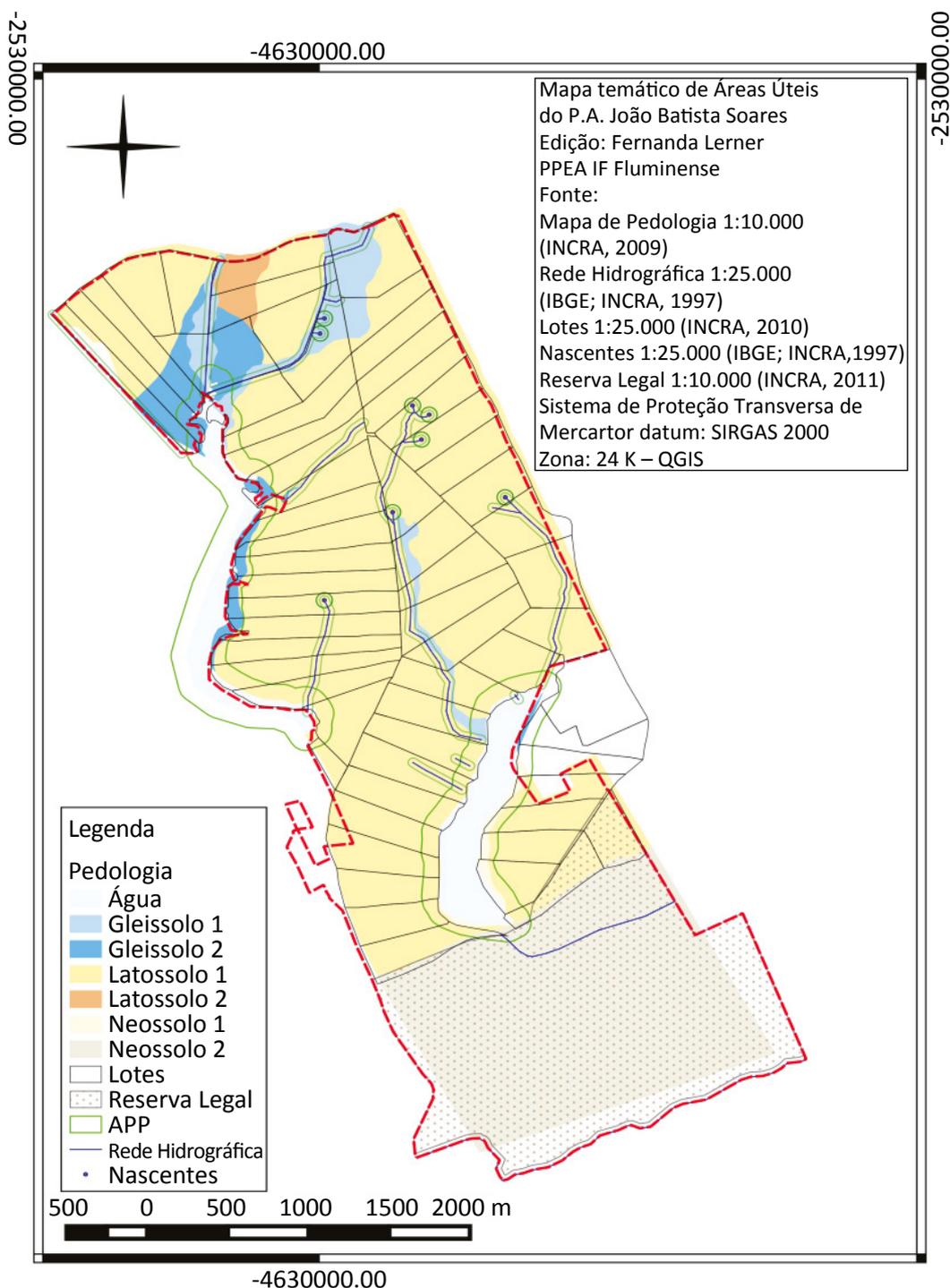


Figura 1 – Mapa temático de pedologia, delimitação de lotes, áreas de preservação permanente, nascentes e reserva legal do Assentamento de Reforma Agrária João Batista Soares¹³.

¹³Deve-se observar na figura a incongruência entre os limites disponibilizados pelo INCRA. Como limite oficial (linha vermelha), o limite do assentamento conforme a delimitação dos lotes (linhas pretas) e o limite oferecido pela pedologia (cores). Em muitas áreas esses limites não são os mesmos, o que pode vir a gerar conflitos futuros sobre determinadas áreas.

rosos, denominada laterização, que leva ao endurecimento irreversível do solo. No caso do assentamento, correspondem a terras cultiváveis que exigem práticas especiais para serem cultivadas, com produção entre médias e elevadas de culturas anuais. Podem apresentar erosão laminar ligeira e por isso práticas de controle de erosão também devem ser adotadas (INCRA, 2009).

Conforme exposto pelo INCRA (2011), a maior parte dos solos do assentamento (62%) é formada por latossolos. Pelas recomendações do INCRA (2009), parece não haver grandes limitações quanto ao seu uso, pois esse tipo de solo é cultivável durante todo o ano, com problemas simples de manejo por possuir reduzido estoque de nutrientes. Suas propriedades físicas e morfológicas, inclusive a textura, são perfeitas para atividades agrícolas.

Segundo o INCRA (2009), para a potencialização da capacidade produtiva dos latossolos são recomendadas práticas de calagem e adubação, além de manejo com a conservação dos solos, de maneira que as atividades escolhidas possibilitem de forma racional e conservacionista a máxima otimização das terras e seu potencial de exploração agrícola ao longo dos anos. Em uma primeira análise não haveria motivos para que houvessem reclamações por parte dos assentados com relação à fertilidade do solo, sendo que a calagem e o manejo correto “resolveriam” os problemas de potencialidade agrícola.

Entretanto, acredita-se que seja necessária uma análise química da superfície desses solos para verificar se eles são realmente “produtivos” em decorrência do uso histórico da área para a produção de cana-de-açúcar, com aplicação de agrotóxicos, fertilizantes químicos e uso de queimadas.

A delimitação dos lotes do assentamento se deu com base nas propriedades pedológicas da área e APP (INCRA, 2011). O objetivo foi a distribuição equilibrada entre os solos produtivos, menos produtivos e restrições de uso APP em cada lote. Entretanto, os lotes localizados mais a noroeste (Figura 1) podem se tornar mais vulneráveis ambientalmente, pois concentram maior área de gleissolos e APP. A vulnerabilidade ambiental é causada pela redução da área útil de produção dos assentados. Nesse caso, o gleissolo requer cuidados e estabelecimento de culturas específicas que demandam conhecimento e renda dos assentados. Se não manejados de forma correta, os solos desses lotes podem não produzir ou produzir

pouco, levando assim também à vulnerabilidade econômica dos indivíduos ali alocados. A APP possui restrições legais que limitam o seu uso para a agricultura tradicional, o que pode aumentar o processo de vulnerabilidade.

Em caso de fracionamento do imóvel rural, a qualquer título, inclusive para os programas de reforma agrária, será considerada, para título de reserva legal, a área do imóvel antes do fracionamento da área. Essa estratégia permite aos assentados uma maior área útil em cada lote, mas por outro lado pode impossibilitar a formação de corredores ecológicos e a conservação da biodiversidade, por exemplo, em áreas onde não existem APP. Pelo art. 17 do Código Florestal, admite-se a exploração¹¹ econômica da reserva legal mediante manejo sustentável. A exploração pode se dar de forma comercial ou para uso próprio, dependendo do órgão executor competente a autorização para a prática comercial. Entre as atividades permitidas na exploração econômica estão a livre coleta de produtos florestais não madeireiros, tais como frutos, cipós, folhas e sementes, devendo-se observar épocas de maturação e de reprodução das espécies (BRASIL, 2012). A reserva legal do assentamento se localiza sobre os neossolos, o que de certa forma contribui para a sua preservação.

Observa-se, na parte sudeste da Figura 1, que dois lotes estão completamente sobrepostos em sua área à reserva legal do assentamento. Mediante as restrições de usos que são dados à reserva legal, os assentados localizados nessa porção do espaço não poderão usar essas áreas, exceto com manejo sustentável, coleta de produtos florestais, entre outros usos indiretos. Se essa sobreposição não for resolvida, esses indivíduos não poderão efetuar a atividade de agricultura tradicional, proposta pelo assentamento. Com isso, eles podem sofrer o processo de vulnerabilidade ambiental, social e econômica, em um mesmo espaço e tempo. As Figuras 2 e 3 representam as cartas-imagem de uso e cobertura da terra do

¹¹Ainda para o cumprimento da manutenção da área de reserva legal, os imóveis rurais classificados como pequenas propriedades e em assentamentos e projetos de reforma agrária, plantios de árvores frutíferas, ornamentais ou industriais, compostos por espécies exóticas, cultivadas em sistema intercalar ou em consórcio com espécies nativas da região, ou ainda em sistemas agroflorestais, poderão ser computados nas áreas de reserva legal (BRASIL, 2012).

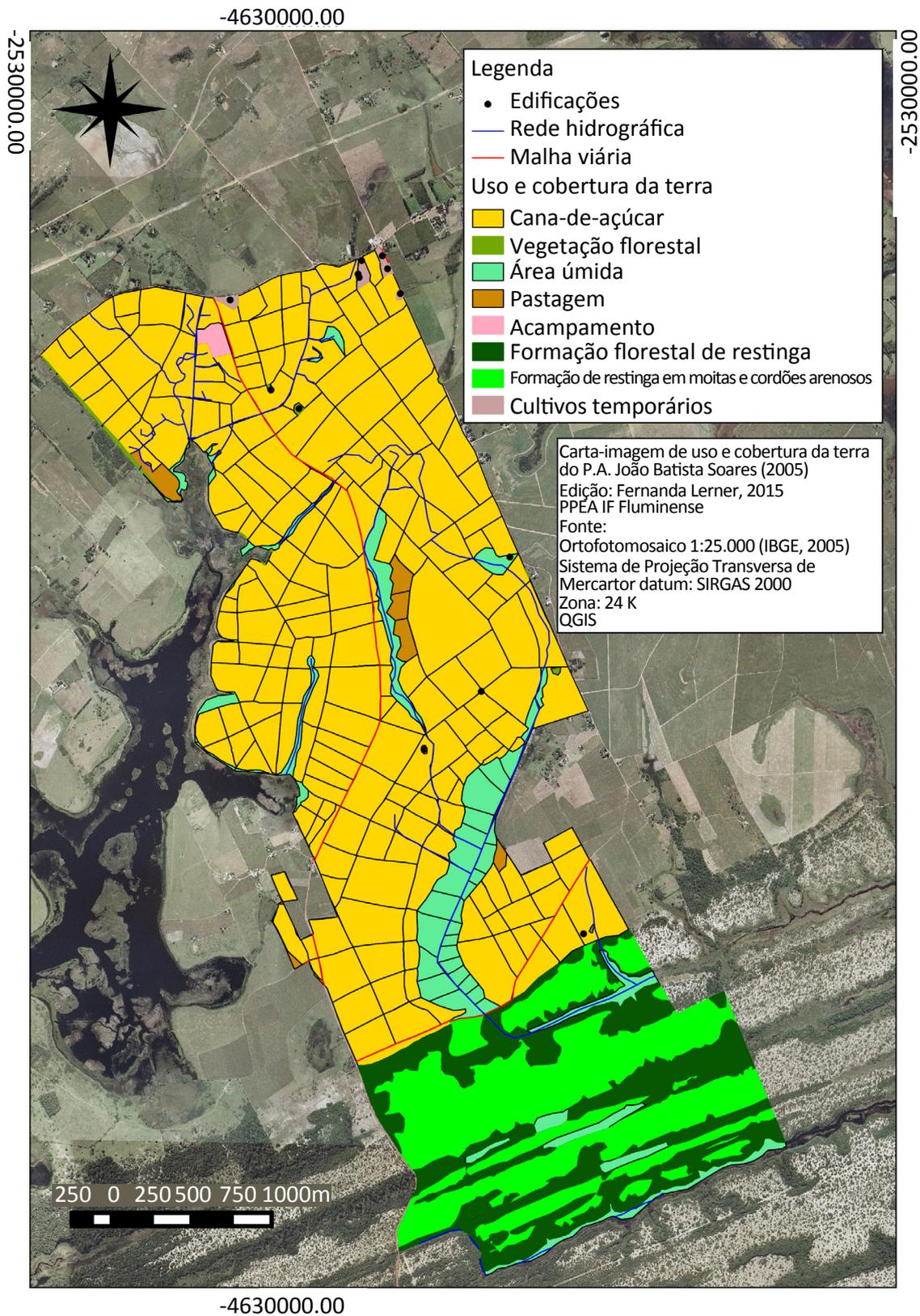


Figura 2 – Carta-imagem de uso e cobertura da terra da atual área do Assentamento João Batista Soares em 2005.

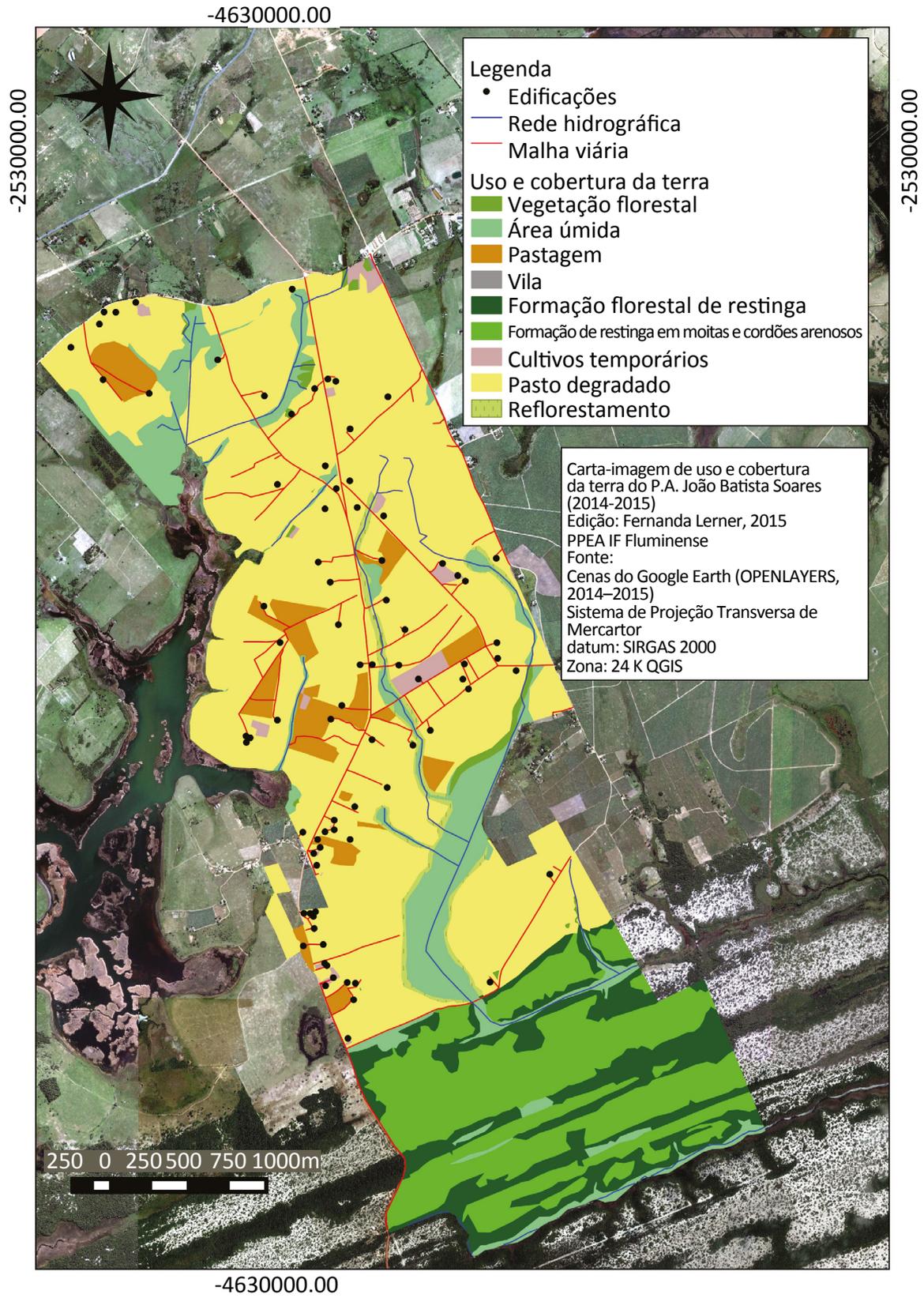


Figura 3 – Carta-imagem de uso e cobertura da terra da atual área do Assentamento João Batista Soares em 2015.

Assentamento de Reforma Agrária João Batista Soares, em 2005 e 2015, respectivamente.

As primeiras alterações notadas, ao comparar as duas figuras, referem-se à demografia. Em 2005, havia 12 edificações na área do atual assentamento; em 2015, as edificações somaram 83. Outro fato observado foi o aumento da extensão da malha viária e o estabelecimento de uma nova via de acesso, asfaltada, que liga a Praia de Carapebus ao centro do município. A nova estrada corta o assentamento e, por isso, pode beneficiar os assentados no escoamento da sua produção (PREFEITURA DE CARAPEBUS, 2015). Pelo aumento das edificações na área já se pode afirmar que houve uma mudança social no uso e cobertura da terra no local.

Outro dado visualizado na carta-imagem de 2005 é a localização do antigo acampamento na área, adjacente à ma-

¹²A informação da localização do acampamento foi confirmada por um pesquisador Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia Fluminense, que na época trabalhava no PARNA Jurubatiba, em área limítrofe ao assentamento.

lha viária, ao norte do assentamento, local onde os assentados permaneceram de 2004 a 2009, quando ocorreu a primeira divisão das terras da área do assentamento¹².

O uso e a cobertura da terra e suas modificações entre 2005 e 2015 são apresentados na Tabela 1. A tabela mostra as principais tipologias de uso e cobertura da terra, em 2005 e em 2015, segundo a classificação do Manual de Uso e Cobertura da Terra do IBGE (2013).

A primeira tipologia de uso e cobertura da terra observada em 2005 foi a cana-de-açúcar. Aproximadamente 65,42% da atual área do assentamento são ocupados por glebas com plantações de cana-de-açúcar. Nota-se na carta-imagem de 2005 (Figura 2) a configuração das glebas e seus limites. Entre os limites das glebas de cana foram observadas vias utilizadas para seu escoamento, que não foram editadas em tela por não constituírem a malha viária oficialmente informada. O relatório técnico expedido pelo INCRA, em 1998 (BRASIL, 2007) dava conta de que a antiga Fazenda Boa Sorte tinha área de 770 ha de cana-de-açúcar. Os valo-

Tabela 1 – Tipologia e área de uso e cobertura da terra no Assentamento João Batista Soares, em 2005 e 2015, com base no mapeamento de uso e cobertura da terra. Elaborado pelos autores em 2015.

Tipologia de uso e cobertura da terra	Área em 2005 (ha)	% atual área do assentamento – 2005	Área em 2015 (ha)	% atual área do assentamento – 2015
Cana-de-açúcar	790,80	65,42	-	-
Vegetação florestal	2,11	0,18	9,01	0,75
Área úmida	91,47	7,57	130,87	10,83
Pasto	11,76	0,97	57,05	4,72
Vila	2,79	0,23	0,16	0,02
Acampamento	2,88	0,24	-	-
Floresta de restinga	120,42	9,96	111,08	9,19
Moita de restinga em cordões arenosos	186,53	15,43	192,25	15,90
Cultivos	-	-	13,85	1,15
Pasto degradado	-	-	669,48	55,39
Reflorestamento	-	-	25,01	2,06
Valor da área fornecida pelo INCRA como limite do Assentamento – 1.208,86	1.208,76	100,00	1.208,76	100,00

res das áreas de 1998 do INCRA e de 2005 encontradas no mapa são coincidentes.

Na análise da carta-imagem de 2015 não se observam mais as glebas de cana-de-açúcar. No entanto, a cana ainda representa um problema para os assentados, pois a sua retirada não foi completamente concretizada. A remoção da cana é de difícil manejo, pois ela é uma gramínea pioneira agressiva. Com o abandono dessas áreas, as espécies pioneiras de capoeiras se desenvolveram junto à cana, dificultando o desenvolvimento da agricultura.

No que diz respeito à cobertura vegetal original da área do assentamento, percebe-se um aumento dessa tipologia de 2005 (2 ha) para 2015 (9 ha). Evidencia-se uma recuperação gradual da vegetação florestal da área por meio da sucessão natural. O aumento da vegetação original ocorreu em torno da área úmida ao sul do assentamento e em áreas esparsas na parte norte.

A área de pasto ocupava, em 2005, cerca de 1% da atual área do assentamento, sendo que em 2015 essa área se estendeu para 5%. Os pastos são usados na pecuária extensiva. Aproximadamente 55% do assentamento em 2015 é representado pela tipologia de pasto degradado, inexistente em 2005, pois predominava nessas áreas a cana-de-açúcar.

Acredita-se que tal tipologia seja uma sucessão entre os resquícios da cana-de-açúcar da antiga Fazenda Boa Sorte associados à vegetação pioneira. Devido à dificuldade de manejo desse “consórcio”, grande parte da área do assentamento está sendo ocupada por essa tipologia. Acredita-se também que essas áreas podem também estar sendo utilizadas como pastagens para animais, o que tende a aumentar os processos erosivos já iniciados. Quando somadas as áreas de cana-de-açúcar e de pasto, em 2005, obtêm-se 66,40% da área do assentamento; somando a área de pastagem degradada e a de pasto, em 2015, obtêm-se 60,11% da área.

No que diz respeito à sucessão da cana-de-açúcar por outros tipos de vegetação no assentamento, o INCRA (2011) aponta que, a partir da implantação do assentamento, a prática intensiva da mecanização e o uso constante de agrotóxicos foram cessados, abrindo espaço para as iniciativas familiares de produção. O plantio diversificado de alimentos, o manejo pelo consorciamento, o cultivo ma-

nual da terra e o emprego de adubos verdes são evidências do estabelecimento de um novo agroecossistema.

Em 2011, o INCRA relatava que a não conclusão do processo de parcelamento dos lotes representava uma limitação para o desenvolvimento dos aspectos produtivos, uma vez que as famílias não sabiam onde se localizaria seu lote e por esse motivo não faziam grandes investimentos em relação a esses aspectos. Em 2011, 6,75% do total do imóvel eram utilizados para a produção de alimentos. Atualmente, os lotes já estão demarcados e é válido investigar quais os gêneros cultivados no assentamento.

Pelo que consta, o uso de agrotóxicos e de fogo tem sido pauta de discussões entre os agricultores, sendo que estes têm tido cautela na expansão de seus cultivos, sobretudo pelas fragilidades encontradas no ambiente. Segundo o INCRA (2011), os agricultores entenderam que os usos agrícolas e pecuários devem respeitar os princípios da agroecologia, por estarem no entorno do PARNA Jurubatiba.

No que diz respeito aos cultivos temporários, em 2005, essa tipologia era quase inexistente. Já em 2015, mesmo com a escala utilizada para a edição da carta-imagem (1:5.000), já se pode observar 1,5%, (cerca de 15 ha) da área ocupada por cultivos temporários. Em 2010, por conta de entrevistas realizadas com os assentados, o INCRA (2011) havia contabilizado um total de 84,4 ha de cultivos alimentares na área do assentamento (durante o ano).

A diferença da área de cultivos temporários encontrados entre a carta-imagem e os dados do INCRA (2011) pode estar ligada a vários fatores:

- a escala de mapeamento não permite a identificação desses cultivos;
- a carta-imagem abrange um período fixo, uma data exata de análise (janeiro de 2015), enquanto o diagnóstico do INCRA se refere a cultivos temporários praticados durante o ano todo; assim, áreas podem ser utilizadas de forma diferente durante o ano, podendo ser incorporadas aos cultivos;
- no período, foi registrada grande estiagem, que pode ter prejudicado o desenvolvimento das mais diversas culturas (tal fato foi relatado por um dos assentados na ocasião da visita ao assentamento).

O reflorestamento da área do assentamento com a recuperação de APP de nascentes e de lagoas está contido no Projeto de Recuperação de Áreas Protegidas do INCRA (2011). Na carta-imagem de 2005, os canais naturais e artificiais estão sem cobertura vegetal, sendo que a cana-de-açúcar ocupa toda a área onde deveria ter algum tipo de vegetação florestal e em alguns casos ainda invade os próprios canais e áreas úmidas, como no caso dos canais a noroeste do assentamento. Os cursos d'água e as nascentes foram impactados negativamente, expondo as águas aos fatores de contaminação por fertilizantes e agrotóxicos e à erosão (INCRA, 2011).

Na carta-imagem de 2015, é possível verificar o processo de reflorestamento das nascentes e canais, o qual foi confirmado por representantes do ICMBio do PARNA e pelo representante do INCRA-RJ. Esse reflorestamento das nascentes e canais foi uma medida compensatória por parte de empreendimento da empresa PETROBRAS S/A. Como a carta-imagem de 2015 foi montada a partir de um mosaico de cenas de satélites, que une imagens de 2014 e 2015, nem todas as áreas reflorestadas podem ser observadas nela.

A tipologia de formação florestal de restinga, moita de restinga e cordões arenosos se localiza ao sul da área do assentamento. Não houve mudanças significativas em sua composição de 2005 para 2015. É nessa

área que estão os neossolos, com baixíssima aptidão para agricultura.

Por se constituir zona de amortecimento, a área do assentamento está sujeita a algumas restrições gerais, como a proibição de disposição de resíduos químicos e nucleares, a não utilização de agrotóxicos, queimas controladas, entre outros, conforme já citado. O próprio fato de o assentamento se localizar em uma zona de amortecimento e de determinadas atividades serem restringidas ou proibidas, no futuro, pode vir a tornar o assentamento vulnerável economicamente (por ter limitantes no uso de determinadas tecnologias). Por outro lado, o fato do assentamento se localizar na zona de amortecimento pode se tornar um estímulo para o correto manejo de recursos e boas práticas, tendo em vista as exigências legais.

O fato de não haver uma zona de amortecimento legalmente delimitada traz vulnerabilidade para o PARNA, uma vez que, se os mecanismos infrarregulamentadores jurídicos existentes são frágeis, as restrições estabelecidas pela legislação também não podem ser impostas a empreendedores ou a agricultores. A não delimitação de uma zona de amortecimento, juntamente com o não esclarecimento da real extensão de reserva legal do assentamento, que aparentemente entra em conflito com os lotes e é limite com o PARNA, podem colocar o assentamento e o PARNA em uma situação de vulnerabilidade ambiental.

CONCLUSÕES

O Assentamento de Reforma Agrária João Batista Soares não foge à regra em relação à questão ambiental da maioria dos assentamentos no Brasil. Os beneficiários foram alocados em uma área já degradada, com um passivo ambiental advindo de no mínimo 70 anos de monocultura de cana-de-açúcar. Uma das soluções para recuperar o passivo ambiental dessa área seria o uso dos pacotes tecnológicos da Revolução Verde. No entanto, quando usados de forma inadequada, intensificam o passivo ambiental da área.

Os assentados ainda não possuem acesso a crédito, o que impossibilita a compra desses pacotes tecnológicos. Como alternativa, indica-se o uso de boas práticas e manejo sustentável do solo (sistemas agroflorestais, rotação, curvas de nível, pousio, adubação verde, uso de leguminosas, irrigação por gotejamento, entre outros). Esse tipo de manejo vai ao encontro de indicações e res-

trições de uso e manejo do solo e recursos naturais para zonas de amortecimento de Parques Nacionais.

A ferramenta SIG foi fundamental para o estudo de uso e ocupação das terras do assentamento, em virtude de esclarecer diversas divergências de informações, além de mostrar a evolução dos usos e cobertura da terra na localidade. Conclui-se, a partir da análise dos dados obtidos pela ferramenta, que ocorreu no período de 2005 a 2015, no geral, a substituição da tipologia cana-de-açúcar pela de pasto degradado. O cultivo de cana, em 2005, apesar de ter impactado negativamente os solos, oferecia maior cobertura vegetal protetora a intempéries. A substituição da cana por pastagens intensificou o processo de erosão dos latossolos na área do assentamento, tanto que se ob-

serva em diversos lotes com esse tipo de solo a feição de pastos degradados.

As áreas onde se encontram os pastos degradados são predominantemente formadas por latossolos. Tais áreas podem estar sendo usadas para pastoreio, o que não é recomendado em função da fragilidade à erosão e compactação desse tipo de solo. Recomenda-se que haja uma orientação aos assentados para o melhor manejo desse tipo de solo, desaconselhando o pastoreio e aconselhando o uso das áreas para lavouras permanentes e sistemas agroflorestais com uso de espécies endêmicas. Também devem ser traçadas estratégias para a interrupção dos processos erosivos e sua mitigação.

Acredita-se que a consolidação do assentamento, em outubro de 2014, a definição permanente dos lotes e o futuro acesso ao crédito pelos assentados pode mudar a realidade do uso e cobertura da terra da área. No entanto, atualmente o quadro é de vulnerabilidade ambiental dos assentados devido: aos tipos e às características dos solos da área; ao uso e cobertura histórica da terra do assentamento; à falta de investimentos na conservação e manejo sustentável dos solos; ao não acesso ao crédito; e à ausência de alternativas para contornar o passivo ambiental do assentamento.

Conclui-se que os assentados são vulneráveis ambientalmente e que existem indicações de vulnerabilidade social e econômica que devem ser investigadas mais profundamente. Acrescenta-se ainda que a vulnerabilidade ambiental pode ocorrer em outras instâncias ainda desconhecidas. Por isso devem ser investigadas:

- a qualidade da água subterrânea e de superfície, a fim de averiguar sua possível contaminação;
- as características químicas e biológicas do solo, com o intuito de auxiliar na escolha de corretivos, técnicas de manejo e espécies a serem cultivadas;
- a abrangência, os estágios e as causas dos processos erosivos na área;
- as medidas para o manejo da cana-de-açúcar remanescentes e para o pasto degradado.

Tais informações podem subsidiar o manejo adequado da área e seus recursos pelos assentados e, também,

apontar a intensidade do processo de vulnerabilidade ambiental já reconhecido por meio deste trabalho.

Seria interessante também a elucidação dos limites cartográficos do assentamento e sua reserva legal, uma vez que existem três limites fornecidos pela instituição, oficializando de forma definitiva a área, seu traçado e sua abrangência, dando assim o primeiro passo para uma gestão adequada. Por outro lado, seria fundamental também a promulgação da zona de amortecimento do PARNA, pois essa influencia tanto na gestão do assentamento como na do PARNA.

Aceita a hipótese de que existe um processo de vulnerabilidade ambiental instalado no assentamento, devido a problemas de qualidade ambiental, ao passivo adquirido e à alocação dos assentados, vislumbra-se também um quadro de vulnerabilidade econômica e social desses indivíduos. A vulnerabilidade é algo subjetivo; cada indivíduo se julga vulnerável ou não a um elemento ou processo. Então, a investigação empírica da percepção do que é vulnerabilidade ambiental, social e econômica é necessária para a análise do caso. Ao mesmo tempo, é interessante conhecer qual a relação que os assentados fazem entre vulnerabilidade, pobreza e renda.

O estudo dessas questões subsidiará de forma mais robusta a análise da vulnerabilidade econômica e social, pois somente assim pode se verificar o desenvolvimento dessa comunidade com extensão de capacidades e desenvolvimento endógeno. Consideram-se nessas análises fatores como renda, formação e capacitação, acessibilidade a serviços públicos e infraestrutura, acesso a tecnologias, subsídios, financiamento e boas práticas e manejo de recursos naturais.

Por se localizar no entorno imediato do PARNA Jurubatiba, também é importante investigar a percepção que os assentados têm da UC, bem como a percepção dos membros do Conselho Consultivo do PARNA acerca do Assentamento de Reforma Agrária João Batista Soares. Assim, poder-se-á buscar a relação entre o assentamento e a UC, aprofundando a hipótese da existência de um possível conflito (com todo o campo de conhecimento associado à temática dos conflitos ambientais) e, caso confirmada tal hipótese, se esse conflito influencia no processo de vulnerabilidade tanto do assentamento quanto do PARNA.

REFERÊNCIAS

- ACSELRAD, H. Vulnerabilidade ambiental, processos e relações. In: ENCONTRO NACIONAL DE PRODUTORES E USUÁRIOS DE INFORMAÇÕES SOCIAIS, ECONÔMICAS E TERRITORIAIS, 2., *Anais...* Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <<http://www.nuredam.com.br/files/divulgacao/artigos/Vulnerabilidade%20Ambientais%20Proce%20ssos%20Rela%E7%F5es%20Henri%20Acselrad.pdf>>. Acesso em: 8 fev. 2017.
- ANDRADE, J. M. F.; DINIZ, K. M. *Impactos ambientais da agroindústria da cana-de-açúcar: subsídios para a gestão*. 131 p. Monografia (Especialização em Gerenciamento Ambiental) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, Universidade de São Paulo, 2007.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA n.º 428, de 17 de dezembro de 2010. Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental, sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação (UC). *Diário Oficial da União*, 17 dez. 2010a.
- _____. Decreto s.n.º, de 20 de abril de 2004. Declara de interesse social, para fins de reforma agrária, os imóveis rurais que menciona, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 20 abr. 2004. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2004/Dnn/Dnn10159.htm>. Acesso em: 8 fev. 2017.
- _____. Ministério do Desenvolvimento Social. *Plano Brasil sem Miséria*. 2014. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/cidadania-e-justica/2013/08/municipios-terao-ate-sexta-feira-16-para-cadastrar-propostas-de-seguranca-alimentar-e-nutricional/plano-brasil-sem-miseria.pdf>>. Acesso em: 7 ago. 2015.
- _____. Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome. *O perfil da extrema pobreza no Brasil com base nos dados preliminares do universo do Censo 2010*. 2011. Disponível em: <http://kairos.srv.br/maringa/perfil_extrema_pobreza.pdf>. Acesso em: 8 fev. 2017.
- _____. Ministério do Meio Ambiente. Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1.º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 18 jul. 2000.
- _____. Presidência da República. Decreto de 29 de abril de 1998. Cria o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, no Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 29 abr. 1998.
- _____. Presidência da República. Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 25 maio 2012.
- _____. Superior Tribunal de Justiça. *AgRg na Medida Cautelar n.º 12.675/RJ (2007/0074120-1)*. Relator: Ministro Luiz Fux. Agravante: Usina Carapebus. 2007. Disponível em: <<http://stj.jusbrasil.com.br/jurisprudencia/7081019/agravo-regimental-na-medida-cautelar-agrg-na-mc-12675-rj-2007-0074120-1/voto-12825867>>. Acesso em: 15 maio 2015.
- CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. *Agroecologia e extensão rural: contribuições para a promoção do desenvolvimento rural sustentável*. Porto Alegre, 2004. Disponível em: <http://www.emater.tche.br/site/arquivos_pdf/teses/agroecologia%20e%20extensao%20rural%20contribuicoes%20para%20a%20promocao%20de%20desenvolvimento%20rural%20sustentavel.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2015.
- CHAMBERS, R. Editorial introduction: vulnerability, coping and policy. *IDS Bulletin*, v. 20, n. 2, p. 1-7, 1989.
- COMISSÃO ECONÔMICA PARA A AMÉRICA LATINA E O CARIBE – CEPAL. *Vulnerabilidad sociodemografica: viejos e nuevos riesgos para comunidades, hogares y personas*. Brasília: CEPAL, ECLAC, 2002.

CORREA, E. M. Qual a relação entre pobreza e meio ambiente? Evidências e reflexões desde uma perspectiva multidimensional do bem-estar humano. In: CONFERÊNCIA LATINO-AMERICANA E CARIBENHA SOBRE ABORDAGEM DAS CAPACITAÇÕES E DESENVOLVIMENTO HUMANO, 3., *Anais...* Porto Alegre, 2010.

COSBEY, A. *A Capabilities approach to trade and susantainable development: using Sem's conception of development to re-examine the debates*. New Jersey: Internacional Institute for Sustainable Development, 2004. Disponível em: <http://www.iisd.org/pdf/2004/trade_cap_app.pdf>. Acesso em: 24 maio 2015.

COSTA, A. M. *Pobreza e vulnerabilidade de agricultores familiares de Santo Cristo-RS: uma análise da seca a partir da abordagem das capacitações*. 152 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Rural) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

COSTA, M. L. O. A queima da palha da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo. *Migalhas*, São Paulo, 7 jun. 2013. Disponível em: <<http://www.migalhas.com.br/dePeso/16,MI180001,61044-A+queima+da+palha+da+canadeacucar+no+Estado+de+Sao+Paulo>>. Acesso em: 20 maio 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2006. 306 p.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FOLHA DE S.PAULO. Famílias ligadas à FETAG invadem 3 fazendas no RJ. *Folha de S.Paulo*, São Paulo, 6 abr. 2004. Disponível em: <www.folha.uol.com.br/fsp/brasil/fc0604200417.htm>. Acesso em: 21 abr. 2015.

FUNDO INTERNACIONAL DE DESENVOLVIMENTO AGRÍCOLA – FIDA. *Habilitando os pobres rurais a superar a pobreza no Brasil*. 2011. Disponível em: <<http://www.ruralpovertyportal.org>>. Acesso em: 21 abr. 2015.

GONÇALVES, C. U. Capelinha: Marco e marcas da luta pela terra no Rio de Janeiro. *Vértices*, v. 6, n. 2, maio/ago. 2004.

GOOGLE EARTH. *Cenas de satélite*. v. 7. 2014.

_____. *Cenas de satélite*. v. 7. 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *27182 se.tiff*. Rio de Janeiro. 2006. Ortofotomosaico. Escala: 1:25.000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Manual técnico de pedologia*. 2. ed. Rio de Janeiro, 2007.

_____. *Manual técnico de uso da terra*. 3. ed. Rio de Janeiro, 2013.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO. *Plano de Manejo do Parque Nacional da Restinga da Jurubatiba*. Brasília, 2008. Encarte 1, 2, 3, e 4.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E DE REFORMA AGRÁRIA – INCRA. *Levantamento detalhado-expedito em primeiro e segundo nível das classes de solos e avaliação das suas propriedades agrícolas do P.A Boa Sorte, Carapebus-RJ*. Rio de Janeiro, 2009.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E DE REFORMA AGRÁRIA – INCRA. *Plano de Desenvolvimento de Assentamento*. Projeto de Assentamento João Batista Soares – Carapebus, RJ. Rio de Janeiro, 2011.

LEITE, S. Impactos regionais da reforma agrária no Brasil: aspectos políticos, econômicos e sociais. In: LEITE, P. S. (org.). *Reforma agrária e desenvolvimento sustentável*. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, Núcleo de Estudos Agrários e Desenvolvimento, 2000. p. 37-54.

- MANCIO, D. *Percepção ambiental e construção do conhecimento de solos em assentamento de reforma agrária*. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 2008.
- MARTINS, P. R. Reforma agrária e a questão ambiental: por uma outra concepção. In: FRANCA, C. G.; SPAROVECK, G. (coords.). *Assentamentos em debate*. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário. Núcleo de Estudos Agrários e Desenvolvimento Rural, 2005. p. 184-198.
- MEDEIROS, L. S.; LEITE, L.; BENEDETTI, A. C.; SOUZA, I. C.; ALENTEJANO, P. R. R.. Luta por terra e assentamentos rurais no Estado do Rio de Janeiro. In: MEDEIROS, L. S, LEITE, S. *A formação dos assentamentos rurais no Brasil: processos sociais e políticas públicas*. Porto Alegre/Rio de Janeiro: UFRGS/CPDA, 1999. p. 117-160.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Relatório-síntese da avaliação ecossistêmica do milênio*: minuta final. 2005. Disponível em: <www.millenniumassessment.org/documents/document.446.aspx.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2015.
- MURUVI, W. *Assessing community conditions that facilitate implementation of participatory poverty reduction strategies*. 224 p. Thesis (Master of Science in Rural Planning & Development). Guelph, Ontário, University of Guelph, 2011.
- PREFEITURA DE CARAPEBUS. Asfalto na estrada para a Praia de Carapebus se torna realidade. Carapebus, s.d. Disponível em: <<http://carapebus.rj.gov.br/portal/asfalto-na-estrada-para-a-praia-de-carapebus-se-torna-realidade/>>. Acesso em: 19 maio 2015.
- ROSA, S. V.; COSTA, M. C. L. Banco de dados de vulnerabilidade socioambiental da região Metropolitana de Fortaleza-Ceará. In: DANTAS, E.; COSTA, C. L. (orgs.) *Vulnerabilidade socioambiental na região metropolitana de Fortaleza*. Fortaleza: UFC, 2009. p. 166-189.
- SANTOS, M. C. *Contribuição à gestão das lagoas costeiras: conhecimento tradicional, técnico e científico associado ao manejo dos recursos naturais da Lagoa de Carapebus, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – RJ*. 136p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Macaé, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, 2008.
- SCHERL, L. M.; WILSON, A.; WILD, R.; BLOCKHUS, J.; FRANKS, P.; MCNEELY, J.; MCSHANE, T. *As áreas protegidas podem contribuir para a redução da pobreza? Oportunidades e limitações*. Suíça: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2006. 60 p.
- SEN, A. K. *Desenvolvimento como liberdade*. São Paulo: Companhia das Letras, 2000.
- SHAFFER, P. New thinking on poverty: implications for globalisation and poverty reduction strategies. *DESA Working Paper*, New York, n. 65, 2008.
- SULLIVAN, C.; MEIGH, J. Application of the water poverty index at different scales: a cautionary tale. *Water International Resources Association*, v. 31, n. 3, p. 412-426, set. 2006.
- SULLIVAN, C. A.; FAURÈS, J. M.; SANTINI, G. *The Rural Water Livelihoods Index: Working Paper*. England: FAO Water, 2006.

BIOMONITORING OF SURFACE WATER TOXICITY RELATED TO URBAN AND INDUSTRIAL WASTEWATER RELEASE

BIOMONITORAMENTO DA TOXICIDADE DE ÁGUAS SUPERFICIAIS
RELACIONADA AO LANÇAMENTO DE EFLUENTES URBANO E INDUSTRIAL

André Favaro

Environmental Engineer by the Federal University of Triângulo Mineiro (UFTM) – Uberaba (MG), Brazil.

Daniele Trenas Granados

Environmental Engineer by the Federal University of Triângulo Mineiro (UFTM) – Uberaba (MG), Brazil.

Alex Garcez Utsumi

Master in Cartographic Sciences by the State University of São Paulo Júlio de Mesquita Filho (Unesp) – Presidente Prudente (SP). Professor at the Department of Environmental Engineering, Institute of Technology and Exact Sciences, Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM) – Uberaba (MG), Brazil.

Ana Carolina

Borella Marfil Anhé

PhD in Health Sciences by the Oswaldo Cruz Foundation (FIOCRUZ) – Belo Horizonte (MG). Professor at the Department of Environmental Engineering, Institute of Technology and Exact Sciences, UFTM – Uberaba (MG), Brazil.

Ana Paula Milla

dos Santos Senhuk

PhD in Sciences by the University of São Paulo (USP) – Ribeirão Preto (SP). Professor at the Department of Environmental Engineering, Institute of Technology and Exact Sciences, UFTM – Uberaba (MG), Brazil.

Corresponding address:

Ana Paula Milla dos Santos Senhuk – Universidade Federal do Triângulo Mineiro – Avenida Dr. Randolpho Borges Júnior, 1.250 – 38064-200 – Uberaba (MG), Brazil. E-mail: ana.santos@icte.uftm.edu.br; anapmilla@yahoo.com.br

ABSTRACT

Water toxicity was biomonitoried by *Tradescantia pallida*, relating the results to physicochemical and qualitative analysis. Two clusters were formed by hierarchical analysis of micronuclei percentage (MN), dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC) and turbidity. The first cluster corresponded to a stream that receives urban untreated sewage, where the highest MN (6.1%) corroborated the physicochemical results (1.90 mg.L⁻¹ DO, 575.0 μS.cm⁻¹ and 115.6 NTU). The other cluster includes sampling sites with pollutants from agriculture, livestock and industry. Some of them presented high MN even with acceptable values of physicochemical parameters, according to the Brazilian legislation. So for a better quality information on water pollution monitoring it is essential to recognize the variables that affect the biotic components, in a holistic approach of aquatic ecosystem. In this sense the bioassay with *T. pallida* becomes a useful tool that can be applied in many tropical and subtropical regions, because of its widely distribution.

Keywords: environmental health; water quality; bioindicator; Trad-MN; bioassay.

RESUMO

A toxicidade da água foi biomonitorada com *Tradescantia pallida*, relacionando os resultados com análises físico-químicas e qualitativa. Dois grupos foram formados por meio de análise hierárquica da porcentagem de micronúcleos (MN), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica e turbidez. O primeiro grupo corresponde a um córrego que recebe efluente urbano não tratado, onde a maior porcentagem de MN (6,1%) corroborou os resultados físico-químicos (1,90 mg.L⁻¹ de OD, 575,0 μS.cm⁻¹ e 115,6 UNT). O outro grupo inclui córregos que recebem poluentes da agricultura, pecuária e indústria. Alguns deles apresentaram alta porcentagem de MN mesmo com valores aceitáveis de parâmetros físico-químicos, de acordo com a legislação brasileira. Assim, para monitoramento da poluição da água é essencial reconhecer as variáveis que afetam os componentes bióticos, numa abordagem holística do ecossistema aquático. Neste sentido, o bioensaio com *T. pallida* torna-se uma ferramenta útil que pode ser aplicada em muitas regiões tropicais e subtropicais, devido à sua ampla distribuição geográfica.

Palavras-chave: saúde ambiental; qualidade da água; bioindicador; Trad-MN; bioensaio.

INTRODUCTION

Water quality issues are a major challenge that humanity is facing in this century, especially in developing countries, where it is urgent to improve sanitation and environmental conservation, in a current water shortages scenario (SCHWARZENBACH *et al.*, 2010; LOYOLA & BINI, 2015). Without adequate treatment of wastewater, the health of the water body receptor is impacted, changing the interactions between biotic and abiotic components of the aquatic ecosystem and also affecting other water users. The lack of proper sanitation is still a great problem of freshwater quality in Brazil. Over 70% of cities have no municipal basic sanitation policy and 62% of the urban population is covered with collecting sewage, with only 30% of sewage being treated (IBGE, 2010).

About 6,000 deaths per year could be prevented if all Brazilian regions had equal adequate sanitation (FUNASA, 2010). Constant urbanization and pressure leads to a significant increase in environmental preventable diseases, when there is no efficiency in water use practices, appropriate land use or pollution control. Consequently, there is an extra cost to the public coffers, especially with hospitalizations for health problems related to poor water quality (WHO, 2015).

The development of efficient methods for diagnosing environmental quality is an important advance in the search for solutions to social and environmental impacts caused by inadequate water management (BUSS; BAPTISTA; NESSIMIAN, 2003). It is observed the need for a more detailed diagnosis that considers interaction of management and planning instruments of water resources in sanitation (ANA, 2013). In this sense, biomonitoring has been proven effective in the integrated analysis of water quality, considering the biological system as a whole, in a complementary manner to the physicochemical parameters traditionally used.

Due to the increasing restriction of the use of laboratory animals, tests with bacteria, plants and cell cultures have been gaining prominence. Among these, plant

biomonitoring stands out for providing information on the bioavailability of contaminants and can be used to evaluate the effects of contaminants at low concentrations, such as heavy metals (MIELLI; SALDIVA; UMBUZEIRO, 2009). These bioindicators can also be used for determining contamination patterns in large areas and over time, with more representative results for the exposed population.

The genus *Tradescantia* belongs to the Commelinaceae family and comprises about 500 species, which are found mainly in subtropical and tropical areas (MIŠÍK *et al.*, 2011). *Tradescantia pallida* (Rose) D.R.Hunt is an ornamental herbaceous species, which has been used in outdoor air quality studies (SANTOS *et al.*, 2015), genotoxicity of sewage (THEWES; ENDRES JR.; DROSTEI, 2011) and exposure to ozone, naphthalene and X-rays (SUYAMA *et al.*, 2002; ALVES *et al.*, 2008; LIMA; SOUZA; DOMINGOS, 2009).

As well as others species of the same gender, *T. pallida* has also proven to be an efficient pollution bioindicator, for its easy propagation and high sensitivity to genotoxic agents. By its favorable genetic characteristics, it is possible to analyze the environmental toxicity by Trad-MN bioassay that assesses mutation in pollen grain mother cells (tetrads) (MA, 1981; RODRIGUES *et al.*, 1997).

As a complement of biomonitoring studies, the Rapid Assessment Protocols (RAP) of rivers provide environmental diagnosis in a wide view, and have been used by several researchers in order to facilitate the understanding of the holistic approach of aquatic ecosystems. These protocols are a useful environmental management tool to compare various areas of the same hydrographic basin, characterizing them in a qualitative way (CALLISTO *et al.*, 2002; MACHADO *et al.*, 2015).

In this context, this study aimed to evaluate the toxicity of a watershed polluted by urban and industrial wastewater, using *T. pallida* as a bioindicator and relating the results to physicochemical and qualitative analyses.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The study area is located at Uberaba city, Triângulo Mineiro, in Minas Gerais State, with more than

318,000 inhabitants, and about 96% of them living in urban areas (IBGE, 2015). The research was conducted

at the Conquistinha River watershed, which receives about 22% of untreated urban and industrial wastewaters. The main urban expansion area of Uberaba is

Data collection

We collected water samples in eight sites in Conquistinha river watershed, more precisely in the streams: Desbarrancado (A), Três Córregos (B), Sucuri (C and D) and Conquistinha river (E-H) (Figure 1). Data collection

located in this watershed. Conquistinha River is a direct tributary of the Grande River, and can be a source of water supply for human consumption in the future.

campaigns were made in April 2015, at the end of the rainy season.

The following water physicochemical parameters were analyzed for each sampling site: temperature,

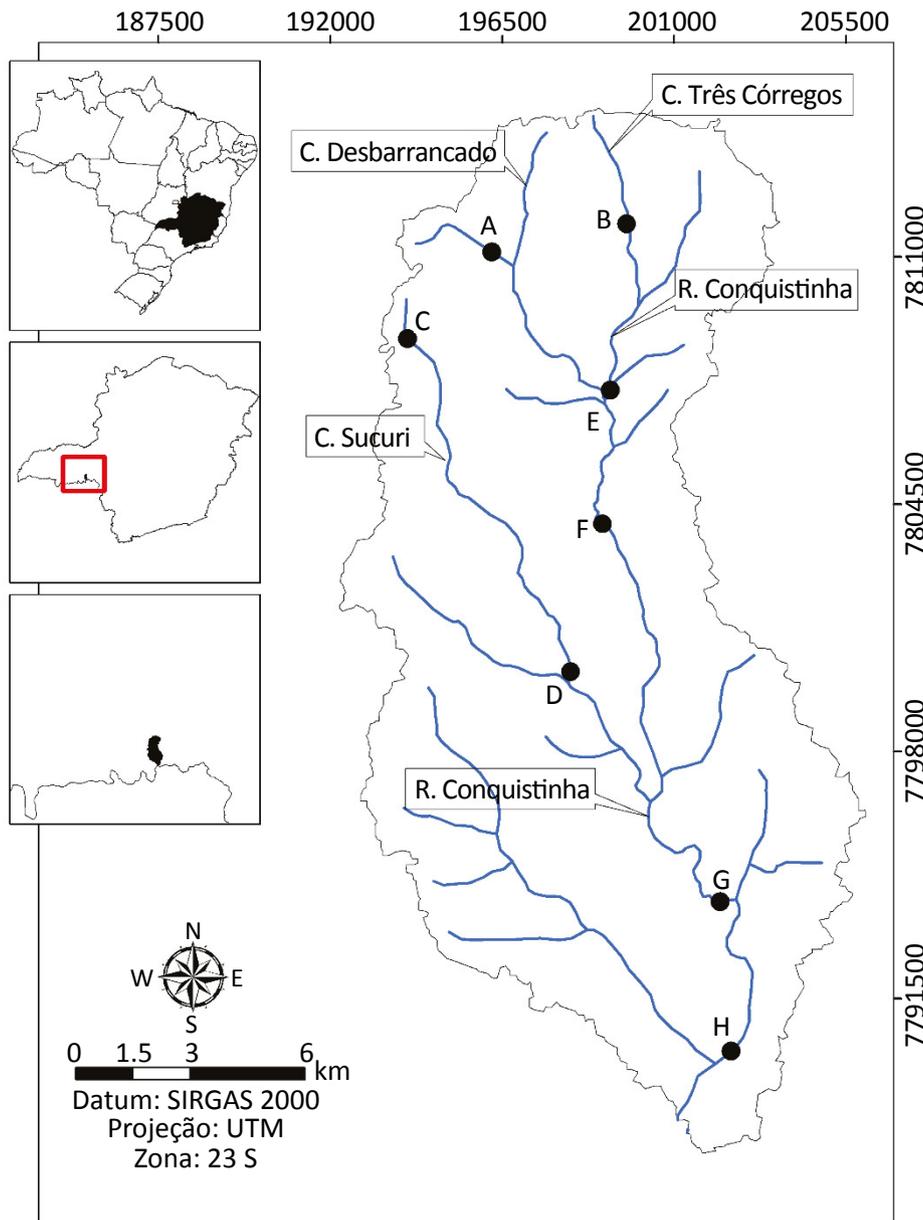


Figure 1 – Sampling sites at the Conquistinha River watershed, Uberaba, Minas Gerais, Brazil.

dissolved oxygen (DO), pH, electrical conductivity and turbidity. They were analyzed in field through Vernier sensors coupled to a LabQuest datalogger.

Flower stems of *T. pallida*, with approximately 10cm length, were placed in tap water for 24 hours for adaptation. Then, they were exposed for over six hours to the negative control (tap water), positive control (0.2% formaldehyde) and water samples from the eight sites at the Conquistinha River watershed. After exposure, the inflorescences were placed again in tap water for a period of 24 hours to recover, then fixed in a solution of acetic acid and ethanol (1:3) and stored in 70% ethanol.

Slides for micronuclei analysis were prepared as proposed by Ma (1981). The micronucleus count was con-

Statistical analysis

Micronuclei (MN) data were submitted to an analysis of variance (ANOVA), in order to determine differences between the sampling sites. When the level of significance was reached ($p < 0.05$), we applied the Tukey test for multiple comparisons. The results of the phys-

ducted through an optical microscope at 400x magnification in a random group of 300 tetrads. At least five slides per sample site were analyzed. The frequency of micronuclei was expressed in percentage.

The environmental assessment of the surroundings of each sample site was done by applying a RAP, modified from Calisto *et al.* (2002) (Chart 1). A score between 0 and 4 was attributed to each parameter, which corresponds to the environmental integrity. The analyzed stretches were classified according to the environmental quality by adding the scores of each parameter in four condition categories: good (31 to 40 pts), regular (21 to 30 pts) and poor (0 a 20 pts). The stretches were also evaluated for human activities on site by their presence or absence — observed during data collection — in a qualitative analysis.

icochemical parameters and biomonitoring were analyzed by the Pearson correlation coefficient.

A cluster analysis (CA) was also used in order to detect the similarity groups between the sampling sites, based on MN and physicochemical data. We calculated

Chart 1 – Rapid assessment protocol of habitat diversity in watershed stretches.

Parameters/ score	Good (4)	Regular (2)	Poor (0)
1. Occupation of the banks of the water body (main activity)	Natural vegetation	Pasture/ agriculture	Residential/Commercial/ Industrial
2. Erosion on the banks of the water body and siltation in its bed	Absent	Moderate	Severe
3. Anthropogenic changes	Absent	Changes from domestic sources (sewage, garbage)	Changes from industrial sources (factories, steel mills, channeling the river course...)
4. Full coverage in water bed	Partial	Total	Absent
5. Water odor	Absent	Sewage	Industrial/ oil
6. Water oily	Absent	Moderate	Abundant
7. Water transparency	Transparent	Blurred	Opaque or colored
8. Sediment odor	Absent	Sewage	Industrial/ oil
9. Sediment oily	Absent	Moderate	Abundant
10. Sediment types	Stone/ gravel	Mud/ sand	Cement/ canalized

hierarchical agglomerative CA on the normalized data set by means of the Ward's method, using squared Eu-

clidean distances as a measure of similarity. Results of CA were represented with a dendrogram.

RESULTS AND DISCUSSION

Results of the genotox test with *T. pallida* physicochemical and qualitative analyses are shown in Table 1, as well as the physicochemical and qualitative analyses. All sampling sites showed greater toxicity, by MN percentages, than the negative control ($1.1\% \pm 0.4$). In our results, MN ranged from 1.5 to 6.1%, similar to those found in samples collected in rivers of southern and southeastern Brazil (UMBUZEIRO *et al.*, 2007; COSTA *et al.*, 2014).

Trad-MN bioassays are more sensitive to environmental contaminants than other plant bioassays, as root tip cells and somatic stamen hair analysis, used in parallel experiments (MIŠÍK & MICIETA, 2002). Most studies were conducted with a hybrid between *T. hirsutiflora* and *T. subacaulis*, the clone 4430; but recently, several Brazilian research groups have been using *T. pallida* for environmental monitoring, obtaining satisfactory results (MIŠÍK *et al.*, 2011). This species is broadly distributed, more adapted to tropical climates and more resistant to diseases than the clone.

Differences in the percentage of MN indicate some spatial variation for water pollution at the watershed studied. Water collected in sampling site A presented the highest MN ($6.1\% \pm 1.0$). This value was more than the double of

any other sampling site and 25% higher than the positive control. The second highest MN ($5.1\% \pm 1.0$) was found in the last sampling site (H). Water samples from C, D and E had the lowest MN (2.1% on average).

The A sampling site had the highest electric conductivity ($575.0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) and turbidity (NTU 115.6), and the lowest DO concentration ($1.90 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). With the exception of that site, DO concentrations ranged from 6.2 to 8.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ with an average of $7.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Chart 1). Only B and E sites presented low values of electrical conductivity, with less than $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. On average, pH was 7.3 and temperature was 22.4°C .

Two clusters were formed by the hierarchical analysis of MN, DO, electrical conductivity and turbidity (Figure 2). The first one corresponds only to sampling site A. By calculating the Pearson coefficient, MN had a strong correlation with the DO concentration ($p < -0.79$) and moderate correlation with electrical conductivity and turbidity ($p = 0.57$ and $p = 0.63$, respectively).

The moderate correlation of Trad-MN bioassay results with electrical conductivity and turbidity indicates that this biomonitoring cannot exclude traditional analyses,

Table 1 – Environmental diagnosis of the Conquistinha River watershed, Uberaba, Minas Gerais, Brazil.

Sampling site	MN (%)	EC ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Turbidity (NTU)	DO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	pH	T ($^\circ\text{C}$)	RAP (score)
A	$6.1 \pm 1.0a$	575	115.60	1.90	7.20	21.60	Poor (18)
B	$4.1 \pm 0.9b$	36	22.40	6.22	7.56	25.28	Regular (28)
C	$2.3 \pm 0.3c$	226	17.50	7.95	7.10	21.50	Good (32)
D	$1.5 \pm 0.4c$	172	50.20	8.05	7.10	22.60	Good (32)
E	$2.5 \pm 0.7c$	30	20.20	7.80	7.80	27.70	Good (32)
F	$3.0 \pm 0.7bc$	250	32.90	6.86	7.30	20.20	Regular (24)
G	$2.8 \pm 0.6bc$	206	56.20	8.10	7.10	21.10	Good (38)
H	$5.1 \pm 1.0ab$	219	47.20	7.47	7.00	19.60	Poor (22)

MN: micronuclei frequencies \pm standard deviation; sifferent lowercase indicate significant differences by Tukey test ($p < 0.05$); EC: electrical conductivity; DO: dissolved oxygen; T: temperature; RAP: Rapid Assessment Protocol.

Source: modified from Callisto *et al.*, 2002.

but complement them. It is noteworthy that the Trad-MN bioassay indicates the toxicity of water, but should be used with caution, because of its low discriminatory power, requiring further analysis to infer the source of pollution. Nevertheless, positive MN results are important in genotoxic risk assessments, indicating the need for further testing with some more relevant species bioindicator (MIELLI; SALDIVA; UMBUZEIRO, 2009).

The percentage of MN found in sampling site A was similar to Cristais River (6.2%), downstream of a textile industry, at southeastern Brazil (UMBUEIRO *et al.*, 2007). This site is located at Desbarrancado Stream, one of the first tributaries of Conquistinha River, with the nascent and most of its length within the urban perimeter, polluted especially by urban untreated sewage. The A site could be viewed separately in one of the clusters of Figure 2, since the poor water quality inferred by biomonitoring results corroborated the physicochemical parameters analyzed.

The A site does not fit into any of the four freshwater ratings established by CONAMA Resolution n° 357/2005 (CONAMA, 2005), according to DO concentration and turbidity results. Values above the threshold of electrical conductivity ($100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) were observed in most of the sampling sites, especially in site A (CETESB, 2014). High electrical conductivity of the water may be explained

by diffuse pollution with the flow of sediments and rural effluents, which is intensified in the absence of riparian vegetation, as evidenced in the watershed studied.

The other cluster of Figure 2 includes sampling sites that receive pollutants from agriculture, livestock and industrial effluents. Water samples collected in some of these sites, as B and H, caused high toxicity to *T. pallida*, even with acceptable physicochemical conditions according to the current Brazilian legislation. The B site presented micronuclei about 40% higher than the E site, also considered no impacted, probably due to its location close to the urban area and a few meters from an agricultural substrate factory. The highest percentage of micronuclei observed in H site may be related to contamination by industrial effluent, since this site is located in one of the industrial districts of the city, 1.5 km from of the Conquistinha River mouth, in Grande River, an important source of water supply.

After about 3 km from the confluence with the Desbarrancado stream (A site), the Conquistinha River is considered impacted, with an increase of up to 700% of the electrical conductivity (CETESB, 2014). However, regarding to turbidity and DO concentration, all sites fit between freshwater classes I and II, which can be intended for human consumption supply after conventional treatment (CONAMA, 2005).

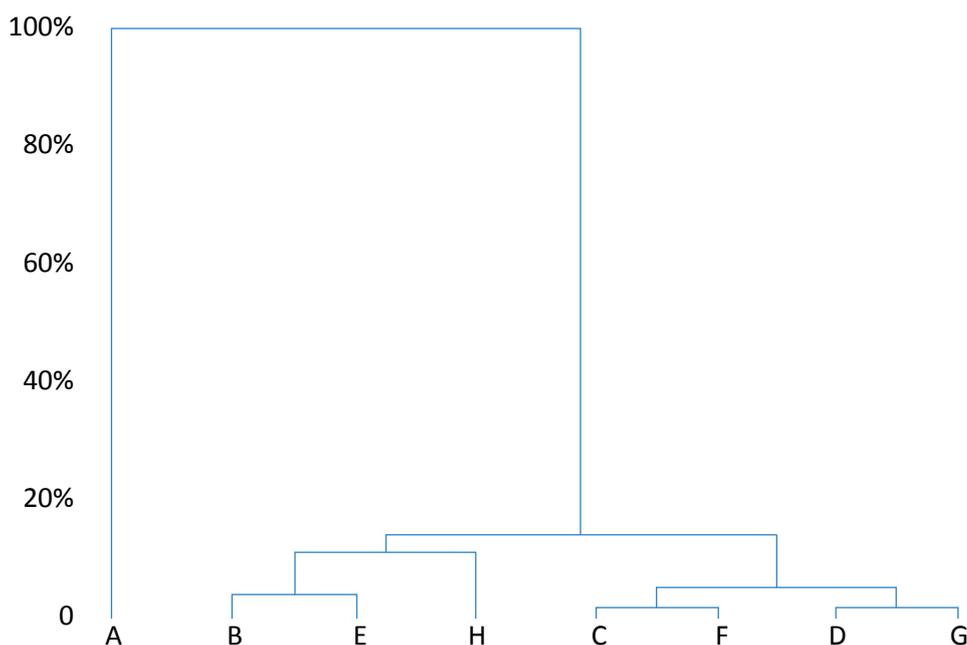


Figure 2 – Dendrogram showing clustering of sampling sites according to water quality characteristics.

According to the environmental assessment given by the application of the RAP in three tributaries of Conquistinha River, the A site was severely impacted (18 pts), the B site was moderately changed (28 pts) and C and D sites were in better conservation condition (32 pts). The four sampling stretches at Conquistinha River (E-H) ranged from regular to good environmental conditions (22 to 32 pts).

In general, almost 70% of the evaluated stretches had margins with high degree of deforestation, soil erosion process and siltation of the stream bed, with the use of land surrounding mainly for sugarcane cultivation (44%) and pasture (33%). Domestic sewage release was observed in sampling site A, and industrial sewage, probably in the last sampling site (H). Bad sewage smell was also evident in A, E and H sites.

Besides the lack of sanitation evident in the watershed studied, the high degree of deforestation in the analyzed stretches compromises the future availability of water resources. Currently, there are extremely few water resources in good conditions of conservation outside protected areas, even with the obligation to preserve the riparian vegetation in Permanent Preservation Areas tracks (PPAs).

Deforestation has been demonstrated to cause several changes in environment biodiversity, and influence litter accumulation in the remnant patches (MACHADO *et al.*, 2015). Among various impacts of deforestation, there is the reduction of water infiltration into the soil and supply aquifers, increasing runoff and soil loss. Thus, the conservation of watersheds riparian vegetation offers more and better water quality.

CONCLUSIONS

Before the occurrence of extreme events of prolonged droughts in a current context of climate changes, agriculture and urban expansion, coupled with the absence of conservation measures, greatly increase the vulnerability of aquatic ecosystems. River basins can have their hydrological behavior altered, which leads to the urgent need to improve the water infrastructure in Brazil, facing the actual water shortage.

Genotox test with *T. pallida* was sensitive to the complex mixture of water pollutants in the watershed studied, since the percentage of MN found in the sampling sites

were, on average, 2.2 times higher than the negative control. It was also possible to detect spatial variation in water pollution, even with acceptable values of physicochemical parameters, according to the Brazilian legislation.

So for better quality information on water pollution monitoring, it is essential to recognize the variables that affect the biotic components, in a holistic approach of the aquatic ecosystem. In this sense the bioassay with *T. pallida* becomes a useful tool, which may be applied in many tropical and subtropical regions, due to its widely distribution.

ACKNOWLEDGEMENTS

The two first authors received grants from Minas Gerais State Foundation-FAPEMIG.

REFERENCES

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. *Report of water resources brings balance of the situation and the management of freshwater in Brazil*. Brasília: ANA, 2013. Disponível at: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?id_noticia=12365>. Acesso em: 12 dez. 2015.
- ALVES, E. S.; SOUZA, S. R.; PEDROSO, A. N.; DOMINGOS, M. Potential of the Trad-MCN assay applied with inflorescences of *Tradescantia pallida* “Purpurea” for evaluating air contamination by naphthalene. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 71, p. 717-721, 2008.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Conceptual basis for the application of biomonitoring on stream water quality programs. *Reports in Public Health*, v. 19, n. 2, p. 465-473, 2003.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. *Surface water quality report of São Paulo state*. São Paulo: CETESB, 2014. Disponível at: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/Ap%C3%AAndice-D-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade.pdf>>. Acesso em: 12 dez. 2015.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. *Resolution n.º 357/2005*. Brasília: Ministry of Environment, 2005. p. 58-63.

COSTA, G. M.; CASSANEGO, M. B. B.; PETRY, C. T.; BENVENUTI, T.; RUBIO, M. A. K.; RODRIGUES, M. A. S.; DROSTE, A. Chemical and genotoxic potential monitoring for diagnosis of water bodies quality. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 32, p. 65-74, 2014.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. *Impacts on health and the SUS due to diseases related to inadequate environmental sanitation*. Brasília: Health Ministry/FUNASA, 2010. 248p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Cities*. 2015. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=317010>>. Acesso em: 12 Dec. 2015.

_____. *National survey on basic sanitation*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

LIMA, E. S.; SOUZA, S. R.; DOMINGOS, M. Sensitivity of *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. “Purpurea” Boom to genotoxicity induced by ozone. *Mutation Research*, v. 675, p. 41-45, 2009.

LOYOLA, R.; BINI, L. M. Water shortage: a glimpse into the future. *Natureza & Conservação*, v. 13, p. 1-2, 2015.

MA, T. H. *Tradescantia* micronucleus bioassay and pollen tube chromatic aberration test for in situ monitoring and mutagens screening. *Environmental Health Perspectives*, v. 37, p. 85-90, 1981.

MACHADO, C. S.; ALVES, R. I.; FREGONESI, B. M.; BEDA, C. F.; SUZUKI, M. N.; TREVILATO, R. B.; NADAL, M.; DOMINGO, J. L.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Integrating three tools for the environmental assessment of the Pardo River, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, p. 569, 2015.

MIELLI, A. C.; SALDIVA, P. H. N.; UMBUZEIRO, G. A. Comparação entre as Respostas do Clone 4430 e *Tradescantia pallida* no Teste de Micronúcleos (Trad-MN). *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 4, n. 1-3, p. 49-54, 2009.

MIŠÍK, M.; MA, T. H.; NERSESYAN, A.; MONARCA, S.; KIM, J. K.; KNASMUELLER, S. Micronucleus assays with *Tradescantia* pollen tetrads: an update. *Mutagenesis*, v. 26, n. 1, p. 215-221, 2011.

MIŠÍK, M.; MICIETA, K. *Tradescantia* micronucleus and Vicia chromosome anaphase assays in monitoring of genotoxicity of urban soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 141, p. 181-187, 2002.

RODRIGUES, G. S.; MA, T.-H.; PIMENTEL, D.; WEINSTEIN, L. H.; ICHIKAWA, S. *Tradescantia* bioassays as monitoring systems for environmental mutagenesis: a review. *Critical Reviews in Plant Sciences*, v. 16, n. 4, p. 325-359, 1997.

SANTOS, A. P. M.; SEGURA-MUÑOZ, S. I.; NADAL, N.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L.; MARTINEZ, C. A.; MAGOSSO TAKAYANAGUI, A. M. Traffic-related air pollution biomonitoring with *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. cv. purpurea Boom in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, n. 2, 2015.

SCHWARZENBACH, R. P.; EGLI, T.; HOFSTETTER, T. B.; GUNTEN, U. V.; WEHRLI, B. Global Water Pollution and Human Health. *Annual Review Environmental Resources*, v. 35, p. 109-136, 2010.

SUYAMA, F.; GUIMARÃES, E. T.; LOBO, D.--J.A.; RODRIGUES, G. S.; DOMINGOS, M.; ALVES, E. S.; CARVALHO, H. A.; SALDIVA, P. H. N. Pollen mother cells of *Tradescantia* clone 4430 and *Tradescantia pallida* var. *purpurea* are equally sensitive to the clastogenic effects of X-rays. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, v. 35, p. 127-129, 2002.

THEWES, M. R.; ENDRES JR., D.; DROSTEI, A. Genotoxicity biomonitoring of sewage in two municipal wastewater treatment plants using the *Tradescantia pallida* var. *purpurea* bioassay. *Genetics and Molecular Biology*, v. 34, n. 4, p. 689-693, 2011.

UMBUZEIRO, G. A.; COIMBRÃO, C. A.; KUMMROW, F.; LOBO, D. J. A.; SALDIVA, P. H. N. Mutagenic activity assessment of Cristais River, São Paulo, Brazil, using the blue rayon/Salmonella microsome and the *Tradescantia pallida* micronuclei assays. *Journal of Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 2, p. 163-171, 2007.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. *Water Sanitation Health*. 2015. Disponível em: < http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases-risks/diseases/en/>. Acesso em: 12 dez. 2015.

LARVAL SUSCEPTIBILITY OF *Aedes aegypti* (L.) (DIPTERA: CULICIDAE) TO EXTRACTS OF *Ilex paraguariensis* AND *Ilex theezans*

SUSCETIBILIDADE LARVAL DE *Aedes aegypti* (L.) (DIPTERA: CULICIDAE) AOS EXTRATOS DE *Ilex paraguariensis* E *Ilex theezans*

Ana Carla Knakiewicz

Biological Science Student, Community University of Chapecó Region (Unochapeco) – Chapecó (SC), Brazil.

Junir Antonio Lutinski

Ph.D. in Animal Biodiversity. Professor of the Graduate Program in Health Science, Community University of Chapecó Region (Unochapeco) – Chapecó (SC), Brazil.

Carin Guarda

Graduation in Biological Science, Master degree student in Health Science, Community University of Chapecó Region (Unochapeco) – Chapecó (SC), Brazil.

Ariane Paris

Biological Science Student, Community University of Chapecó Region (Unochapeco) – Chapecó (SC), Brazil.

Alencar Belotti

Agronomist, Community University of Chapecó Region (Unochapeco) – Chapecó (SC), Brazil.

Maria Assunta Busato

Ph.D. in Biology. Professor of the Graduate Program in Health Science, Community University of Chapecó Region (Unochapeco) – Chapecó (SC), Brazil.

Walter Antonio Roman Junior

Ph.D. in Pharmaceutical Sciences. Professor of the Graduate Program in Health Science, Community University of Chapecó Region (Unochapeco) – Chapecó (SC), Brazil.

Daniel Albeny Simões

Ph.D. in Entomology. Professor of the Graduate Program in Environmental Sciences, Community University of Chapecó Region (Unochapeco) – Chapecó (SC), Brazil.

Corresponding address:

Junir Antonio Lutinski – Rua Beija-Flor, 254 E, Efapi, 89809-760 – Chapecó (SC), Brasil – E-mail: junir@unochapeco.edu.br

ABSTRACT

Aedes aegypti is the main vector of dengue, Chikungunya and Zika virus worldwide. The strategies for the population control involve the use of synthetic insecticides, which may cause toxicity problems and environmental contamination. This study evaluated the larvicide effect of hydroalcoholic extracts of leaves and fruits *Ilex paraguariensis* and *Ilex theezans* on *A. aegypti*. The bioassays were conducted under controlled conditions. Fresh and dry fruits of *I. paraguariensis* showed the higher larvicidal activity on *A. aegypti* than the leaves of the same species. Mosquito larvae showed increased susceptibility from dried leaf extracts, fresh fruit and leaf of *I. theezans*. It was also observed a variation in larval mortality during periods of exposure. The larvicide efficiency of *I. theezans* extracts on *A. aegypti* are promising results and widen the possibility for further studies of the use of extracts of this plant.

Keywords: vector control; dengue; yerba mate; larvicide; natural products.

RESUMO

Aedes aegypti é o principal vetor da dengue, febre Chikungunya e Zika vírus em escala global. As estratégias para controle populacional deste vetor recorrem à utilização de inseticidas sintéticos, que podem acarretar problemas de intoxicação e contaminação ambiental. Este estudo avaliou o efeito larvicida de extratos hidroalcoólicos de folhas e frutos de *Ilex paraguariensis* e de *Ilex theezans* sobre *A. aegypti*. Os bioensaios foram conduzidos sob condições controladas. Os frutos *in natura* e secos de *I. paraguariensis* demonstraram maior atividade larvicida sobre *A. aegypti* em relação às folhas da mesma espécie. As larvas do mosquito demonstraram maior susceptibilidade frente aos extratos de folhas secas, *in natura* e frutos verdes de *I. theezans*. Também foi observada variação na mortalidade larval nos períodos de exposição. A eficiência larvicida dos extratos de *I. theezans* são resultados promissores e abrem a possibilidade para estudos subsequentes do uso de extratos desta planta.

Palavras-chave: controle vetorial; dengue; erva-mate; larvicida; produtos naturais.

INTRODUCTION

The epidemiological situation of dengue, Chikungunya fever and Zika virus in Brazil has been increasingly complex as its main vector. The mosquito *Aedes aegypti* (Linnaeus 1762) is spread by almost all the national territory, where epidemics have been recurrent (BARRETO & TEIXEIRA, 2008). The *A. aegypti* is one of more than 500 species of the *Aedes* genus (Diptera: Culicidae), considered as the main vector of these viruses and also of urban Yellow Fever. It uses water tanks to lay its eggs and consequently develop their larvae. An important evolutionary feature that allowed the conquest of a large proportion of the globe is that its eggs are resistant to desiccation, remaining viable in the absence of water for more than one year (TAUIL, 2002; POWELL & TABACHNICK, 2013). When it is in contact with water, the larvae emerges, going through four stages (L1, L2, L3 and L4) and subsequently originating the pupae and, soon after, adult mosquitoes (NEVES, 2011).

Among the strategies for population control of this vector, there is also the use of synthetic insecticides, such as Pyrethroids Deltamethrin and the Carbamate Bendiocarb (GUARDA *et al.*, 2016). The use of these insecticides may cause toxicity problems and environmental contamination, leading to risks to local biodiversity and human health. Synthetic insecticides have low selectivity and can select genes that cause resistance in populations of *Aedes* (CALDAS, 2000; SANTIAGO *et al.*, 2005). The vector management with the use of natural products is less intrusive than using the conventional insecticides (synthetic), having a more rapid degradation, resulting in lower occupational exposure and less environmental pollution (VALLADARES; DEFAGO; PALACIOS, 1997; BARRETO, 2005).

Studies have shown the effectiveness of natural products for the control of embryonic development, larval, pupa and adult emergence of *A. aegypti* (BRUNHEROT-

TO & VENDRAMIM, 2001; ROSSI *et al.*, 2007; BUSATO *et al.*, 2015). A perspective arises from the study of Busato *et al.* (2015) successfully testing the larvicide efficiency to the ethanol extracts of leaves of *Ilex paraguariensis* A. St.-Hill (Aquifoliaceae) on *A. aegypti*.

The species *I. paraguariensis* is from South America, popularly known as yerba mate or congonha, being grown and consumed as tea or mate in Argentina, Brazil, Paraguay, and Uruguay. After processing, its leaves and branches make the drinks appreciated by the population of these countries (SOUZA, 2009; LORENZI & MATOS, 2002). In the botanical description of Kricun (1983) and Giberti (1995), it is an evergreen tree, with height about 3 to 5 m (in growing forests) and up to 12 m high and 70 cm in diameter, in a native forest environment. Besides its cultural and gastronomic aspects, the great commercial interest in *I. paraguariensis* is due to the presence of caffeine and theobromine, recognized for exercising stimulating effects on cardio-circulatory systems as coffee, cocoa and guarana (CASTALDELLI *et al.*, 2011). The plant also has vitamins, amino acids and triterpene saponins of nutritional and medicinal interest in its chemical constitution (RATES, 2004; PIOVEZAN-BORGES *et al.*, 2016).

The *Ilex theezans* Mart species Ex Reissek (Aquifoliaceae) is popularly known as Cauna and little used commercially, but common in vegetation types in the South of Brazil. It is an evergreen tree, early secondary or late secondary species. Its height reaches up to 20 m, has a diameter of 70 cm and the chemical properties of the extracts of this plant are still poorly known.

In this context, this study aimed to evaluate the larvicidal effect of hydroalcoholic extracts of leaves and greens and dried fruit of *I. paraguariensis*, native and cultivated and *I. theezans* on *A. aegypti*.

MATERIAL AND METHODS

Plant material

The leaves and fruits collection of *I. paraguariensis*, native and cultivated and *I. theezans* were held in Marechal Bormann district (27°, 19'05"S, 52°, 65'11"W),

Chapecó (SC), on December 2015. The collected plant material was identified by the curator of the Herbarium of the Universidade Comunitária da Região de Chapecó.

These materials were transferred to the Pharmacognosy Laboratory, reduced to small fragments, and submitted to drying at room temperature, protected from direct light and moisture. Subse-

Extracts production

For the preparation of extracts by turbolysis (5 days), fresh and dried leaves and fruits, were follow protocol used as recommended by the Brazilian Pharmacopoeia (FB 5, 2010). There were 12 extracts prepared: fresh and dry leaves, as well as the fruits of *I. paraguariensis* (na-

Experimental procedure

The collection of eggs of *A. aegypti* was conducted from November 2015 to April 2016. There were 15 egg-traps characterized as plastic containers of black color, with a capacity of 500 mL, with 200 mL of water into each trap and monitored every 7 days. For laying the eggs and for the collection of the field, a white crop seed germination paper cut into strips of 29.7 x 10 cm was used (GOMES; SCIARICO; EIRAS, 2006). The cut was placed around the inside of the trap so that approximately four centimeters were submerged in the solution. The egg traps were distributed at different points of the city of Chapecó, in establishments previously known by the

Experimental design

The experimental microcosms were in transparent plastic cups with 300 mL capacity. Each microcosm had a volume of 80 mL of vegetable extracts concentrations ranging from 500 to 2,000 Experimental g/mL and 20 active *A. aegypti* larvae of the second stage. The control microcosms received only 80 mL of untreated water and 20 mosquito larvae. Each treatment

Statistical analysis

The data evaluation was performed by the analysis of variance (ANOVA, one-way) on the number of living larvae, where the means were grouped by the Duncan test at 5% probability of error. The efficiency of the treatments tested was calculated by Abbott equation

quently, the dried plants were ground in a knife mill (Ciemlab®, CE430) selected in a filter of 425 µm (35 Tyler/Mesh), identified and stored away from the light.

tive and cultivated); leaves (fresh and dried) and fruit of *I. theezans*. After their filtration through Büchner funnel, the extracts were concentrated by rotary evaporation under reduced pressure, lyophilized, weighed and stored in a freezer at -20°C for further assays.

mosquito infestation, according to data from the Programa Municipal de Controle da Dengue (city program for dengue control).

The papers with the eggs were placed in white plastic trays 20 x 30 cm containing 2 L of water without treatment to obtain the larvae. The larvae were fed with fish feed (Holiday®) and remained in the trays until the L2 stage with a period of three days. The bioassays were carried out in laboratory conditions (Ecological Entomology Laboratory - LABENT-Eco of the Community University of Chapecó Region), with a temperature of 28 ± 3°C and a photoperiod of 12 hours.

was repeated three times and all larvae used in the experiment were fed with fish feed – only at the beginning of the test. Larval susceptibility was evaluated at intervals of 24, 48 and 72 h after exposure to the solutions. The living larvae were counted in each period. After the experiment ends, the remaining larvae were sacrificed in boiling water and discarded.

(1925), used to compare the treatments with respect to control and defined by the formula %Efficiency = $(T-t)*100/T$, where “T” represents the average number of living larvae in Control, and “t” is the average of surviving larvae in each treatment.

RESULTS

Larval susceptibility to *A. aegypti* was significantly affected by the treatment variable, by the time variable

and also by the interaction between treatment and time (Table 1).

The extracts of dried leaves of *I. theezans* at a concentration of 750 µg/mL showed the highest larvicide efficiency from the first 24 hours. There was an efficient success in extracts of fresh leaves and fruits (1,000 µg/mL) and dried fruits (2,000 µg/mL)

of *I. theezans*. The native dried fruit extract of *I. paraguariensis* also showed greater than 50% activity in concentration of 1,000 µg/mL. All extracts of *I. paraguariensis* matched to the control ($p < 0.01$) (Table 2).

Table 1 – Variance analysis of the number of *Aedes aegypti* living larvae exposed to treatments with hydroalcoholic extracts of *I. paraguariensis* and of *I. theezans* under laboratory conditions (temperature 28°C and 12 hours photoperiod).

Variation cause	Degrees of freedom	Average square	Probability
Treatment	28	0.82	$p < 0.01$
Hours	3	3.93	$p < 0.01$
Treatments x hours	84	0.26	$p < 0.01$
Residue	232	0.04	
Total	347		

Coefficient of variation = 6.8%

Table 2 – Treatments, average of *A. aegypti* alive after 72 hours of exposure to treatment with hydroalcoholic extracts of *I. paraguariensis* of *I. theezans* followed by standard error and efficiency percentage in laboratory conditions (temperature 28°C and 12 hours' photoperiod). Means followed by capital letters differ by Duncan test ($p < 0.01$).

Treatments	Alive larvae	% Efficiency (72 h)
Control	20 ± 0 A	0%
<i>I. paraguariensis</i> fresh native fruits 750 µg/mL	20 ± 0 A	0%
<i>I. paraguariensis</i> fresh native leaves 1,000 µg/mL	20 ± 0 A	0%
<i>I. paraguariensis</i> fresh cultivated leaves 1,000 µg/mL	20 ± 0 A	0%
<i>I. paraguariensis</i> fresh cultivated fruits 1,000 µg/mL	20 ± 0 A	0%
<i>I. paraguariensis</i> fresh native leaves 2,000 µg/mL	20 ± 0 A	0%
<i>I. paraguariensis</i> dry native leaves 1,000 µg/mL	20 ± 0 A	0%
<i>I. paraguariensis</i> dry native leaves 2,000 µg/mL	20 ± 0 A	0%
<i>I. paraguariensis</i> dry cultivated leaves 2,000 µg/mL	20 ± 0 A	0%
<i>I. paraguariensis</i> dry cultivated leaves 1,000 µg/mL	19.66 ± 0.08 A	1.7%
<i>I. paraguariensis</i> dry native fruits 1,000 µg/mL	19.33 ± 0.77 A	3.35%
<i>I. paraguariensis</i> fresh cultivated fruits 2,000 µg/mL	18.66 ± 0.11 A	6.7%
<i>I. paraguariensis</i> fresh cultivated leaves 2,000 µg/mL	18.66 ± 0.23 A	6.7%
<i>I. paraguariensis</i> dry cultivated fruits 750 µg/mL	16.03 ± 0.65 AB	19.85%
<i>I. paraguariensis</i> fresh native fruits 1,000 µg/mL	14.93 ± 0.57 AB	25.35%
<i>I. paraguariensis</i> dry native fruits 2,000 µg/mL	13.93 ± 0.98 AB	30.35%
<i>I. theezans</i> fresh leaves 750 µg/mL	13.85 ± 0.69 AB	30.75%
<i>I. paraguariensis</i> fresh native fruits 2,000 µg/mL	12.82 ± 0.84 AB	35.9%
<i>I. paraguariensis</i> dry cultivated fruits 1,000 µg/mL	9.76 ± 1.37 AB	51.2%
<i>I. theezans</i> dry fruits 1,000 µg/mL	8.78 ± 1.41 B	56.1%
<i>I. theezans</i> fresh fruits 2,000 µg/mL	8.58 ± 1.43 BC	57.1%
<i>I. theezans</i> fresh leaves 1,000 µg/mL	6.23 ± 2.03 CD	68.85%
<i>I. theezans</i> fresh fruits 1,000 µg/mL	5.64 ± 1.74 CD	71.8%
<i>I. theezans</i> dry leaves 750 µg/mL	1.88 ± 2.36 E	90.6%

The most effective larvicidal effect of the extracts was observed after 24 hours of exposure. Although it was observed activity in the period between 0 and 24 hours for the fresh leaf extract of

I. theezans (1,000 µg/mL), the stronger activity of the other was observed in the period between 24 and 48 hours and less intense between 48 and 72 hours (Figure 1).

DISCUSSION

The results showed that the hydroalcoholic extracts of leaves and fruits, both fresh or dry of *I. theezans* showed larvicidal activity at all concentrations tested, and concentrations above 750 µg/mL were the most efficient. The extract of dried leaves of *I. theezans* at a concentration of 750 µg/mL was the most efficient (Table 2). In 72 hours, it showed the efficiency of 90.6%. The fresh fruits extract of this species presented 71.8% efficiency. The highest activity was observed in the period between 24 and 48 hours of exposure (Figure 1).

Ilex theezans is an early successional species, considered one of the most frequent in Mixed Rain Forest and according to Viani and Vieira (2007) it usually coexists with *I. paraguariensis*. The *I. theezans* leaves are mixed in the mate to increase the bitterness, having a higher concentration of saponins. The main biological

activities of saponins are related to their active tense, complexing, haemolytic and toxic properties (MAHATO; SARKAR; PODDAR, 1988). The fact that *I. theezans* had larvicide effectiveness against *A. aegypti* may be related to the presence of a higher concentration of saponins usually used to differentiate species of *Ilex*. However, they would require additional studies on their composition.

It was noticed that the extracts of *I. theezans* showed the highest efficiency between 24 and 48 hours. After this period, the activity was still observed, although with a reduction in the effect of the extracts on *A. aegypti* larvae. For Garcia (2014), a product is commercially efficient and recommended if it shows lethality inferior to 80%, so that there is a selection of genes causing resistance. One of the treatments reached the parameter of the extract of dried leaves of *I. theezans* (750 µg/mL).

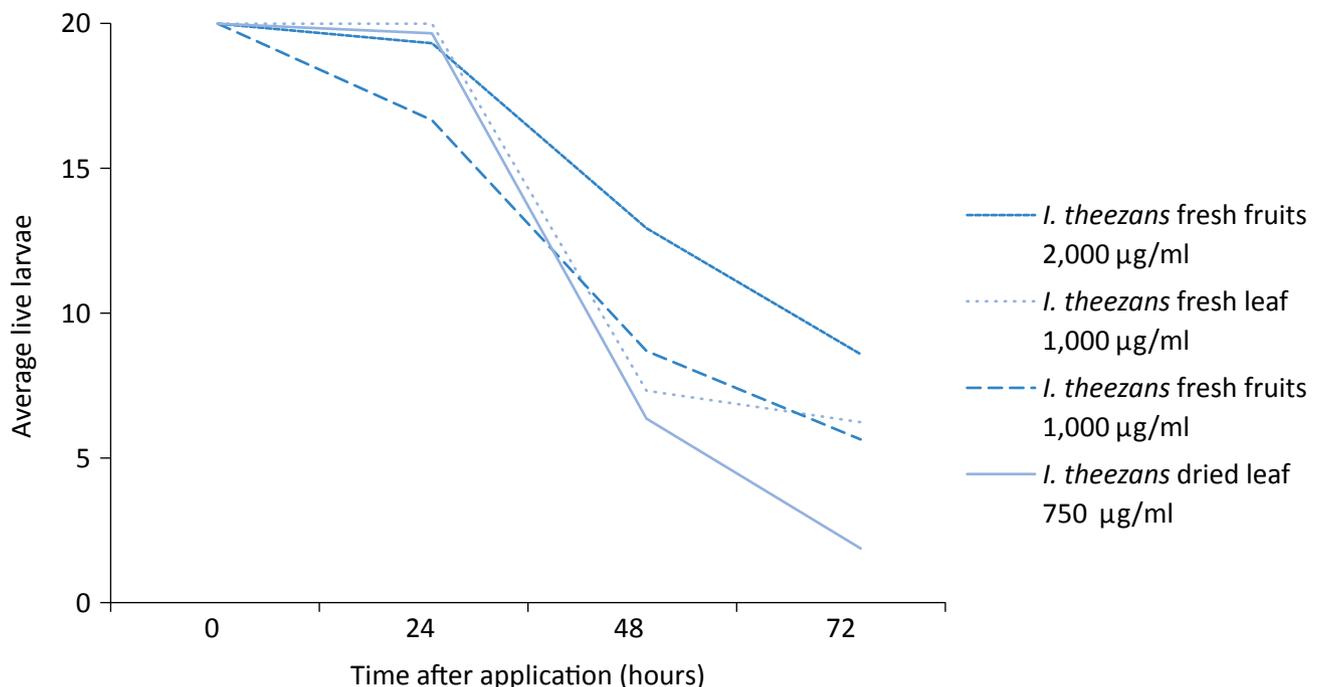


Figure 1 – Survival of *A. aegypti* larvae exposed to different concentrations of *I. theezans* extracts, evaluated every 24 hours under laboratory conditions (temperature 28°C and 12 hour photoperiod).

Fruit and fresh and dry leaves extracts of *I. paraguayensis*, native and planted, from the concentration of 1,000 µg/mL showed a relatively low larvicide efficiency when compared to extracts of *I. theezans* (Table 2). The fact of being native or planted did not result in differences in this study. For more favorable, shaded and with specific microclimatic condition environments, such as intensity and duration of sun radiation, and the predetermined genetic variations (COELHO; MARIATH; SCHENKEL, 2002) and even the presence or absence of endophytic microorganisms (MELO & AZEVEDO, 1998), differences in the activity of the extracts were expected. Studies regarding the phytochemical composition of yerba mate demonstrated that their compounds may vary in quantitative and qualitative terms, such as the type of crop, climate, agronomic conditions, plant age, methodology analysis and industrial processing (DUTRA, 2009). In the study of Busato *et al.* (2015), in a bioassay using a hydroalcoholic extract of *I. paraguayensis* leaves, using the drying method in an oven for 48 hours, larvicide efficiency was checked on *A. aegypti*, with 100% mortality at a concentration of 2,000 µg/mL. Comparing the results of Busato *et al.* (2015), it is possible to infer that the extracts of the preparation method may have influenced the results for *I. paraguayensis*.

The fresh and dry fruits of *I. paraguayensis* showed greater activity than the leaves of the same species. The fresh fruits of yerba mate, compared to the leaves, showed higher concentrations of saponins, which are present as a defense against herbivores and other forms

of consumption and predation (PAVEI *et al.*, 2007). After ripening, there is a predominance of other nutrients, which facilitate the use and dispersal of seeds, such as sugar, proteins, fats and carbohydrates (RAVEN; EVERT; EICHHORN *et al.*, 1996). Probably these saponins in fresh fruits of *I. paraguayensis* were lethal to *A. aegypti* larvae. The effect of this saponin in fruits of various families of plants is known to be deleterious to the development of pests of maize monocultures such as *Spodoptera frugiperda* (Smith, 1797) and *Helicoverpa zea* caterpillars (Boddie 1850) (DOWD *et al.*, 2011).

The great commercial interest in *I. paraguayensis* as well as its cultural and gastronomic aspects is due to the presence of xanthine bases. According to Borges *et al.* (2013), one of the main constituents of yerba mate leaves used for teas are methylxanthines, caffeine, theobromine and theophylline traits.

These results open perspectives in replacement of synthetic insecticides by natural products in the control of *A. aegypti*, by their abundant presence in southern Brazil. These results are promising, creating the possibility for further studies regarding the use of extracts of these plants as larvicides of *A. aegypti*, as an alternative to the synthetic products. For the treatments carried out, the method of extraction and preparation of *I. paraguayensis* extracts proved to be little efficient. One possibility is that not all compounds were released during the process of preparation. For the species *I. theezans*, the method was efficient, widening the perspective for further studies of this yet little used species.

ACKNOWLEDGMENT

Research supported (scholarship) by CNPq/PIBITI (Notice 180/Dean/2015) and the Universidade Comunitária da Região de Chapecó - UNOCHAPECÓ.

REFERÊNCIAS

BARRETO, C. F. *Aedes aegypti* – Resistência aos inseticidas químicos e as novas alternativas de controle. *Revista Eletrônica Faculdade Montes Belos*, v. 1, n. 2, p. 62-73, 2005.

BARRETO, M. L.; TEIXEIRA, M. R. Dengue no Brasil: situação epidemiológica e contribuições para uma agenda de pesquisa. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 64, p. 53-72, 2008.

BORGES, A. C. P.; DARTORA, N.; RIL, F. T.; GONÇALVES, I. L.; VALDUGA, A. T. Avaliação do conteúdo de cafeína na oxidação de folhas de *Ilex paraguayensis* st. Hil. *Revista de Ciência e Tecnologia*, v. 15, n. 20, p. 38-43, 2013.

- BRUNHEROTTO, R.; VENDRAMIM, J. D. Bioatividade de Extratos Aquosos de *Melia azedarach* L. Sobre o Desenvolvimento de *Tuta absoluta* (Meyrick) (Lepidoptera: Gelechiidae) em Tomateiro. *Neotropical Entomology*, v. 30, n. 3, p. 455-459, 2001.
- BUSATO, M. A.; VITORELLO, J.; LUTINSKI, J. A.; MAGRO, J. D.; SCAPINELLO, J. Potencial larvicida de *Melia azedarach* L. e *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. no controle de *Aedes aegypti* (Linnaeus, 1762) (Diptera: Culicidae). *Ciência e Natura*, v. 37, n. 2, p. 277-282, 2015.
- CALDAS, L. Q. A. *Intoxicações exógenas agudas por carbamatos, organofosforados, compostos bupiridílicos e piretróides*. Rio de Janeiro: Centro de Controle de Intoxicações de Niterói, 2000. 40p.
- CASTALDELLI, A. P. A.; VIEIRA, L. P.; PRZYGOĐDA, F.; MARTINS, Z. N.; PADOIN, M. J. Efeito da erva mate (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.) no comportamento e fisiologia de ratos Wistar. *Brazilian Journal of Biosciences*, v. 9, n. 4, p. 514-519, 2011.
- COELHO, G. C.; MARIATH, J. E. A.; SCHENKEL, E. P. Populational diversity on leaf morphology of Maté (*Ilex paraguariensis*, A. St.-Hil., Aquifoliaceae), *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 45, n. 1, p. 47-51, 2002.
- DOWD, P. F.; JOHNSON, E. T.; VERMILLION, K. E.; BERHOW, M. A. & PALMQUIST, D. E. Coconut leaf bioactivity toward generalist maize insect pests: coconut leaf bioactivity. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, v. 141, n. 3, p. 208-215, 2011.
- DUTRA, F. L. G. *Compostos fenólicos e metilxantinas em erva-mate armazenada em sistemas de estacionamento natural e acelerado*. 77 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos) – Departamento de Setor de Tecnologia. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.
- GARCIA, F. R. M. *Zoologia Agrícola: manejo ecológico de pragas*. 4. ed. Porto Alegre: Rígel. 2014. 256 p.
- GIBERTI, G. C. *Ilex* en Sudamérica: florística, sistemática y potencialidades con relación a un banco de germoplasma para la yerba mate. In: REUNIÃO TÉCNICA DO CONE SUL SOBRE A ERVA-MATE, 1995, Porto Alegre Anais. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. p. 303-312.
- GOMES, A. S.; SCIAVICO, C. J. S.; EIRAS, A. E. Periodicidade de oviposição de fêmeas de *Aedes aegypti* (Linnaeus, 1762) (Diptera: Culicidae) em laboratório e campo. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, v. 39, p. 327-332, 2006.
- GUARDA, C.; LUTINSKI, J. A.; ROMAN-JUNIOR, W. A.; BUSATO, M. A. Atividade larvicida de produtos naturais e avaliação da susceptibilidade ao inseticida Temefós no controle do *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae). *Interciência*, v. 41, n. 4, p. 243-247, 2016.
- KRICUN, S. D. P. *Yerba mate: investigación agronómica en la Republica Argentina*. Cerro Azul: INTA, Estación Experimental Agropecuária de Misiones, 1983. 16p.
- LORENZI, H.; MATOS, F. J. A. *Plantas medicinais do Brasil: nativas e exóticas*. São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2002. 512p.
- MAHATO, S. B.; SARKAR, S. K.; PODDAR, G. Triterpenoid saponins. *Phytochemistry*, v. 27, n. 10, p. 3037-3067, 1988.
- MELO, I. S.; AZEVEDO, J. L. *Controle biológico*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1998. v. 1.
- NEVES, D. P. *Parasitologia humana*. 12. ed. São Paulo: Atheneu, 2011. 556 p.
- PAVEI, C.; GUZZATTO, P.; PETROVICK, P.; GOSMANN, G.; GONZÁLEZ-ORTEGA, G. Development and validation of an HPLC method for the characterization and assay of the saponins from *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil (mate) fruits. *Journal of Liquid Chromatography and Related Technologies*, v. 30, p. 87-95, 2007.
- PIOVEZAN-BORGES, A. C.; VALÉRIO-JÚNIOR, C.; GONÇALVES, I. L.; MIELNICZKI-PEREIRA, A. A. & VALDUGA, A. T. Antioxidant potential of yerba mate (*Ilex paraguariensis* St. Hil.) extracts in *Saccharomyces cerevisiae* deficient in oxidant defense genes. *Brazilian Journal of Biology*, v. 76, n. 2, p. 539-544, 2016.

- POWELL, J. R.; TABACHNICK, W. J. History of domestication and spread of *Aedes aegypti* – a review. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 108, p. 11-17, 2013.
- RATES, S. M. K. Metilxantinas. In: SIMÕES, C. M. O.; SCHENKEL, E. P.; GOSMANN, G.; MELLO, J. C. P.; MENTZ, L. A.; PETROVICK, P. R. (Eds.). *Farmacognosia: da planta ao medicamento*. 5. ed. Porto Alegre: Editora Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004. p. 885-901.
- RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. *Biologia vegetal*. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1996. 728 p.
- ROSSI, J. C. N.; PROPHIRO, J. S.; MENDES, A. M.; KANIS, L. A.; SILVA, O. S. Efeito larvicida de extratos etanólicos de folhas secas e frutos maduros de *Melia azedarach* (Meliaceae) sobre *Aedes albopictus*. *Latin American Journal of Pharmacy*, v. 26, n. 5, p. 737-740, 2007.
- SANTIAGO, G. M. P.; VIANA, F. A.; PESSOA, O. D. L.; SANTOS, R. P.; POULIQUE, Y. B. M.; ARRIAGA, A. M. C.; ANDRADE-NETO, M.; BRAZ-FILHO, R. Avaliação da atividade larvicida de saponinas triterpênicas isoladas de *Pentaclethra macroloba* (Willd.) Kuntze (Fabaceae) e *Cordia piauhiensis* Fresen Boraginaceae sobre *Aedes aegypti*. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, v. 15, n. 3, p. 187-190, 2005.
- SOUZA, M. F. F. *Chá mate (Ilex paraguariensis): compostos bioativos e relação com atividade biológica*. Dissertação (Mestrado em Nutrição) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. 147 p.
- TAUIL, P. L. Aspectos críticos do controle do dengue no Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 18, n. 3, p. 867-871, 2002.
- VALLADARES, G.; DEFAGO, M. T.; PALACIOS, S. Laboratory evaluation of *Melia azedarach* (Meliaceae) extracts against the Elm Leaf Beetle (Coleoptera: Chrysomelidae). *Journal of Economic Entomology*, v. 90, n. 3, p. 747-750, 1997.
- VIANI, R. A. G.; VIEIRA, A. O. S. Flora arbórea da bacia do rio Tibagi (Paraná, Brasil): Celastrales sensu Cronquist. *Acta Botanica Brasilica*, v. 21, n. 2, p. 457-472, 2007.

ENVIRONMENTAL VALUATION OF AN ARTIFICIAL LAKE IN BRAZIL: AN APPLICATION OF THE CONTINGENT VALUATION METHOD

VALORAÇÃO AMBIENTAL DE UM LAGO ARTIFICIAL NO BRASIL:
UMA APLICAÇÃO DO MÉTODO DE VALORAÇÃO CONTINGENTE

Flávio José Simioni

Professor. Department of Environmental Engineering, University of Santa Catarina State – Lages (SC), Brazil.

Gabriel Nathan Nicola Mombach

Scientific Initiation Scholar. Department of Environmental Engineering, University of Santa Catarina State – Lages (SC), Brazil.

Carolina Donadel

Scientific Initiation Scholar. Department of Environmental Engineering, University of Santa Catarina State – Lages (SC), Brazil.

Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga

Professor. Department of Environmental Engineering, University of Santa Catarina State – Lages (SC), Brazil.

Endereço para correspondência:

Flávio José Simioni – Department of Environmental Engineering – University of Santa Catarina State – Luiz de Camões Avenue, 2090 – Conta Dinheiro – 88520-000 – Lages (SC), Brasil.
E-mail: flavio.simioni@udesc.br

ABSTRACT

This paper estimates the value of environmental damage generated by pollution in the artificial lake Salto Caveiras, evaluating the willingness to pay (WTP) of the local population for its recuperation and conservation. Environmental Concern Scale (ECS) was introduced, in addition to the socioeconomic variables, collected by the Contingent Valuation Method (CVM) and modeled by Logit regression and evaluated by multivariate statistics instruments, utilizing Principal Components Analysis (PCA). We demonstrate that 45.6% of the interviewed are willing to pay monthly. The others answered negatively: 18.9% because of payment incapacity, 12.8% would donate a smaller value than the one proposed and 22.8% gave a protest response.. The introduction of ECS as a new variable to CVM is significant as a unique and innovative variable provided by multivariate analysis indicated to be promising, what recommends such procedures to other studies.

Keywords: environmental concern; multivariate analysis; valuation economic; water resource; water pollution.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi estimar o valor dos danos ambientais gerados pela poluição ao lago artificial Salto Caveiras, a partir da mensuração da disposição a pagar (DAP) da população local pela recuperação e conservação do mesmo. Foi introduzida na análise uma Escala de Consciência Ambiental (ECA), além do perfil socioeconômico, obtidos com a aplicação do Método de Valoração Contingente (MVC) e modelados pela regressão Logit e avaliados por instrumentos da estatística multivariada, utilizando-se da Análise de Componentes Principais (ACP). Os resultados revelam que 45,6% dos entrevistados estão dispostos a contribuir. Os outros responderam negativamente: 18,9% devido à incapacidade de pagamento, 12,8% propuseram um valor menor do que o sugerido e 22,8% deram uma resposta com caráter de voto de protesto. A introdução da ECA como uma nova variável ao MVC se mostrou significativa, bem como a visão holística, inédita e inovadora proporcionada pela análise multivariada se mostrou promissora, recomendando-se tais procedimentos para outros estudos.

Palavras-chave: percepção ambiental; análise multivariada; valoração econômica; recurso hídrico; poluição da água.

INTRODUCTION

The population growth and the industrialization generated several negative impacts in the environment and the world, bringing considerable damage to ecosystems, uncertainty of resources to future generations and climate changes (SILVEIRA; CIRINO; PRADO FILHO, 2013). Those problems are directly related to the environmental and life quality of their populations (NASCI-MENTO; RIBEIRO; SOUSA, 2013). Thus, the importance of having unspoiled natural resources was attested over the years, resulting in a higher environmental concern. From this eagerness arises the concept of sustainable development, which can be defined as a development that supplies the current necessities without compromising the possibility of future generations to achieve their needs (UNITED NATIONS, 1987). This concept has been used more and more ever since.

A way of improving the management of natural resources and bringing this matter to the decision-making processes is to pursue methods to evaluate these assets. In this way, the decision-maker has a range of comprehensive information about the environment (TURNER *et al.*, 2003) which are able to aid other evaluations of the ecosystem functions and to understand the value of the ecosystem preservation (SILVA; REIS; FERREIRA, 2012). In this context, there are several methods which are available and can be used to environmental valuation.

One of the environmental valuation methods is the Contingent Valuation Method (CVM), largely used to identify the value of environmental services and goods. It is obtained by applying questionnaires in which people's preferences are evaluated (MITCHELL & CARSON, 1989). Econometric models are most commonly used in order to determine the willingness to pay (WTP), taking into account the respondent's profile characteristics, such as socioeconomic variables and other information related to the evaluated asset (SILVA & LIMA, 2004; MAJUMDAR *et al.*, 2011; OLIVEIRA & MATA, 2013; LO & JIM, 2015). In the present work, environmental concern is introduced as an explanatory variable in the application of the CVM.

Environmental concern, from an ecological perspective, was first developed by Dunlap and Liere (1978) through the New Ecologic Paradigm (NEP), a 12-item scale focused on the respondent's attitudes toward environmental problems caused by human influence in nature's balance, on human population's limits and on when humans should have dominance over nature. Weigel and Weigel (1978) also developed the Environmental Concern Scale (ECS), a scale with 17 items which measured the environmental optimism, the importance of environmental problems compared to technological and economic progress and the personal impacts and attitudes toward specific environmental problems. Subsequently, Kara and Chan (1996) achieved an adaptation of the ECS, with 11 original items of environmental attitudes and 4 modified ones (about behavior) in order to better serve the intentions of the student's devoted questionnaire. Dunlap *et al.* (2000) achieved an overhaul of the 1978's NEP, creating a new 15-item scale to approach population growth limits, nature's balance and human domination over it. Other examples of ECS uses, with terminology adaptations, can be seen in García (2000) and Borges *et al.* (2013).

The mountainous region of Santa Catarina, Brazil, has abundant natural resources. Nevertheless, the population growth induced environmental pressure upon some of its resources, including hydric resources, mainly in Caveiras River. In some of Lages' urban rivers, such as Carahá and Ponte Grande, studies make clear that high levels of environmental pollution occur after the rivers cross into the city (RAFAELI NETO; BECEGATO; CABRAL, 2013; ANTUNES *et al.*, 2014). Those rivers end in Caveiras River, upwind a dam where Salto Caveiras — an important touristic attraction in the city — takes place, causing local environmental pollution. In this context, the aim of the present study was to quantify the WTP of the local population for the recovery and conservation of Salto Caveiras from Lages, Santa Catarina, through the use of the ECS and the CVM.

MATERIALS AND METHODS

The survey was conducted in Lages, Santa Catarina State — a mountainous area in Southern Brazil —, studying

Salto Caveiras, the environmental good (Figures 1A and 1B), defined through a preliminary research consider-

ing their degree of importance and relevance to the municipality. Salto Caveiras is located 20 km from the downtown area of Lages, where there is an artificial lake, with a surface of about 12 km² and formed by the Caveiras River Dam and a Small Hydropower Plant (SHP). The place has natural beauty, especially the waterfalls, and is surrounded by an extensive green area. It is used for water sports, leisure and rest, and its infrastructure includes restaurants, piers, places for camping, fishing and for the promotion of events (sports competitions and festivities), providing income for the communities installed in the area.

The economic activities of tourism and leisure developed in Salto Caveiras are threatened by the pollution load the river receives upstream, brought by rivers crossing the city of Lages, as a result of urbanization and industrial activities. According to Rafaeli Neto, Becegado and Cabral (2013), the stretch between the city of Lages and Salto Caveiras is the most critical in terms of pollution, and the improvement of water quality indicators after the jump may be associated, as reported by the authors, to the retention of pollution load by the dam.

The studied population was restricted to people residing in Lages, Santa Catarina State, Brazil, for at least five years, who were older than 16 years of age and who had an income. According to the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE) (2014), the population of Lages, in 2014, was 158,846 inhabitants. Thus, the sample size was determined considering a maximum error of 8% and at a confidence level of 95%, with an

estimate of the proportion from a pre-sample (SILVA et al., 1997). During the months of November and December 2014, there were interviewed 191 residents, of which 11 interviews were discarded for not presenting one or more variables of interest in the analysis, resulting in 180 valid samples.

In order to adequately represent the perception of population about the natural resources investigated, the data collection instrument was applied randomly, considering the proportional stratification of the population according to the main neighborhoods. The data collection instrument was a questionnaire structured based on the work of Freitas et al. (2010), Gullo (2010), Oliveira and Mata (2013), noting the recommendations of Arrow et al. (1993) to minimize the biases caused by the questionnaire's design and sample.

The CVM was used for environmental valuation purposes, based on the WTP of people for the recovery and conservation of Salto Caveiras, which was the dependent variable in the analysis. To identify the WTP, the first procedure adopted was the specific formulation of the scenario involving the environmental good. Then, the person interviewed was asked if they would accept or reject a financial contribution to the preservation of the environmental good analyzed. For this, the referendum method was used in accordance to Arrow et al. (1993), in which a value option was available, previously set from open answers from a pilot sample that was used in order to identify monetary parameters. In case of a negative answer, the respondent was asked how much would be the maximum amount



Source: Correio Lageano newspaper.

Figure 1 – View of Salto Caveiras waterfall (A) and the artificial lake (B), in Lages city, Santa Catarina State, Brazil.

they would be willing to contribute. If the answer was “zero”, there was an attempt to identify the reason so, in order to verify whether it was a reflection of inability to pay or a “protest responses”, seeking to adapt the answer found to the scope, as suggested by Desvousges, Mathews and Train (2012).

For the identification of the value given to the environmental good, preliminary data were analyzed using descriptive statistics. After that, the data were also undergoing the construction of a logistic regression model (logit) to perform predictions for dichotomous dependent variables from a set of explanatory variables. With the logistic regression model, it was possible to identify which variables increase the likelihood of individuals to contribute on improving the environmental quality of Salto Caveiras. The probability estimation is set within the range of zero and one, and it is not linear, considering that the marginal effect of one variable on the probability depends on the behavior of other variables. The logit regression model is specified by Equation 1:

$$\text{logit: } p = \Pr[Y=1] = \frac{1}{1 + e^{-X'\beta}} \quad (1)$$

In which:

Y is the dependent variable and indicates whether the individual agrees or not with the WTP value proposed by the referendum method (0 = no, 1 = yes); X is a set of independent variables (parameters); Pr is the probability of an individual presenting a positive WTP; and β is the coefficient of the estimated parameters.

The independent variables and their hypotheses were:

- Age: it is the age, in years, of the person interviewed. A positive marginal effect of this variable is expected, i.e., people with higher age have a life course and financial stability that increase the likelihood of a WTP contribution;
- Education: the variable was measured considering the respondent's educational level, by assigning zero (0) for cases in which the respondent has not studied; one (1) for those who had not completed elementary school; two (2) for complete primary education; three (3) for incomplete high school level; four (4) for complete high school education;
- five (5) for an incomplete graduation; six (6) for a complete graduation; and seven (7) for those with incomplete or complete post-graduation. A positive marginal effect of this variable is expected, indicating that a high education level improves the understanding of the need of environmental preservation, thereby increasing the probability of a WTP contribution;
- Income: it represents the gross monthly family income, by assigning zero (0) for cases in which the respondent does not have an income; one (1) for families with up to one minimum wage (MW); two (2) for incomes of one to two MW; three (3) for incomes of two to five MW; four (4) for incomes of five to ten MW; five (5) for incomes of 10 to 20 MW; 6 (six) for incomes of 20 to 30 MW; and seven (7) for families with incomes above 30 MW. A positive marginal effect is expected, indicating that higher incomes increase the probability of WTP contributions;
- People: it represents the number of respondent family members. A positive effect on the acceptance of contribution to the suggested value is expected, due to the higher number of people who enjoy the benefits generated by the increase in family income;
- ECS: it was obtained from a set of 15 assertions, some positive and some negative, and in response to a range of 5 to 1, where: 5 - totally agree; 4 - agree; 3 - indifferent; 2 - disagree; and 1 - totally disagree (Chart 1). The scale presents results that can vary from 15 to 75 points, and with higher environmental consciousness, the greater the ECS. In order to obtain the scores of the interviewed, the responses of the negative assertions were reversed; that is, 1 became 5, 2 became 4, and so on. As observed in education, a positive marginal effect is expected, since a higher consciousness results in a greater likelihood to agree to contribute with the suggested amount;
- Visit: it is the degree of importance of Salto Caveiras to the respondent, attributing one (1) when the fifth most important environmental good is nominated; two (2) when it was indicated as the fourth most important one; three (3) when it is the third one; four (4) when it is the second one; and five (5) when it is indicated as the most important one

from a list of five environmental goods of Lages, Santa Catarina. A positive effect is expected, i.e., the greater the importance attached to the environmental good, the higher their likelihood to agree to contribute with the suggested amount;

- Use: it is a categorical variable, assuming zero (0) when the respondent does not use Salto Caveiras and one (1) when they use it, even if occasionally. A negative effect is expected for this variable, since individuals tend to have the free-rider behavior, a result of recognition is that you can use the resource without having to pay for it, once it is a public good; and
- Price: the value (R\$ 2.00; 5.00; 10.00; 20.00 or 50.00) is presented to the respondent by the referendum method. A negative effect is awaited, therefore, the higher the price suggested by the

referendum method, the lower the probability for individual with positive WTP.

The logit regression model was conducted by the forward stepwise method (likelihood ratio), where the independent variables are sequentially added to the model.

In order to complement the regression model, the data were submitted to a multivariate analysis in order to identify, giving equal emphasis to all at once, independent variables that contribute to explain the behavior of individuals when expressing their WTP. The same independent variables employed in the logit regression models were also used in order to obtain the gradient length and for selecting the response model according to the methodology described by Ter Braak and Smilauer (1998). As this gradient was lower than 3 (linear response), the Principal Component Analysis (PCA) was adopted.

Chart 1 – Assertions for the obtaining of the Environmental Concern Scale.

Assertions
The government must introduce drastic measures to stop pollution since few people respect the laws.
We should not worry about killing game animals, because in the future things will be balanced.
Would you be willing to make personal sacrifices to reduce the rate of pollution even if the immediate results seem not so significant?
The pollution does not affect your personal life.
The benefits of modern consuming products are more important than the pollution generated by their production and use.
We must prevent the extinction of any animal, even if it means sacrificing some things to ourselves.
Schools should have compulsory training courses on environmental conservation.
Although there is still contamination of lakes, rivers and air, the purification processes of nature will return to normal in a few years.
It is unlikely that power generation produces a large quantity of pollution (excessive pollution), because the government has good control of it and surveillance agencies.
The government should provide / publish a list of agencies and organizations (institutions) to society where every citizen could make their complaint about pollution incidents or harm to the environment.
Predators such as hares, lions, sorrel and wild boar that destroy crops and farm animals should be eliminated.
The current environmental organizations are more interested in bothering the society than to fight against pollution.
Even if public transport generates less pollution, you use cars or motorcycles.
Would you contribute with money, time (or both) for organizations like “SOS Mata Atlantica”, that works to improve the quality of the environment?
Would you accept to increase household expenditures to promote the proper use of natural resources?

Source: adapted from García (2000).

In this case, the analysis of the WTP obtained by referendum method was performed considering two groups of answers: “no”, for those who did not agree with the suggested value (response equal to 0); and “yes”, for those who agreed. The cases in which the response has

not been identified refers to an inability to pay, representing a genuine true answer (0), a protest responses (Protest), or to a suggestion of a lower value, since the value proposed by the method referendum was very high (Small Price).

RESULTS AND DISCUSSION

The survey results showed that 45.6% of people interviewed were willing to contribute to the price proposed by the referendum method and 54.4% of them had chosen the “0” response. The negative response by 18.9% of the respondents was due to financial limitation function or inability to pay, 12.8% of people proposed a smaller value and 22.8% of the answers turned out to be a protest response. The preliminary analysis of the data is presented in Table 1, considering the participation percentage of respondents, according to the responses submitted to the price proposed by the referendum.

The data shows that people who responded “yes” are older and have greater environmental concern represented by higher values in the ECS range. The results of the ECS were submitted to the Alpha test Cronbach

(CRONBACH, 1951) as a measure of reliability between responses, resulting in a coefficient of 0.5950 in this research. Those who already showed negative responses to the suggested WTP had higher education and income level, especially those who characterized their answers as protest responses. For all other explanatory variables, important differences between the evaluated groups were not observed.

The distribution of responses for each suggested price, by referendum method, is showed in Figure 2. It can be observed that the lowest price option (R\$ 2.00) was accepted by almost 70% of respondents with WTP. As the value of the suggested price increases, the percentage of positive responses decreases, showing a clear inverse relationship between price and WTP, typically observed in the demand of analysis.

Table 1 – Average values of the explanatory variables according to the willingness to pay to Salto Caveiras – an environmental good in the city of Lages, Santa Catarina State, Brazil.

Variable	Answer		Zero Response		
	Yes (45.6%)	No (54.4%)	Zero (18.9%)	Small Price (12.8%)	Protest (22.8%)
Age	45.6	41.1	42.5	37.1	42.1
Education	3.7	4.0	3.9	3.5	4.4
Income	2.8	3.2	3.0	2.9	3.5
People	2.9	3.0	2.9	3.2	2.9
ECS	59.3	57.0	55.5	59.0	57.1
Visit	0.9	0.9	0.9	1.0	0.9
Use	0.3	0.3	0.3	0.4	0.3
Price ^a	9.1	23.4	18.3	37.0	20.0

a: values in reais and the average of exchange rate for the period of the interview was \$ 1.00 = R\$ 2.60.

After successive estimates, the results obtained by the logit regression with the protest responses (Table 2), showed statistical significance by the Wald test ($p < 0.05$) to the variable income, ECS and Price. By removing the protest responses of the analysis, the income variable was not significant and, therefore, removed from the analysis.

The individual benefit was estimated considering the models generated by the logit regression and the aver-

age values of the explanatory variables. Considering all the answers, including the protest responses, the individual benefit was R\$ 12,217/month. The exclusion of the protest responses from the analysis resulted in an increase to R\$ 21.040 per person/month.

The multivariate analysis (Figure 3) represents the average value of the main components represented by the centroid of the dependent variable (WTP) and shows the clear separation between the groups evaluated. In

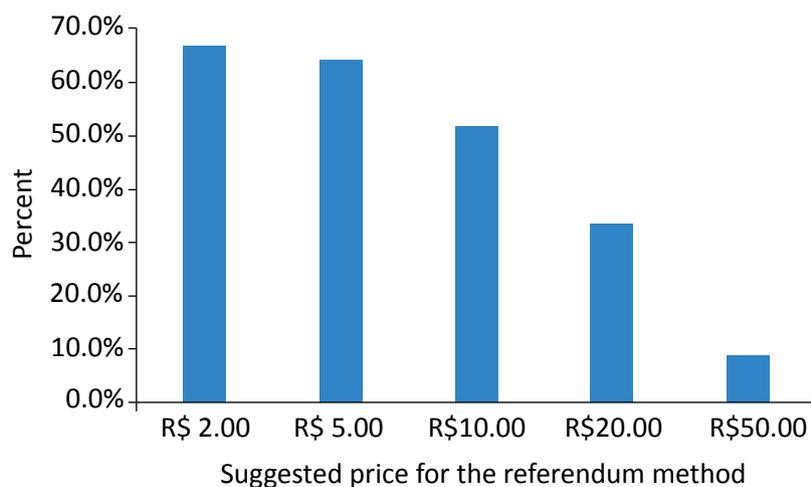


Figure 2 – Participation percentage of positive according to the willingness to pay suggested retail price by referendum.

Table 2 – Coefficients and significance of the variables of the logit regression.

Regression logit with the protest responses (n=180)				
Variable		S.E	Wald	Sig
Income	-0.330	0.149	4.871	0.027
ECS	0.096	0.030	10.308	0.001
Price	-0.069	0.014	24.629	0.000
Constant	-3.735	1.676	4.969	0.026
Regression logit without the protest responses (n=139)				
Variable		S.E	Wald	Sig
ECS	0.094	0.034	7.421	0.006
Price	-0.074	0.015	25.030	0.000
Constant	-3.925	1.953	4.039	0.044

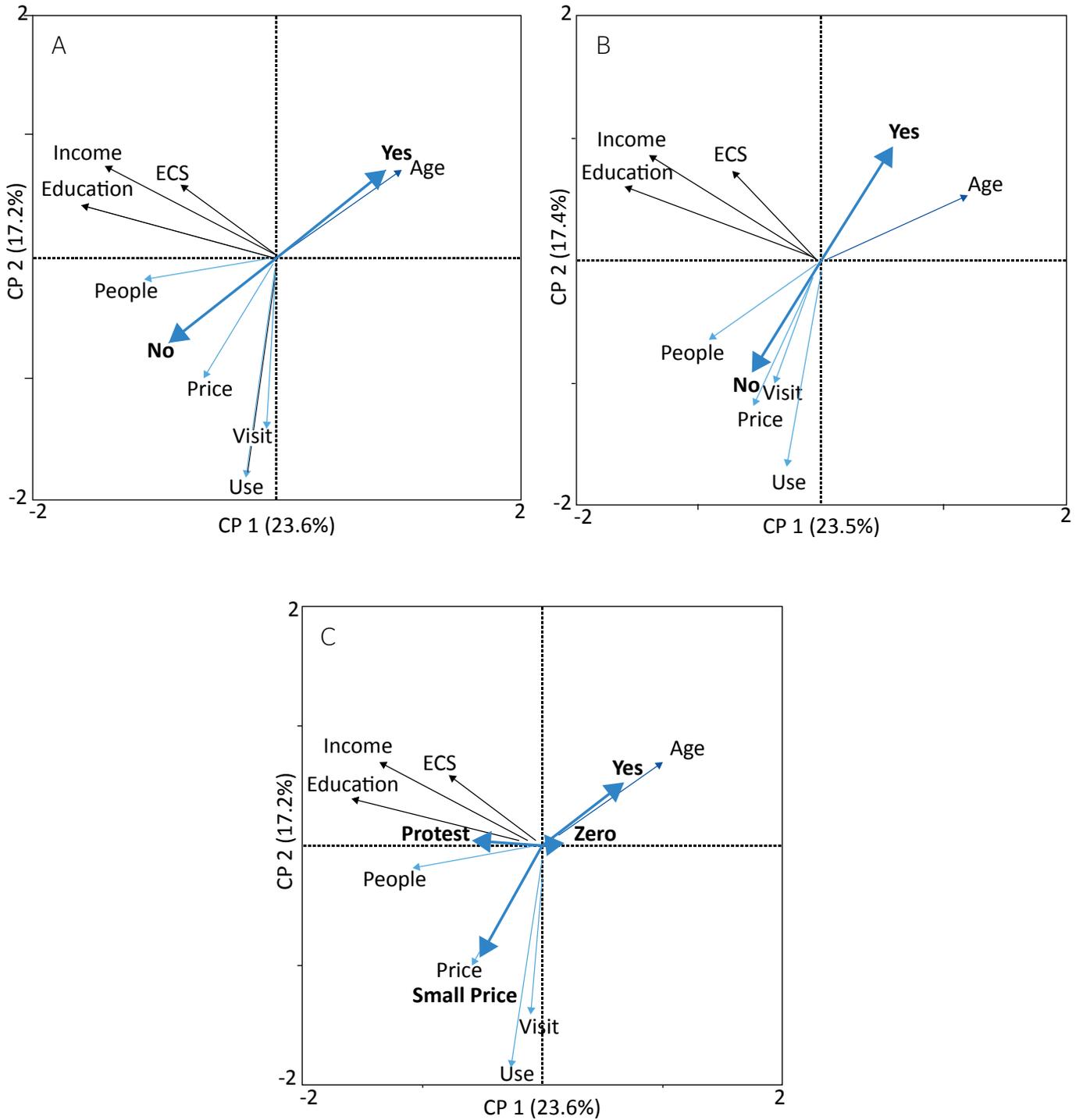


Figure 3 – Relationship between the main components broken down the response groups by referendum with all explanatory variables (Age, Education, Income, Environmental Concern Scale, People, Visit, Use and Price). In (A), with the protest responses; in (B) excluding the protest responses; and in (C) itemizing the answers zero to ZERO (for those who replied not due to inability to pay), PROTEST (protest responses) and SMALL PRICE (for those who answered no and suggested a smaller spontaneous willingness to pay).

accordance to Figure 3A, the WTP is positively associated with "Age" of the respondent and inversely associated with the "price", "people", "visit" and "use" variables. The analysis (Figure 3B) obtained the same results when excluding the protest responses. However, less positive WTP associations with "Age" and greater association of the variables "Price", "People", "Visit" and "Use" are observed for negative responses.

In Figure 3C — which discriminates negative answers into three groups ("Zero", "Protest" and "Small Price") —, note that "Price", "Use" and "Visit" are associated with the answer of respondents, but suggesting a smaller value than the proposed price. In addition, the PCA indicates the association between each variable: "Education", "Income", "ECS" and "People" with protest responses.

According to Mattos et al. (2007), valuing environmental goods that are directly used by population for recreation, as is the case of Salto Caveiras, usually receive a high number of positive answers for WTP. In this study, the level of negative answers (54.4%) was high when compared to other studies in Brazil; Gullo (2010), for example, obtained 34.8% of negative answers for the preservation of a dam, and in the study of Silva and Lima (2004) on the preservation of the Chico Mendes Park, in Rio Branco, 32% of the responses were "zero". Similar results were reported by Saz-Salazar and Guaita-Pradas (2013), which had 52% of "zero" answers and by the study of Dziegielewska and Mendelshon (2007), in which more than 65% of the answers were "zero".

A zero answer may be realistic, reflecting the payment incapacity. However, in several situations it reflects a protest response, normally motivated by political issues. In order to identify these protest responses, it is recommended to investigate, through open questions, what are the reasons behind the answers. In our study, most of the reasons associated with protest responses (22.8%) referred to the allegation that natural resource preservation is a responsibility of the Government (55.7%), the existence of high taxes, represented by the phrase "we pay too much taxes" (11.5%), and by the mistrust of the effective use of resources for the preservation of the environmental good (8.2%). Similar reasons were also found in the study of Saz-Salazar and Guaita-Pradas (2013), where

32.6% of the answers were protest responses. According to Carson (1991), the level of protest responses found in these types of study are usually between 20 and 40%.

According to Silva and Lima (2004), protest behavior is problematic because it is a way in which people show the opinion that they have no responsibility in decision-making on natural resource management, with significant influence on society's well-being. Therefore, the introduction of a variable that measures the level of environmental awareness (ECS) in the models was in order to capture, in the same way, how individuals are concerned about environmental issues.

The Cronbach reliability measure for the ECS obtained a similar result to the one found by Borges et al. (2013), of 0.6118 with college students, and higher than Queiroga et al. (2006), of 0.51 to socially responsible consumers. Cronbach is an index that measures the degree of internal consistency and is between 0 and 1.

The variable income was not relevant to the logit model without protest responses, contrary to what was expected, once that, in this case, only answers that reflected inability to pay were considered as "zero". To Oliveira and Mata (2013), this variable acts only as a limiting factor, but does not influence in the decision of the respondents. The results of the logit regression were similar to those reported by Gullo (2010) and Oliveira and Mata (2013).

Considering the results of PCA, the association of the variables "Use" and "Visit" with positive WTP (Small Price) is consistent with the initial hypothesis, since people using the environmental good are aware of its importance and consider valid the idea of collaborating with its preservation, by experiencing the reality of the place and better understanding the influence that the environment has on the ecosystems connected to it and on the population's general well-being. However, given the financial limitations of those interviewed, their contribution is less than the suggested by the referendum method. Cirino and Lima (2008) also found a similar behavior pattern in their study regarding the variables "Use" and "Visit", since a significant percentage of people interviewed would accept helping, even though most of them were in financial problems. The inverse relationship between price and the WTP was also found in other studies, including Silva et al. (2011) and Volanova, Chichorro and Arruda (2010).

The connection of the number of family members and the answers “no” was also found by Pizaia (2010). This behavior can be explained, at least in part, by the fact that the greater the number of people in a residence, the greater is the family commitment with their income. On top of that, in a position of financial limitation, the supply of basic needs and family materials becomes priority at the expense of environmental causes.

The variables “Education”, “Income” and “ECS” have shown to be related to the protest responses, and are also associated with each other. The correlation between education and income is classic in social studies and in this case, there is also an influence on environmental awareness. The level of education was also significant in the studies of Oliveira and

Mata (2013) and Gullo (2010). As expected, people with higher education levels have a more critical attitude, and in this sense, it is understandable that they are not always favorable in making such decisions as to financially contribute to the maintenance of a public good, especially in the Brazilian scenario, where the welfare culture is intense, with high tax burdens and the presence of corruption.

The age of the respondents was strongly associated with the “yes” answer, which was also verified by Gullo (2010) and Silva and Lima (2004), justifying that this positive effect is due to the emergence of educational programs, policies and campaigns that are being created over time.

CONCLUSIONS

The ECS appeared to be significant in the logistic regression models used. In PCA, despite the ECS not being associated with positive WTP, it proved to be consistent as it was related to the education and the income of respondents, confirming the initial hypothesis. Therefore, the analysis of the results demonstrated the possibility of using ECS as an explanatory variable in the CVM, generating openness to a new range of possible results in future studies.

The introduction of the PCA as a multivariate analysis tool used in this study of CVM is innovative, proving to be an excellent tool to demonstrate the connection

between the WTP and the profile of respondents, enabling a more holistic and comprehensive view of the different response groups. Therefore, these procedures are recommended to be used in future studies.

When critically analyzing the reasons for the negative response to the WTP, it becomes even more visible and concrete the use of PCA together with the CVM. By using a multivariate analysis, it was possible to visualize the different groups of “zero” answers and what explanatory variables were associated to them, resulting in more precise analysis, especially for protest responses.

REFERÊNCIAS

ANTUNES, C. M. M.; BITTENCOURT, S. C.; RECH, T. D.; OLIVEIRA, A. L. C. de. Qualidade das águas e percepção de moradores sobre um rio urbano. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 32, p. 75-87, 2014.

ARROW, K. J.; SOLOW, R.; PORTNEY, P. R.; LEAMER, E. E.; RADNER, R.; SCHUMAN, H. Report of the N.O.A.A. on contingent valuation. *Federal Register*, v. 58, n. 10, p. 4601-4614, 1993.

BORGES, A. F.; BORGES, M. A. C. S.; REZENDE, J. L. P. DE; FERREIRA NETO, A.; SILVA, S. C. DA; MACEDO, M. A. A. de. Environmental concern of university students in the federal education institute in rural Goiás, Brazil. *Ciência Rural*, v. 43, n. 11, p. 2109-2114, 2013. DOI: 10.1590/S0103-84782013001100029.

CARSON, R. T. CONSTRUCTED MARKETS. IN: BRADEN, J. B.; KOLSTAD, C. D. (Eds.). *Measuring the demand for environmental quality*. Amsterdã: North-Holland/Elsevier, 1991.

- CIRINO, J. F. & LIMA, J. E. de. Valoração contingente da Área de Proteção Ambiental (APA) São José-MG: um estudo de caso. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 46, n. 3, p. 647-672, 2008. DOI: 10.1590/S0103-20032008000300004.
- CRONBACH, L. J. Coefficient alpha and the internal structure of tests. *Psychometrika*, v. 16, n. 3, p. 297-334, 1951.
- DESVOUSGES, W.; MATHEWS, K.; TRAIN, K. Adequate responsiveness to scope in contingent valuation. *Ecological Economics*, v. 84, p. 121-128, 2012. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2012.10.003.
- DUNLAP, R. E. & LIERE, K. D. V. The new environmental paradigm: a proposed instrument and preliminary results. *Journal of Environmental Education*, v. 9, n. 4, p. 10-19, 1978. DOI: 10.1080/00958964.1978.10801875.
- DUNLAP, R. E.; LIERE, K. D. V.; MERTING, A. G.; JONES, R. E. Measuring endorsement of the new ecological paradigm: a revised NEP scale. *Journal of Social Issues*, v. 56, n. 3, p. 425-442, 2000.
- DZIEGIELEWSKA, D. A. & MENDELSON, R. Does “no” mean “no”? A protest methodology. *Environmental and Resource Economics*, v. 38, p. 71-87, 2007. DOI: 10.1007/s10640-006-9057-4.
- FREITAS, K. A. A.; BARBOSA FILHO, J.; PIO, N. S.; SILVA, F. F.; MORAES, L. S. Valoração econômica dos benefícios ambientais percebidos pela população da bacia do Educandos provenientes do PROSAMIM. *Acta Amazônica*, v. 40, n. 3, p. 509-514, 2010. DOI: 10.1590/S0044-59672010000300009.
- GARCÍA, M. C. La ambientalización de la universidad: un estudio sobre la formación ambiental de los estudiantes de la Universidad de Santiago de Compostela y la política ambiental de la institución. 611 f. Tese. (Doutorado em Ciências da Educação) – Departamento de Teoria e História da Educação, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 2000.
- GULLO, M. C. R. Valoração econômica dos recursos naturais: uma aplicação para o setor industrial de Caxias do Sul. 111 f. Tese. (Doutorado em Economia) – Programa de Pós-Graduação em Economia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Caxias do Sul, 2010.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Cidades@. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=420930&search=santa-catarina|lages>>. Acesso em: 18 dez. 2014.
- KARA, K. W. & CHAN, K. K. W. Environmental attitudes and behavior of secondary school students in Hong Kong. *Environmentalist*, v. 16, p. 297-306, 1996. DOI: 10.1007/BF02239656.
- LO, A. Y. & JIM, C. Y. Protest response and willingness to pay for culturally significant urban trees: Implications for Contingent Valuation Method. *Ecological Economics*, n. 114, p. 58-66, 2015. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2015.03.012.
- MAJUMDAR, S.; DENG, J.; ZHANG, Y.; PIERSKALLA, C. Using contingent valuation to estimate the willingness of tourists to pay for urban forests: a study in Savannah, Georgia. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 10, n. 4, p. 275-280, 2011. DOI: 10.1016/j.ufug.2011.07.006.
- MATTOS, A. D. M.; JACOVINE, L. A. G. J.; VALVERDE, S. R.; SOUZA, A. L. de; SILVA, M. L. da; LIMA, J. E. de. Environmental valuation of permanent preservation areas in São Bartolomeu watershed, Viçosa, Minas Gerais. *Árvore*, v. 31, n. 2, p. 347-353, 2007. DOI: 10.1590/S0100-67622007000200018.
- MITCHELL, R. C. & CARSON, R. T. Using surveys to value public goods: the contingent valuation method. Washington, D.C.: RFF Press, 1989.
- NASCIMENTO, S. T. M. F.; RIBEIRO, E. S.; SOUSA, R. A. T. de M. Economic valuation of a unit conservation urban, Cuiabá, Mato Grosso. *Interações*, v. 14, n. 1, p. 79-88, 2013. DOI: 10.1590/S1518-70122013000100008.
- OLIVEIRA, K. T. L. L. & MATA, H. T. da C. Qual o valor de uma praia limpa? Uma aplicação do método de valoração contingente no bairro Rio Vermelho, Salvador-BA. In: encontro de economia baiana, 9., Salvador, 2013. Anais... Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2013.

- PIZAIA, M. G. Proposta metodológica para a cobrança pelo uso da água bruta no estado do Paraná: valoração contingente. In: Encontro Regional de Economia, 13., Porto Alegre, 2010. Anais... Porto Alegre: ANPEC Sul, 2010.
- QUEIROGA, F.; GOUVEIA, V.; COUTINHO, M. da P. L.; PESSOA, V.; MEIRA, M. Intention of social responsible conduct consumer: relationship with human basic values. *Psico-USF*, v. 11, p. 239-248, 2006. DOI: 10.1590/S1413-82712006000200012.
- RAFAELI NETO, S. L.; BECEGATO, V. A.; CABRAL, J. B. P. Monitoramento da qualidade da água do Rio Caveiras no planalto serrano de Santa Catarina com suporte de tecnologias de geomática. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 33, n. 1, p. 17-36, 2013. DOI: 10.5216/bgg.v33i1.23629.
- SAZ-SALAZAR, S. DEL & GUAITA-PRADAS, I. On the value of drivers' routes as environmental assets: a contingent valuation approach. *Land Use Policy*, v. 32, p. 78-88, 2013. DOI: 10.1016/j.landusepol.2012.10.006.
- SILVA, E. M. DA; SILVA, E. M. DA; GONÇALVES, V.; MUROLO, A. C. Estatística: para os cursos de Economia, Administração e Ciências Contábeis. São Paulo: Atlas, 1997.
- SILVA, R. G. & LIMA, J. E. Valoração contingente do parque "Chico Mendes": uma aplicação probabilística do método referendun com Bidding Games. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 42, n. 4, p. 685-708, 2004. DOI: 10.1590/S0103-20032004000400008.
- SILVA, S. S. da; REIS, R. P.; FERREIRA, P. A. Nature value: the evolution of this concept. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 36, n. 1, p. 9-15, 2012. DOI: 10.1590/S1413-70542012000100001.
- SILVA, W. D. O. S. S.; PAIXÃO, A. N. da; ARAÚJO, A. F. V. de; PICANÇO, A. P. Evaluation of the garbage collection benefits in Palmas, Tocantins: an application of contingent evaluation method. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 2, p. 141-148, 2011. DOI: 10.1590/S1413-41522011000200007.
- SILVEIRA, V. C.; CIRINO, J. F.; PRADO FILHO, J. F. do. Economic valuation of the state environmental protection area of Cachoeira das Andorinhas - MG. *Árvore*, v. 37, n. 2, p. 257-266, 2013. DOI: 10.1590/S0100-67622013000200007.
- TER BRAAK, C. J. F. & SMILAUER, P. C. Reference manual and user's guide to Canoco for windows: software for canonical community ordination (version 4). New York, USA: Microcomputer Power, 1998.
- TURNER, R. K.; PAAVOLA, J.; COOPER, P.; FARBER, S.; JESSAMY, V.; GEORGIU, S. Valuing nature: lessons learned and future research direction. *Ecological Economics*, v. 46, n. 3, p. 493-510, 2003. DOI: 10.1016/S0921-8009(03)00189-7.
- UNITED NATIONS. Our common future: report of the World Commission on Environment and Development. United Nations, 1987.
- VOLANOVA, S. R. F.; CHICHORRO, J. F.; ARRUDA, C. A. S. de. Disposition to pay for the use of urban conservation unit: Mãe Bonifácia city park, Cuiabá-MT. *Interações*, v. 11, n. 1, p. 43-53, 2010. DOI: 10.1590/S1518-70122010000100005.
- WEIGEL, R. & WEIGEL, J. Environmental concern: the development of a measure. *Environment and Behavior*, v. 10, n. 1, p. 3-15, 1978.

Editores 2016

Adriana Marques Rosseto – Universidade Federal de Santa Catarina

Francisco Suetônio Bastos Mota – Universidade Federal do Ceará

Lúcia Xavier – Fundação Joaquim Nabuco

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho – Universidade Positivo

Mário Augusto Gonçalves Jardim – Museu Paraense Emilio Goeldi

Maurício Dziedzic – Universidade Positivo

Tadeu Fabrício Malheiros – Universidade de São Paulo

Revisores 2016

Alejandra Mendizábal – Universidade de São Paulo (USP)

Alexandre de Ávila Lerípio – Universidade do Vale do Itajaí (Univali)

Aline Maria Meiguins – Universidade Federal do Pará (UFPA)

Adriana Gioda – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio)

Adriana C. S. Storch – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Adriano Costa Quaresma – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

Ana Beatris Souza de Deus Brusa – Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)

André Cordeiro Alves dos Santos – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Carla Grigoletto Duarte – Universidade de São Paulo (USP)

Carlyle Torres Bezerra de Menezes – Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC)

Cristiane Mansur de Moraes Souza – Universidade Regional de Blumenau (FURB)

Carlos Alberto Cioce Sampaio – Universidade Positivo (UP)

Charles Carneiro – Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar)

Cintia Mara Ribas de Oliveira – Universidade Positivo (UP)

Cleber Marques de Castro – Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Daniela Soares Alves Caldeira – Universidade Estadual do Mato Grosso (UNEMAT)

Daniel Costa dos Santos – Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Deocleciano Bittencourt Rosa – Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT)

Dionei Minuzzi Delevati – Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC)

Eduardo Von Sperling – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Eliane Carvalho de Vasconcelos – Universidade Positivo (UP)

Eliane Pereira Rodrigues Poveda – consultora em Meio Ambiente

Érico Soriano – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Egon Schnitzler – Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG)

Emilia Wanda Rutkowski – Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)

Exzolvildres Queiroz Neto – Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA)

Flávia Bottino – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Fernando S. P. Sant’Anna – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Fernando Ximenes de Tavares Salomão – Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT)

Fernando José Araújo da Silva – Universidade Federal do Ceará (UFC)

Flávio Bezerra Barros – Universidade Federal do Pará (UFPA)

Francisco Audisio Dias Filho – Universidade Federal do Ceará (UFC)

Francisco Horacio da Silva Frota – Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Geraldo A. Reichert – Universidade de Caxias do Sul (UCS)

Gilberto Montibeller Filho – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Gilda Collet Bruna – Instituto Presbiteriano Mackenzie

Guilherme Viana de Alencar – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA)

Isabel Jurema Grimm – Universidade Positivo (UP)

Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira – Universidade Federal do Alagoas (UFAL)

Jairo Lizandro Schmitt – Universidade Feevale

Jalcione Almeida – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Jorge Luiz da Paixão Filho – Instituto Presbiteriano Mackenzie

Jorge André Ribas Moraes – Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC)

Joel Avruch Goldenfum – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

José Edmilson de Souza Lima – Universidade Federal do Paraná (UFPR)

José Eduardo Martinelli Filho – Universidade Federal do Pará (UFPA)

José Francisco Berredo Reis da Silva – Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG)

José Marcos Froehlich – Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)

Joselisa Maria Chaves – Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS)

Josmaria Lopes de Moraes – Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Juan J. Mascaró – Universidade de Passo Fundo (UPF)

Kátia Viana Cavalcante – Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

Lauren Belger – Universidade Positivo (UP)

Liliana Pena Naval – Universidade Federal do Tocantins (UFT)

Luiz Fernando Duboc da Silva – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

Luiz Gustavo Lacerda – Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG)

Luis Mauro Santos Silva – Universidade Federal do Pará (UFPA)

Luiza Cirne – Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

Luciane Rodrigues de Bitencourt – Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Marie Bartz – Universidade Positivo (UP)

Márcia Isabel Käffer – Universidade Feevale

Marcia Aparecida da Silva Pimentel – Universidade Federal do Pará (UFPA)

Mariana Rodrigues Ribeiro dos Santos – Universidade de São Paulo (USP)

Mara Lúcia Marques – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP)

Marcelo Limont – Universidade Positivo (UP)

Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo – Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG)

Maria do Socorro Ferreira da Silva – Universidade Federal de Sergipe (UFS)

Maria José do Nascimento Neto – Universidade Federal de Sergipe (UFS)

Maria José Reis – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Marco Antônio Almeida de Souza – Universidade de Brasília (Unb)

Mario Sergio Michaliszyn – Universidade Positivo (UP)

Márcio Camargo de Melo – Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

Monica Maria Pereira da Silva – Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Murilo de Alencar Souza Oliveira – Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)

Neyson Martins Mendonça – Universidade Federal do Pará (UFPA)

Nelzair Araújo Vianna – Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)

Oriel Herrera Bonilla – Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Paulo Igor Milen Firmino – Universidade Federal do Ceará (UFC)

Paulo Roberto Janissek – Instituto Federal do Rio Grande do Sul (IFRS)

Paulo Fortes Neto – Universidade de Taubaté (UNITAU)

Patricia Sottoriva – Universidade Positivo (UP)

Patricia Bilotta – Universidade Positivo (UP)

Pedro José de Oliveira Machado – Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF)

Raphael Tobias de Vasconcelos Barros – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Raquel Duarte Venturato – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Renata Mendes Luna – Universidade Federal do Ceará (UFC)

Renato Blat Migliorini – Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT)

Renato de Oliveira – Univates

Roberta Baptista Rodrigues – Universidade Anhembi Morumbi

Ronan Cleber Contrera – Universidade de São Paulo (USP)

Roberto Lambertz – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Ruby Alicia Criollo Martinez – Universidade de Nariño (UDENAR)

Rogério R. Silva – Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG)

Sandra Momm – Universidade Federal do ABC (UFABC)

Steel Silva Vasconcelos – Universidade Federal do Pará (UFPA)

Selma Castro – Universidade Federal de Goiás (UFG)

Sergio Roberto Martins – Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS)

Sergio Torres Moraes – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Simone Cynamon Cohen – Fundação Oswaldo Cruz (FIOCRUZ)

Simone Pereira de Souza – Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)

Simone Sehnem – Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC)

Simone Georges El Khouri Miraglia – Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP)

Severino Agra Filho – Universidade Federal da Bahia (UFBA)

Soraya Nor – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Thales Haddad Novaes de Andrade – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Tiago Balieiro Cetrulo – Universidade de São Paulo (USP)

Valter Antonio Becegato – Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Valma Martins Barbosa – Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Vitor Emanuel Quevedo Tavares – Universidade Federal de Pelotas (UFPel)

Viviana Maria Zanta – Universidade Federal da Bahia (UFBA)

William B. Rauen – Universidade Positivo (UP)

