

ANAIS DO SIMPÓSIO



I Simpósio de Ciência e Tecnologia Ambiental

DESAFIOS E PERSPECTIVAS

SANTO ANDRÉ – SP
02 E 03 DE
OUTUBRO DE 2019

ISBN: 978-65-5040-024-8

Universidade Federal do ABC

I Simpósio de Ciência e Tecnologia Ambiental:

Desafios e Perspectivas

02 e 03 de outubro de 2019

ANAIS

ISBN: 978-65-5040-024-8

Coordenação Geral

Prof.^a Dr^a Lúcia Helena Gomes Coelho

Prof. Dr. Leandro Reverberi Tambosi

Santo André | SP | Brasil

UFABC | 2019

CATALOGAÇÃO NA FONTE
SISTEMA DE BIBLIOTECAS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC

Simpósio de Ciência e Tecnologia Ambiental : Desafios e Perspectivas (2019 : Santo André, SP)

Anais do I Simpósio de Ciência e Tecnologia Ambiental : Desafios e Perspectivas / Coordenação de Lúcia Helena Gomes Coelho e Leandro Reverberi Tambosi. Santo André, SP : Universidade Federal do ABC, 2019.

360 p. : il.

Evento realizado de 2 a 3 de outubro de 2019, no Campus de Santo André da Universidade Federal do ABC. Realização do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Federal do ABC (UFABC).

ISBN 978-65-5040-024-8

1. Ciência Ambiental – Congressos. 2. Recursos Naturais – Congressos. 3. Meio Ambiente - Congressos. 4. Gestão Ambiental – Congressos. I. Coelho, Lúcia Helena Gomes, coord. II. Tambosi, Leandro Reverberi, coord. III. Título.

CDD 22 ed. – 363.7

Realização

Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
Universidade Federal do ABC - UFABC – Santo André

Coordenação Geral

Prof^a. Dr^a. Lúcia Helena Gomes Coelho
Prof. Dr. Leandro Reverberi Tambosi

Comissão Organizadora

Quim. Alessandra Borges Okamoto
Eng^a. Ana Carolina Santana Conceição
Eng^a. Ananda de Oliveira Goncalves Antenor
Prof^a. Dr^a. Angela Terumi Fushita
Biólogo Danilo Oliveira da Costa
Eng^a. Hedlla Mendonça Andrade
Eng^a. Júlia Kersul Faria
Prof. Dr. Leandro Reverberi Tambosi
Eng^a. Luana Dandara Barreto Torres
Prof^a. Dr^a. Lucia Helena Gomes Coelho
Eng. Marcio Yukihiro Kohatsu
Bióloga Mariana Eiko Mendes
Prof^a. Dr^a. Melissa Cristina Pereira Graciosa
Prof. Dr. Ricardo Hideo Taniwaki
Prof. Dr. Rodrigo de Freitas Bueno
Tec. Thais de Araujo Goya Peduto

Comissão Científica

MSc. Aldrew Alencar Baldovi
MSc. Bruna Chyoshi

Comissão Avaliadora

MSc. Aldrew Alencar Baldovi
MSc. Aline Alves Sanchez
Prof^a. Dr^a. Angela Terumi Fushita
Prof^a. Dr^a. Andrea de Oliveira Cardoso
MSc. Bruna Carolina Bartmeyer
MSc. Bruna Chyoshi
MSc. Bruno Hernandez Incau
MSc. Caluan Rodrigues Capozzoli
MSc. Caroline Vaitkevicius Sorrenti
Prof. Dr. Eduardo Lucas Subtil
MSc. Gabriel Messias Moura de Faria
Prof^a. Dr^a. Giulliana Mondelli
MSc. Jamile Gonçalves

MSc. Juliana Martins Stopa
Prof. Dr. Leandro Reverberi Tambosi
Prof^a. Dr^a. Lúcia Helena Gomes Coelho
MSc. Maíra Cristina de Oliveira Silva
MSc. Maíra Soares Galvanese
Prof^a. Dr^a. María Cleofé Valverde Brambila
MSc. Maria Gabriela Louzada Malfatti
MSc. Maryá Cristina Rabelo Lanza
Prof^a. Dr^a. Melissa Cristina Pereira Graciosa
Prof^a. Dr^a. Mercia Regina Domingues
MSc. Milena Emy Matsubara
MSc. Milla Pechta
MSc. Monique Silva Coelho
MSc. Natasha Murgu Valdambri
MSc. Paula Lopes de Araujo
MSc. Paulo Henrique Reis Pires
MSc. Ricardo Brambila Bosco
Prof. Dr. Ricardo Hideo Taniwaki
MSc. Roberlene Gonzales de Oliveira
MSc. Rogerio Visquetti de Santana
MSc. Saiuri Anzei Andrade
Prof^a. Dr^a. Tatiane Araújo de Jesus
MSc. Tatiane do Nascimento Lopes
MSc. Viviane Pereira Alves

Revisão e edição do livro

MSc. Aldrew Alencar Baldovi
Eng^a. Ana Carolina Santana Conceição
Eng^a. Ananda de Oliveira Goncalves Antenor
MSc. Bruna Chyoshi
Biólogo Danilo Oliveira Da Costa
Eng^a. Hedlla Mendonça Andrade
Eng^a. Júlia Kersul Faria
Eng. Marcio Yukihiro Kohatsu
Bióloga Mariana Eiko Mendes

Apoio

PROEC
Editora UFABC

OS TEXTOS DIVULGADOS SÃO DE INTEIRA RESPONSABILIDADE DE SEUS AUTORES

Nossos Patrocinadores

Blucher



drones



 **SILICUP**



Agradecimentos

É com imensa satisfação que o I Simpósio de Ciência e Tecnologia Ambiental: desafios e perspectivas vem agradecer a todos os participantes, comissões científica e organizadora, coordenadores, parceiros e demais envolvidos.

Agradecemos a cada um dos participantes pela qualidade dos trabalhos enviados, confiança e troca de saberes.

Agradecemos à Comissão Científica e aos avaliadores pelo zelo e imparcialidade na avaliação dos resumos submetidos ao evento.

Agradecemos à Comissão Organizadora pela destreza, dedicação e comprometimento durante toda a fase de organização até a realização do evento.

Agradecemos aos Coordenadores Gerais do I SCTA, que deram muito de si e de seu tempo para fazer o melhor na organização e possibilitar a realização do evento.

Agradecemos aos nossos apoiadores e patrocinadores, pelo apoio institucional, apoio financeiro, doação de produtos e por acreditaram no ISCTA.

Nossos agradecimentos também às pessoas que contribuíram conosco, tais como docentes e técnicos, pelo apoio e solicitude com as demandas do Simpósio.

Com esse sentimento de gratidão que convidamos a todos para construirmos o II Simpósio de Ciência e Tecnologia Ambiental, num futuro próximo.

Sucesso e vida longa ao nosso Simpósio!

Prefácio

Dentre os vários trechos percorridos em minha vida, tive o privilégio de poder participar dos passos iniciais da implantação do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Federal do ABC (UFABC), enquanto Professor Visitante e bolsista da CAPES, quando pude participar de discussões sobre o seu desenvolvimento e aprendi muito, pelos diversos olhares de seus docentes, como sempre ocorre em ciência.

Ministrei por três anos, em colaboração com a Professora Elizabete Campos de Lima, a disciplina Ciência Ambiental, e participei de diversos processos seletivos, incluindo o dos primeiros alunos ingressantes.

Como consequência desta participação, pude acompanhar as discussões feitas ao estabelecimento dos rumos que seriam dados ao PPGCTA à formação de recursos humanos capacitados a resolver problemas intrincados.

Em 2016 foi publicado o livro: *Ciência e Tecnologia Ambiental: Conceitos e perspectivas*. Em seus capítulos, indicou bases conceituais esperadas aos alunos formados pelo Programa e apresentou suas diversas áreas de atuação em ciência e em tecnologia, apontando aos potenciais candidatos ao Mestrado as abordagens pretendidas em sua proposta. Como toda área de conhecimento, a Ciência Ambiental é dinâmica e aponta novas abordagens necessárias para o entendimento pleno do objeto de seus estudos.

A implantação do Programa na UFABC, com campus em Santo André e São Bernardo do Campo, é significativa por conta desta região ter sido e manter-se extremamente industrializada e, embora possuindo grandes áreas conservadas, prevalecem em seus territórios as áreas urbanizadas de ocupação intensa, com um longo histórico de poluição na sua atmosfera, nas águas continentais e nos solos, acarretando em muitas áreas degradadas, configurando-se em uma região com problemas ambientais e sociais complexos.

Principalmente a partir de 50 a 60 anos atrás, vimos assistindo as maiores transformações da natureza baseadas nas relações humanas promovidas por diversas sociedades em todo o Planeta Terra, o que tem causado diminuição da biodiversidade, pela extinção de muitas espécies, a diminuição de habitats naturais ou a superexploração de diversas espécies biológicas de interesse humano, pela promoção da poluição de águas, dos solos e da atmosfera, com aumento das emissões de gases de efeito estufa, acelerando o aquecimento global, o uso e disposição inadequada de resíduos sólidos e da produção e descarte de diversos produtos, como o plástico ou substâncias químicas variadas, entre outras ações o que, em conjunto, acarreta diminuição da qualidade de vida das populações humanas proporcionada por diversos serviços ecossistêmicos.

O ambiente exige estudos extremamente inter-relacionados e não pode ser compreendido apenas através da soma dos saberes contidos nas muitas disciplinas utilizadas ao seu conhecimento, em uma época em que a ciência é extremamente fragmentada, ou hiperespecializada, o que não permite responder a problemas complexos.

A área de conhecimento ambiental exige formação interdisciplinar, proposta da UFABC aos seus alunos de graduação e consolidada nos temas abordados pelo PPGCTA, dentro de suas duas Linhas de Pesquisa: Sistemas Ambientais e Tecnologias Ambientais.

Esta aspiração vem sendo consolidada nos temas tratados nas quarenta e duas dissertações concluídas de 2016 a 2018 e nas que se encontram em desenvolvimento, subsidiadas pelas diversas disciplinas que oferece aos seus alunos.

O *1. Simpósio de Ciência e Tecnologia Ambiental: Conceitos e Perspectivas* traz uma síntese de cinco anos e meio de atividades do Programa e de três anos de trabalhos de mestrado concluídos, tendo sido inscritos 74 trabalhos e recebidos 51, dos quais 49 foram aprovados para publicação na forma de resumo expandido.

Estes trabalhos abordam aspectos diversos dentro de grandes temas, como: abastecimento, tratamento e distribuição de água; política, planejamento e gestão de recursos hídricos; modelagem, gestão e tratamento de efluentes gasosos na atmosfera; variabilidade e mudanças climáticas; contaminação, remediação e conservação de solos; caracterização, tratamento, disposição e reuso de efluentes; gestão, reciclagem e disposição final de resíduos sólidos; dinâmica, conservação e recuperação de ecossistemas; política, planejamento e gestão urbana e desenvolvimento de materiais e tecnologia de baixo impacto ambiental; indicando a consolidação das áreas de trabalho propostas em seu projeto original.

O Livro de resumos do I Simpósio de Ciência e Tecnologia Ambiental tem como subtítulo: *Desafios e Perspectivas*, apontando para a inquietude e para a abertura de novos cenários em decorrência do desenvolvimento contínuo da Ciência Ambiental. Sintetiza, consolida e propõe, implicitamente, novos rumos e abordagens, como é próprio do fazer ciência e divulga, para análise geral, possibilidades de desenvolvimento de novas abordagens na área ambiental.

Os primeiros passos estão dados, e são firmes, e desejo que sejam capazes de levar o PPGCTA aos rumos que se dispõe e aos novos caminhos que surgirão do debate contínuo em seu interior.

Waldir Mantovani

Pesquisador Visitante

FUNCAP/CAPES – UFC

Cofundador do PPG-CTA

Apresentação

A presente publicação reúne os trabalhos apresentados no I Simpósio de Ciência e Tecnologia Ambiental: desafios e perspectivas, organizado pelo programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) com o apoio da Pró-reitoria de Extensão e Cultura (ProEC) da Universidade Federal do ABC (UFABC).

O cotidiano do homem com a Natureza traz resultados de ações contrapostas no seu habitat. É preciso considerar que os recursos naturais são finitos e, portanto, se faz necessário conviver em harmonia com o meio ambiente e com o desenvolvimento tecnológico. A reflexão sobre as práticas sociais e econômicas, em um contexto marcado pela degradação permanente dos sistemas ambientais, cria uma necessária articulação com a tecnologia e inovação. A dimensão ambiental configura-se como uma questão interdisciplinar, potencializando o envolvimento e a capacitação de profissionais e da comunidade, bem como a popularização e disseminação do conhecimento científico.

Nesse contexto, o I Simpósio de Ciência e Tecnologia Ambiental: desafios e perspectivas tem como objetivo criar um espaço de diálogo, compartilhamento de conhecimento e ressignificação de ideias. Acredita-se que a busca pela sustentabilidade ambiental passa por uma construção entre ensino, pesquisa e extensão, pilares da Universidade Pública.

Os trabalhos reunidos nessa obra permeiam pelos mais diversos temas na área ambiental como recursos hídricos, ar, solo, efluentes, clima, gestão ambiental, resíduos sólidos, ecossistemas e materiais e tecnologias de baixo impacto ambiental. Não se pretende esgotar os assuntos discutidos durante o simpósio, mas esperamos que o evento sirva de inspiração para a continuidade e multiplicação do conhecimento científico na área de ciências ambientais.

Lúcia Coelho

Professora e pesquisadora - UFABC

Coordenadora do PPG-CTA

Sumário

| | |
|--|------------|
| I - ÁGUA: ABASTECIMENTO, TRATAMENTO E DISTRIBUIÇÃO | 15 |
| Análise da eficiência da remoção de poluentes de escoamento superficial através de sistema de biorretenção – Jardim de chuva..... | 16 |
| Avaliação fitotoxicológica das águas do reservatório Rio Grande por bioensaios com sementes de <i>Cucumis sativus</i> e <i>Sinapis alba</i> | 23 |
| Efeitos dos hormônios 17 β -Estradiol e 17 α -Etinilestradiol sobre a saúde humana - Estudo de Caso Represa Billings - São Bernardo do Campo/SP | 30 |
| II - EFLUENTES: CARACTERIZAÇÃO, COLETA, TRATAMENTO, DISPOSIÇÃO, REUSO, LODOS E BIOSSÓLIDOS..... | 39 |
| Análise da geração de energia por Célula Combustível Microbiana em Biorreator Eletroquímico com Membranas | 40 |
| Análise microbiológica de qualidade da água do Córrego Mirassol, cidade de São Paulo, Brasil | 47 |
| Avaliação do cultivo de girassol por meio de fertirrigação com efluente gerado por sistema de tratamento do tipo Vermifiltro | 54 |
| Efeito da amoxicilina nas bactérias autotróficas nitrificantes de lodo ativado de estação de tratamento de esgoto doméstico | 61 |
| Fitotoxicidade de efluente de AFMBR contendo contaminantes de interesse emergente por meio de bioensaios com <i>Sinapis alba</i> | 67 |
| Pós-tratamento de efluente de reator UASB usando sulfato de alumínio e membranas de ultrafiltração: remoção de fósforo e matéria orgânica | 74 |
| Remoção de diclofenaco em sistemas de lodos ativados | 81 |
| Remoção de fósforo total, cor aparente e turbidez em sistema piloto de <i>wetland</i> construída povoada com <i>Eichhornia crassipes</i> | 88 |
| Tratamento de águas residuárias de indústria têxtil por biossorção em cascas de pinhão | 96 |
| III - RECURSOS HÍDRICOS: POLÍTICA, PLANEJAMENTO E GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS | 104 |
| Avaliação espaço-temporal das emissões de CH ₄ no Reservatório Guarapiranga-SP..... | 105 |
| Alterações físicas e de habitats em riachos de cabeceira próximos de cultivos da cana-de-açúcar | 112 |

| | |
|--|------------|
| Avaliação espaço-temporal do índice de estado trófico (IET) do Reservatório Billings (São Paulo-SP)..... | 117 |
| IV - CLIMA: EXTREMOS, VARIABILIDADES E MUDANÇAS RELACIONADAS ÀS AÇÕES ANTRÓPICAS E NATURAIS..... | 123 |
| Desenvolvimento de uma ferramenta computacional em Java para visualização de dados climáticos binários em SIG | 124 |
| Diferenças nas variáveis meteorológicas sobre a cidade de Santo André..... | 131 |
| Mudanças Climáticas e o Impacto na Saúde Respiratória: Estudo sobre o Grande ABC Paulista | 138 |
| V - GESTÃO AMBIENTAL E URBANA: POLÍTICA E PLANEJAMENTO | 145 |
| Ciência, Tecnologia e Inovação como modelo de Desenvolvimento Sustentável para a Amazônia | 146 |
| A Lei de Proteção da Vegetação Nativa favorece a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos?..... | 154 |
| Cobertura da terra e expansão urbana na Ilha Comprida (Estado de São Paulo) entre 2010 e 2018. | 160 |
| Conexão entre áreas verdes urbanas em atividades de Educação Ambiental: a experiência da Caminhada Interparques em Santo André..... | 166 |
| Identificação de áreas suscetíveis às inundações por meio de modelagem hidráulico-hidrológica – Estudo de caso da bacia hidrográfica do Ribeirão dos Perus – São Paulo – SP | 171 |
| Impacto na mobilidade devido à alagamento no eixo Tamanduateí | 178 |
| Santo André: Comportamento Médio das Variáveis Meteorológicas para a Zona de Qualificação Urbana e Avaliação da Temperatura Interna de Dormitórios em Edificações Residenciais Multifamiliares | 186 |
| VI - AR: POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA, MODELAGEM, GESTÃO E TRATAMENTO DE EFLUENTES GASOSOS..... | 193 |
| Análise por macrossimulação da evolução dos limites Proconve de emissão para frota de veículos pesados na Região Metropolitana de São Paulo..... | 194 |
| Biomonitoramento do ar para chumbo (Pb) no entorno do Polo Petroquímico de Capuava e Paranapiacaba, região do grande ABC (SP)..... | 200 |

| | |
|---|------------|
| Caracterização de eventos persistentes de degradação da qualidade do ar na Região Metropolitana de São Paulo | 207 |
| Estabelecimento de critérios de projeto de tanques de armazenamento de hidrocarbonetos a partir da avaliação da redução de emissões de compostos orgânicos voláteis (COV) | 213 |
| VII – RESÍDUOS SÓLIDOS: GESTÃO, RECICLAGEM, TRATAMENTO, DISPOSIÇÃO FINAL | 219 |
| Avaliação da logística reversa de embalagens de tintas imobiliárias na cidade de Guanambi- BA | 220 |
| Aplicação da química de radiação à questões tecnológicas do cimento relacionadas ao desenvolvimento de repositórios de rejeitos radioativos do modelo borehole..... | 226 |
| Densidade e caracterização de <i>pellets</i> plásticos nas praias do Gonzaga e Boqueirão, Santos, São Paulo..... | 232 |
| Extração de Sílica a partir das Cinzas de Resíduo da Cana-de-Açúcar em Diferentes Condições de Extração Alcalina | 239 |
| O processo de elaboração do plano de gerenciamento de resíduos da construção civil para um município de pequeno porte: O caso de Tapiraí, SP | 245 |
| Utilização do papel como fonte alternativa de fibra no processo de compostagem | 255 |
| VIII – ECOSISTEMAS: DINÂMICA, PROCESSOS, CONSERVAÇÃO E RECUPERAÇÃO | 262 |
| A conservação e o manejo de parques urbanos de Santo André por meio da Fitossociologia | 263 |
| Análise dos fatores ambientais que determinam o padrão de distribuição da riqueza de espécies arbóreas ameaçadas de extinção na Mata Atlântica | 271 |
| Remanescentes florestais passíveis de categorização como unidade de conservação no município de São Paulo | 278 |
| Variação da cobertura florestal para aves endêmicas de Mata Atlântica | 283 |
| IX - MATERIAIS E TECNOLOGIAS DE BAIXO IMPACTO AMBIENTAL..... | 289 |
| Avaliação da fitotoxicidade de nanopartículas de cobre por meio de bioensaios com <i>Lactuca sativa</i> | 290 |
| Vermifiltro: Alternativa para tratamento de esgoto em sistemas descentralizados | 297 |
| Aplicação de caixa topográfica com realidade aumentada (AR Sandbox) para o ensino de cartografia e geoprocessamento no ensino superior..... | 306 |

| | |
|---|------------|
| Construções autossustentáveis: Proposta de hotel visando eficiência energética | 312 |
| Desempenho termoenergético de telhados e paredes verdes: um estudo de caso nas condições climáticas da cidade de São Paulo..... | 320 |
| Fitotoxicidade do Dicromato de Potássio ($K_2Cr_2O_7$) em três espécies de sementes..... | 326 |
| X - SOLOS: CONTAMINAÇÃO, INVESTIGAÇÃO, REMEDIAÇÃO, DEGRADAÇÃO E CONSERVAÇÃO | 333 |
| Análise de sensibilidade do fator de segurança à diversas condições de umidade em solo tropical | 334 |
| Avaliação dos Fluxos de Ar e Água Subterrânea da Região do Polo Petroquímico de Capuava | 341 |
| Influência da textura do solo na suscetibilidade à erosão hídrica | 347 |
| Uso do SIG para delimitação de susceptibilidade erosiva na unidade de negócio oeste Sabesp. | 354 |



ÁGUA

Abastecimento,
tratamento e
distribuição.

Análise da eficiência da remoção de poluentes de escoamento superficial através de sistema de biorretenção – Jardim de chuva

^aBezerra, C. E.; ^bGraciosa, M. C. P.

^acintia.espindola@aluno.ufabc.edu.br

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

O controle da poluição difusa é um dos objetivos da drenagem sustentável e pode ser alcançado por meio de sistemas de biorretenção, ou jardins de chuva, que possuem a dupla finalidade de reduzir o escoamento superficial e promover a melhora da qualidade das águas, por meio de filtração. Neste trabalho, coletou-se amostras de escoamento superficial durante uma chuva e analisou-se os parâmetros cor, turbidez, pH, condutividade elétrica e sólidos suspensos totais, antes e depois da percolação em um jardim de chuva piloto experimental. Os resultados indicam melhora do pH, no efluente do sistema, em relação à amostra original, de modo atender à Resolução CONAMA 357/05. Cor e turbidez tiveram aumento, o que era esperado, em virtude do carreamento de partículas de solo ao passar pelo jardim. As análises não indicaram quantidade significativa de sólidos em suspensão ou alteração significativa na condutividade elétrica. O jardim de chuva tem potencial para atuar no controle da poluição difusa e recomenda-se estudos mais aprofundados em escala real.

Palavras-chave: Escoamento superficial; jardim de chuva; poluição difusa; sistema de biorretenção.

Introdução

As enchentes urbanas são parte do problema das águas urbanas relacionados às questões do saneamento e que, cada vez mais, demandam soluções integradas com relação aos aspectos quantitativos e qualitativos. As águas de chuva que escoam sobre as superfícies dos telhados, vias de circulação, pátios de estacionamentos, dentre outras, levam consigo, para a rede de drenagem, diversos poluentes presentes nessas superfícies, que constituem a chamada poluição difusa. Tais poluentes acabam por afluir aos rios e córregos, contribuindo para a poluição dos cursos d'água urbanos.

Em meio aos diversos desafios de controle da quantidade e qualidade das águas urbanas surgiram novos conceitos e técnicas com o objetivo de recuperar, o máximo possível, as condições hidrológicas locais anteriores à ocupação urbana das bacias hidrográficas, as quais são denominadas técnicas alternativas ou compensatórias em drenagem urbana. Estas técnicas buscam, por meio de processos físicos e biológicos, bem como da visão multidisciplinar e sistêmica do problema, promover a redução do volume escoado e a manutenção ou recuperação da qualidade das águas urbanas (CANHOLI, 2014).

Sistemas de biorretenção, também conhecidos como jardins de chuva, são sistemas compostos de jardins superficiais dotados de estruturas sub-superficiais dispostas em camadas que

visam promover a infiltração e retenção do escoamento superficial, com o objetivo de reduzir os volumes escoados na origem de sua formação, que são os lotes, ruas e urbanos. Por esse motivo, são também chamados de sistemas de controle na fonte do escoamento superficial direto.

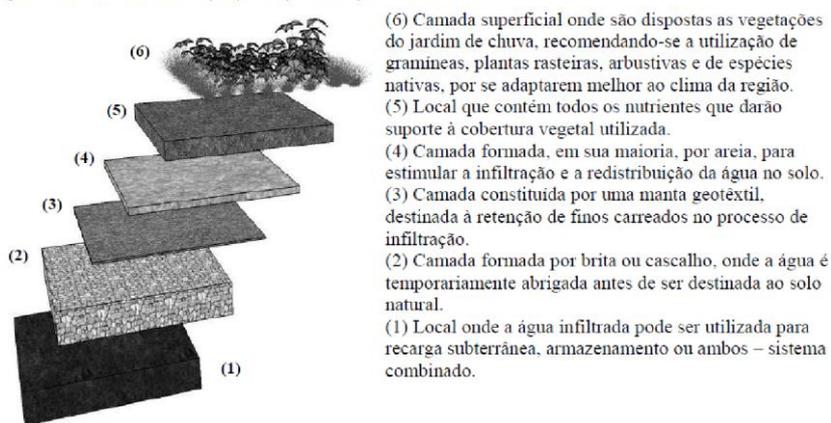
Consistem, basicamente, de áreas de infiltração preparadas para proporcionar a máxima infiltração possível, por meio de camadas intercaladas de materiais permeáveis como areia, brita, manta drenante geotêxtil, substrato e vegetação.

Os sistemas de biorretenção diferem de sistemas de infiltração simples, tais como trincheiras, pavimentos permeáveis e poços de infiltração, por serem compostos, além da camada permeável, também de vegetação, o que contribui para potencializar a capacidade de retenção e armazenamento.

Os jardins de chuva apresentam uma disposição de camadas que tendem a suprir suas funções de retenção, infiltração e filtração da maneira mais eficiente. A primeira camada, mais superficial, é composta de vegetação e tem por finalidade reter o escoamento superficial, filtrando parte para as camadas inferiores e absorvendo parte na vegetação e evapotranspiração. A parte filtrante do jardim de chuva é composta por solo arenoso intercalado com manta geotêxtil, até atingir a parte onde se dá o armazenamento, composta por briga ou argila expandida. As águas de chuva ficam retidas nessa camada e são lentamente infiltradas no solo. O volume excedente é encaminhado para o sistema convencional de drenagem, de modo que o jardim opere sem lâmina d'água superficial. A Figura 1 apresenta um esquema de construção e um jardim de chuva.

Figura 1. Exemplo de estrutura proposta para um jardim de chuva.

Figura 1 - Estrutura básica proposta para um jardim de chuva



Fonte: Melo *et al.*, 2014.

No presente estudo, realizou-se uma análise da eficiência dos jardins de chuva do ponto de vista qualitativo, ou seja, na remoção da poluição difusa, por meio do ensaio físico, em modelo reduzido, de um jardim de chuva e da análise de parâmetros do escoamento superficial direto coletado durante evento de chuva real. A amostra de escoamento superficial direto foi analisada com relação aos seguintes parâmetros de qualidade: cor, turbidez, pH, condutividade elétrica e

sólidos suspensos totais, antes e depois de passar pelo jardim de chuva, possibilitando, assim, a análise da eficiência do sistema na remoção de tais poluentes.

Material e Métodos

Montagem do modelo

Foi adaptado um modelo físico existente, instalado no Laboratório de Águas Urbanas e Hidráulica Ambiental da Universidade Federal do ABC, onde foram conduzidos os ensaios. A adaptação consistiu da readequação das camadas e replantio da camada superior. O modelo reduzido foi instalado em caixa plástica com as seguintes dimensões: 63 cm de comprimento, 42 cm de largura e 30 cm de altura. O modelo é composto pelas seguintes camadas:

- Cobertura vegetal: com 3 cm de espessura, foi utilizada gramínea;
- Substrato: tem por finalidade fornecer nutrientes à vegetação. No modelo a camada de substrato tem 3 cm de espessura e consiste de uma única placa, juntamente com a cobertura vegetal;
- Areia: a camada de areia tem por finalidade de promover a rápida passagem (filtração) para a camada de armazenamento. No modelo, a camada de areia tem espessura de 6 cm.
- Argila expandida: esta é a mais espessa das camadas, que tem por finalidade promover o armazenamento do escoamento superficial para posterior infiltração. No modelo, que foi instalado em Caixa plástica, esta camada teve por finalidade somente o armazenamento e posterior condução para fora do sistema via tubulação perfurada instalada na base do mesmo. A camada de argila expandida teve espessura de 16 cm.

As camadas foram separadas entre si por manta geotêxtil, com a finalidade de retenção de granulométricos finos carreados no processo de infiltração e filtração primária das águas.

A tubulação de PVC perfurada para o escoamento da vazão excedente foi instalada na base do modelo e também revestida de geotêxtil para minimizar o carreamento de sólidos. Por se tratar de modelo reduzido, o sistema não conta com a infiltração do solo, de modo que a vazão que eflui do sistema, através do tubo de PVC, corresponde a toda a vazão aduzida ao sistema. Por essa razão, o modelo torna-se particularmente eficaz para avaliar os aspectos de qualidade das águas, uma vez que todo o volume fornecido ao sistema pode ser captado e ter sua qualidade analisada a partir de parâmetros de qualidade antes e depois de passar pelo sistema. A Figura a seguir apresentam o protótipo do sistema de biorretenção em escala reduzida.

Figura 2. (a) e (b) Jardim de chuva experimental; (c) Área de coleta das amostras de escoamento superficial.



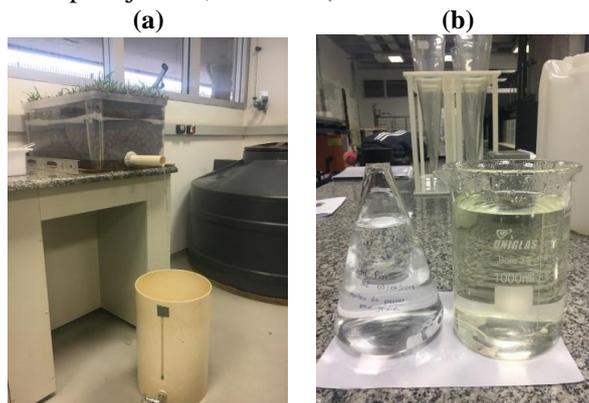
Coleta de amostra de escoamento superficial direto

Foi coletada amostra de escoamento superficial direto de uma área de circulação de pedestres no campus da Universidade Federal do ABC em Santo André – SP. Esta área está localizada no pátio central do campus e não tem circulação de veículos, interligando a entrada principal do campus ao bloco de salas de aula, setor administrativo e laboratórios – bloco A, à biblioteca e ao refeitório universitário. A drenagem da área é feita por meio de calhas que conduzem o escoamento ao pavimento inferior, onde está situado o estacionamento e, de lá, as águas seguem para a rede de drenagem externa ao campus. Nesse pavimento inferior, no desemboque das calhas, foram coletadas as amostras de escoamento superficial. A coleta foi realizada durante o evento de chuva ocorrido no dia 3 de junho de 2019. A condição anterior era de solo parcialmente úmido, uma vez que ocorreram chuvas esparsas nos dias que antecederam este evento. A amostra coletada teve volume de 6,15 litros e foi acondicionada em galão plástico após a coleta. A Figura 1(c) mostra o local de coleta das amostras.

Experimento no jardim de chuva

Da amostra coletada, realizou-se a separação de uma fração de 0,50 litros para a análise dos parâmetros, sendo o restante, 5,65 litros, utilizado para o experimento no jardim de chuva. O ensaio no jardim de chuva foi realizado no dia 12 de junho e consistiu de aduzir a amostra ao jardim, manualmente, utilizando frascos do tipo béquer. A amostra percolou as camadas do experimento e foi coletada, ao final, em um recipiente plástico dotado de graduação e registro, conforme mostrado na Figura 2a. A Figura 2b ilustra a amostra bruta, antes de passar pelo jardim de chuva, e o efluente após a percolação pelo jardim.

Figura 3. (a) Experimento no jardim de chuva; (b) Amostra de escoamento superficial bruto, à esquerda (amostra mais clara) e após passar pelo jardim, à direita (amostra mais amarelada).



Análises dos parâmetros de qualidade

Foram analisados os parâmetros: pH, cor, condutividade elétrica, turbidez e sólidos suspensos totais, por serem indicativos da presença de poluição difusa no escoamento superficial. As análises foram conduzidas no Laboratório de Análises Ambientais da UFABC. As análises das amostras de escoamento superficial bruto foram realizadas no dia 7 de junho de 2019. As análises das amostras efluentes do experimento no jardim de chuva foram realizadas no dia 15 de julho de 2019.

O potencial hidrogeniônico, pH, representa a concentração de íons de hidrogênio H^+ , constituindo uma indicação da condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da substância. Segundo von Sperling (2005), os constituintes responsáveis pelo pH podem ser sólidos dissolvidos ou gases dissolvidos. A origem pode ser a dissolução de materiais sólidos, sedimentos ou absorção de gases da atmosfera. Trata-se, pois, de relevante parâmetro a ser analisado para o estudo da poluição difusa no escoamento superficial direto.

A relevância de se realizar a análise da cor reside no fato de se tratar de um indicador relacionado aos sólidos dissolvidos, oriundos principalmente da decomposição de matéria orgânica vegetal, além de resíduos de poluição (VON SPERLING, 2005).

A turbidez consiste do grau de interferência com a passagem da luz através da água, conferindo à mesma uma aparência turva. É um indicativo da presença de sólidos em suspensão, como partículas de argila e silte, além de microrganismos (VON SPERLING, 2005).

A condutividade é uma medida da concentração total de sais dissolvidos na água que fornece a salinidade total da amostra. Embora não exista um parâmetro estabelecido do valor no qual deve-se encontrar a condutividade da água da chuva, considera-se totalmente poluídos locais que apresentam condutividade igual a $100 \mu S/cm$. As análises foram realizadas pelos métodos descritos no Quadro 1.

Quadro 1. Parâmetros analisados e os respectivos métodos analíticos.

| Variáveis | Métodos | Referência |
|--------------------------|-----------------|------------------------------|
| pH (A)* | Potenciométrico | |
| Condutividade Elétrica* | Condutométrico | |
| Turbidez | Turbidímetro | Standard Methods APHA (2012) |
| Sólidos Suspensos Totais | Gravimétrico | |
| Cor | Colorimétrico | |

Resultados e Discussão

Os resultados das análises estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Resultados das Análises realizadas.

| Resultados das análises | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|--|-----------|-----------|-----------|-------|---|-----------|-----------|-----------|-------|
| Análises | Amostra de escoamento superficial bruto coletado em 3/6/19 | | | | | Amostra efluente do jardim de chuva - experimento realizado em 7/6/19 | | | | |
| | Data da análise: | Análise 1 | Análise 2 | Análise 3 | média | Data da análise: | Análise 1 | Análise 2 | Análise 3 | média |
| pH (25°C) | 15/7/19 | - | - | - | 9.11 | 15/7/19 | - | - | - | 5.69 |
| Cor (uC) | 7/6/2019 | 3.2 | 2 | 3.6 | 2.93 | 15/7/19 | 27.7 | 28.7 | 28.1 | 28.17 |
| Turbidez (NTU) | 7/6/2019 | 0.16 | 0.12 | 0.22 | 0.167 | 15/7/19 | 1.07 | 1.08 | 1.08 | 1.077 |
| Condutividade Elétrica (uS/cm) | 7/6/2019 | 214.3 | 202.9 | 196 | 204.4 | 29/7/19 | 449.9 | 432.8 | 446.3 | 443 |
| Sólidos Suspensos Totais (g) | 15/7/19 | - | - | - | 0 | 15/7/19 | - | - | - | 0 |

Os resultados das análises mostraram o escoamento superficial bruto não atende à Resolução CONAMA 357 de 2005 para lançamento em curso d'água, no que se refere ao parâmetro de pH. A referida resolução estabelece os limites mínimo de 5 e máximo de 9 para o pH. O escoamento superficial bruto amostrado apresentou pH de 9,11 sendo que, após passar pelo jardim de chuva, esse valor foi reduzido para 5,69, ficando, portanto, dentro dos padrões estabelecidos pela referida Resolução.

Não foram registrados níveis significativos de sólidos suspensos totais nas amostras, o que pode ser decorrente do fato de que o evento de chuva amostrado ocorreu durante período chuvoso, de modo que o pátio de coleta se encontrava "lavado". Durante longos períodos secos, é de se esperar que as superfícies apresentem maior quantidade de poluição, resultando em maior volume de sólidos suspensos no escoamento superficial.

O aumento da condutividade possivelmente se deve ao carreamento de íons e sais presentes no solo. Este parâmetro, no entanto, não constitui critério de análise para lançamento em corpos hídricos conforme Resolução CONAMA 357/2005. Os parâmetros de cor e turbidez apresentaram, ambos, aumento nos valores registrados na amostra efluente do jardim de chuva, em relação ao escoamento superficial bruto. Isto era esperado uma vez que o efluente após percolar o jardim tende a carrear partículas do solo e de matéria orgânica. No entanto, isto não tem impacto nos parâmetros para lançamento, conforme Resolução CONAMA 357/2005, podendo ser interpretados como um efeito não significativo diante de um benefício maior que é a redução no pH.



Considerações Finais

Os jardins de chuva têm a dupla função de amortecer os picos de cheia e promover melhoria na qualidade das águas de escoamento superficial. Os resultados deste estudo corroboram com esta funcionalidade esperada do jardim de chuva, uma vez que mostraram redução em parâmetros de qualidade relevantes para lançamento em corpos hídricos, notadamente por promover a redução no pH. Recomenda-se a realização de ensaios em escala real para avaliar a potencial redução na poluição difusa em condições reais de operação, em diferentes condições anteriores de chuva. É esperado que os jardins de chuva apresentem maior redução na poluição difusa após períodos de seca, onde as superfícies têm maior concentração de poluentes. Um estudo de longo termo poderá contribuir para esta análise.

Agradecimentos

À equipe do Laboratório de Águas Urbanas e Hidráulica Ambiental da Universidade Federal do ABC, em especial aos técnicos Ernani Meira Vergniano e Jane Tiyoka Honda pelo auxílio na construção do experimento piloto.

À equipe do Laboratório de Análises Ambientais da UFABC, em especial à mestranda Júlia Kersul Faria, pelo auxílio na realização das análises.

Referências Bibliográficas

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: 2540 Solids. American Public Health Association, 18th ed., Washington, 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 15 de junho de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CANHOLI, A. P. Drenagem urbana e controle de enchentes. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos. 2014. 302p.

MELO, T. A. T. Jardim da chuva: sistema de biorretenção como técnica compensatória no manejo de águas pluviais urbanas. 2011. 178 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Alagoas, Recife.

PEREIRA, K. O. e Martins, L. H. B., Avaliação da condutividade elétrica da água da chuva como indicador de poluição. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Santa Catarina, 2011.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. 3, ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014, 470 p.

Avaliação fitotoxicológica das águas do reservatório Rio Grande por bioensaios com sementes de *Cucumis sativus* e *Sinapis alba*

^aPeduto, T. A. G.; ^bJesus, T. A.; ^bHanisch, W. S.; ^bCoelho, L. H. G.; ^bCosta, D. O.; ^bBenassi, R. F.

^athais.goya@outlook.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

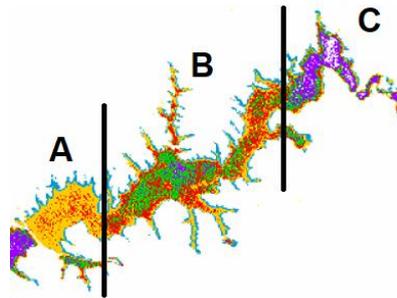
O reservatório Braço Rio Grande está localizado na malha urbana da Região Metropolitana de São Paulo e possui como principal utilidade pública, o fornecimento de água para a população, tornando imprescindível indicadores que monitorem a sua qualidade devido as pressões específicas causadas pelas atividades humanas em seu entorno. Entre os tipos de indicadores analisados, apenas os organismos aquáticos são normatizados e aceitos pelos órgãos competentes como indicadores de toxicidade, abrindo lacuna para a mitigação de testes com espécies vegetais aplicados ao monitoramento dos corpos hídricos. Nesse estudo visou-se realizar bioensaios nas amostras que foram coletadas entre o período de agosto/2018 a março/2019 no reservatório Braço Rio Grande. Para tanto, foram adotadas as sementes de mostarda e pepino, por serem de rápida germinação. Ambas permaneceram incubadas a $20\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$, na ausência de luz, por 72 e 96 horas, respectivamente, e analisadas junto ao controle. Conclui-se que o tamanho da semente influencia diretamente na sensibilidade dos bioensaios e que há elevada disponibilidade de nutrientes no reservatório Rio Grande.

Palavras-chave: Ecotoxicologia; indicadores ambientais; qualidade da água.

Introdução

As atividades humanas causam pressões específicas nos reservatórios localizados nas áreas urbanas, tornando imprescindível o seu monitoramento, gerenciamento e as estratégias de proteção ambiental (López-Doval *et al.*, 2017). O reservatório Braço Rio Grande está localizado nos municípios de São Bernardo do Campo, Ribeirão Pires, Rio Grande da Serra e Santo André, e possui área aproximada de 7,4 km² e 9 km de extensão. A fim de conter a poluição e preservar as suas águas, o seu isolamento foi realizado em 1981 do corpo central da represa pela barragem Anchieta próximo ao ponto de captação da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP (Nishimura, 2012). Servindo para múltiplos usos, o reservatório Braço Rio Grande possui locais para recreação, balneabilidade, esportes náuticos e, pesca. Lançamentos de dejetos domésticos e industriais irregulares lançados na represa justificam o estudo da classificação de trofia realizado por imagens de satélite, calculados a partir da variável biológica clorofila-a (Figura 1), onde o estudo apontou que existe heterogeneidade espacial no reservatório, sendo a parte baixa classificada como (A) oligotrófica, parte média (B) mesotrófica e a parte alta como (C) hipereutrófica (Mariani, 2006).

Figura 1. Estado trófico calculado através da variável biológica clorofila-a.



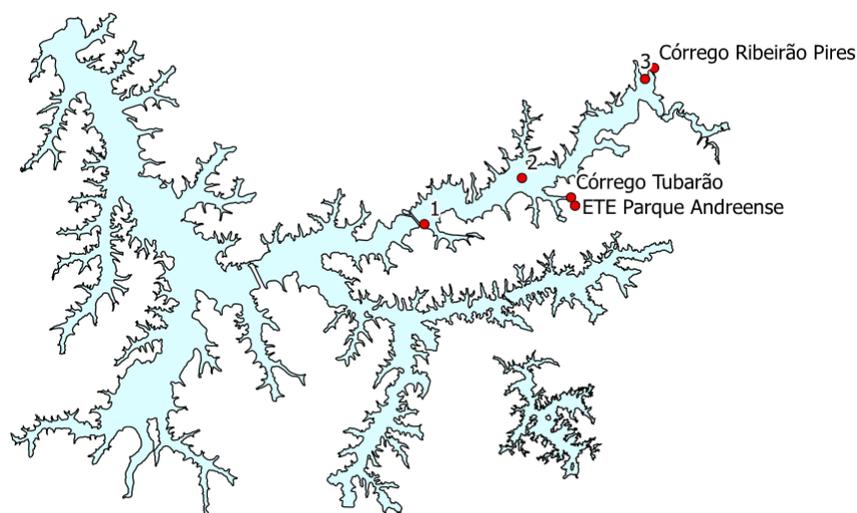
Fonte: Adaptado de Mariani (2006).

Este estudo faz parte do projeto de pesquisa intitulado “Relação entre variáveis limnológicas (abióticas e bióticas) e sazonalidade nos fluxos dos gases CH_4 e CO_2 em regiões fluviais das represas Billings e Guarapiranga (São Paulo - SP)” financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (Proposta: 17/10355-1), cujo objetivo é contribuir cientificamente com as análises dos parâmetros macroscópicos que demonstram alterações no crescimento inicial das raízes e na germinação de duas espécies vegetais fortemente empregadas na literatura como bioindicadoras de toxicidade, visto que é uma problemática ambiental expressiva.

Material e Métodos

O estudo foi realizado no reservatório Rio Grande (Figura 2), integrante do Complexo Billings em São Paulo. As coletas foram realizadas em agosto de 2018 (período seco), novembro de 2018 e março de 2019 (período chuvoso).

Figura 2. Localização dos pontos amostrais (1-2-3), córregos afluentes (Ribeirão Pires e Tubarão) e Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Parque Andreense.



Fonte: Autoral.

O preparo da água ISO (controle positivo), que contém substâncias que promovem a germinação das sementes (OECD, 2004) seguiu a metodologia descrita por Kohatsu *et al.* (2018), em que foram adicionados cloreto de potássio ($1,176 \text{ mg.L}^{-1}$), sulfato de magnésio ($0,493 \text{ mg.L}^{-1}$), bicarbonato de sódio ($0,259 \text{ mg.L}^{-1}$) e cloreto de potássio ($0,023 \text{ mg.L}^{-1}$) em suas respectivas quantidades, avolumado para 1.000 mL com água destilada e agitado até a diluição total das substâncias. O controle negativo, visa inibir a sua germinação, consistiu em adicionar (50 mg.L^{-1}) de Dicromato de Potássio a 1.000 mL de água destilada, agitado até que toda a substância fosse incorporada (Silva; Mattiolo, 2011). Ambas com validade de 3 meses após o preparo.

O emplantamento consistiu em desinfetar com ácido clorídrico (HCl 10%) as placas de Petri de vidro ($\varnothing 90 \text{ mm}$), forrá-las com papel filtro qualitativo (marca Unifil®), gramatura de 80 g/m^2 (Kohatsu *et al.*, 2018) e adicionar, em cada placa 3 mL de amostra e 6 sementes dispostas em linha reta a $\frac{3}{4}$ da altura placa. Embaladas com filme PVC, para minimizar o processo de evaporação e colocadas em incubadora (Solab Científica®), inclinadas a 45° e conduzidas em triplicata, a temperatura da incubadora permaneceu de 20°C a 22°C , com umidade de 60% por 96 horas para as sementes de *Cucumis sativus* (Guerra, *et al.*, 2012) e 72 horas para *Sinapis alba* (Kohatsu *et al.*, 2018). Após a incubação foi medido o comprimento da raiz com o auxílio de um paquímetro digital de 150 mm com precisão de 0,001 cm (Marca Matrix®, Modelo 316119) e o número de sementes germinadas a partir de análise visual, ambas aplicadas às equações (1), (2) e (3).

$$\%GA = \frac{\text{Média aritmética das sementes germinadas na amostra}}{\text{Média aritmética das sementes germinadas no controle}} \times 100 \quad (1)$$

$$\%CRR = \frac{\text{Média aritmética do comprimento das raízes da amostra}}{\text{Média aritmética do comprimento das raízes no controle}} \times 10 \quad (2)$$

$$IG = \frac{(\%GA) \times (\%CRR)}{100} \quad (3)$$

Onde: GA é a porcentagem de germinação (%), CRR a porcentagem do crescimento relativo das raízes (%) e IG índice de germinação.

Após a coleta dos dados laboratoriais, estes foram planilhados, e submetidos a análises estatísticas. A classificação que determina o grau de toxicidade presente na amostra pode ser feita através de vários índices encontrados na literatura, neste estudo adotou-se a classificação através do Índice de Germinação – IG, seguindo a metodologia de Belo (2011), visto na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação a partir do Índice de Germinação.

| Índice de Germinação (IG) | Classificação |
|---------------------------|---------------------------|
| <30 | Muito fitotóxico |
| 30-60 | Fitotóxico |
| 60-80 | Moderadamente fitotóxico |
| 80-100 | Não fitotóxico |
| >100 | Potencializa a germinação |

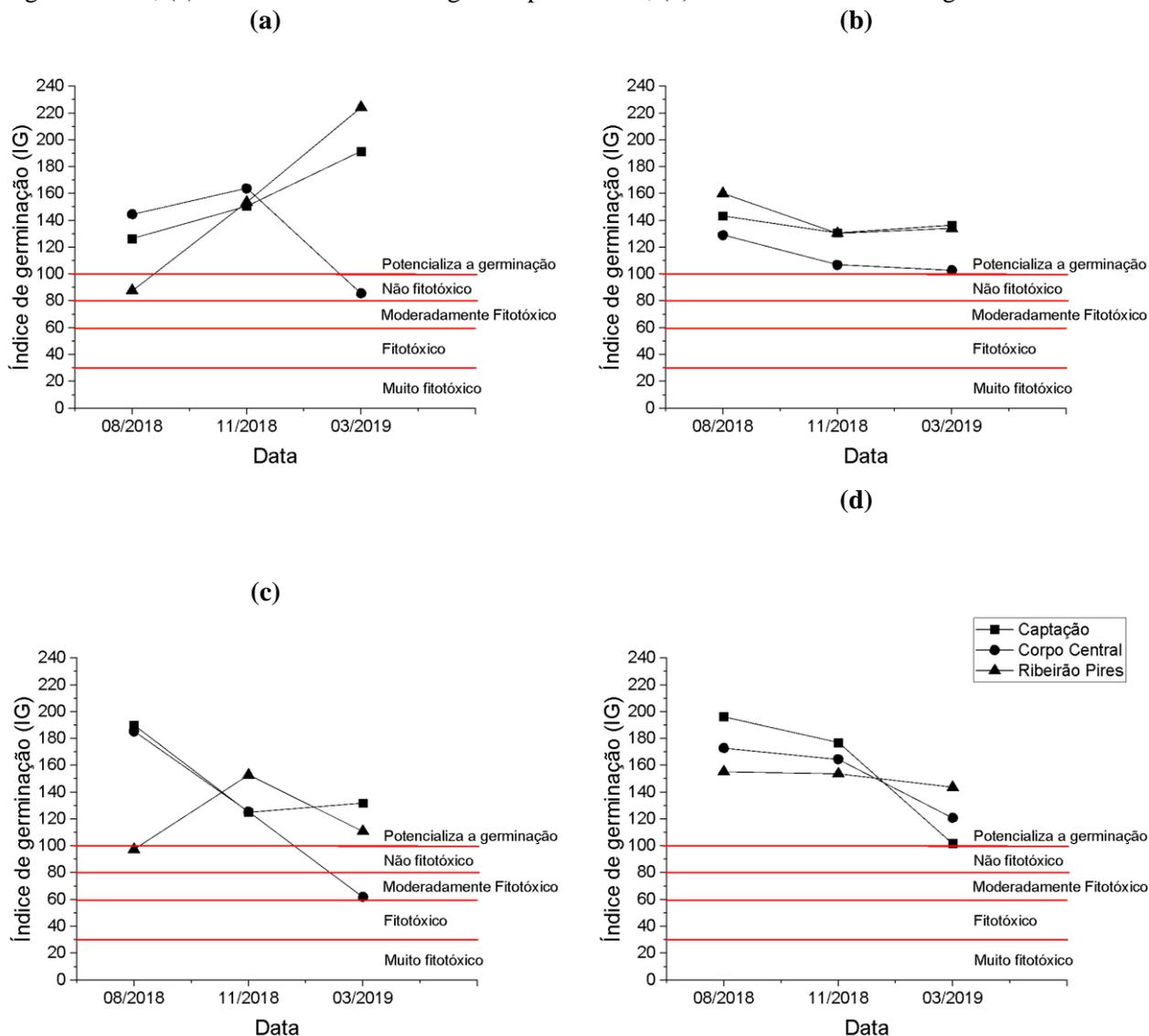
Fonte: Belo (2011).

Resultados e Discussão

As germinações obtiveram valores superiores a 65%, o que de acordo com USEPA (1989) proporcionou dados confiáveis. Os resultados do índice de germinação das espécies de mostarda e pepino das águas fundas resultaram em potencialização da germinação das raízes, ou seja, obtiveram valores superiores a 100 (Figura 3 – b, d). Uma possível justificativa para esse comportamento é a elevada disponibilidade de nutrientes nas proximidades dos sedimentos. Nutrientes são transportados para o fundo dos lagos e reservatórios pelo processo de sedimentação, e devido interações biológicas, químicas, físicas e mecânicas esses nutrientes podem revolver dos sedimentos para a coluna d'água, caracterizando a ciclagem dos nutrientes (Dornfeld, 2002). De acordo com Buzelli *et al.*, (2013), o período mais quente e chuvoso eleva a temperatura que favorece o aumento na taxa e decomposição da matéria orgânica que tem como consequência a liberação de nitrogênio e fósforo pelo processo de lixiviação, dispondo mais nutrientes nas águas fundas.

A amostra do Ponto 2 (Corpo central), na Coleta realizada em março/2019 aponta que as sementes de mostarda apresentaram índice de germinação “moderadamente fitotóxico”, enquanto as sementes de pepino, apresentaram “não fitotóxico” (Figura 3 – a, c) evidenciando a sensibilidade da espécie de mostarda. Cruz *et al.* (2013), explica que o tamanho da semente implica diretamente na sua sensibilidade, onde, as maiores sementes possuem uma elevada proteção quanto aos estressores ambientais externos. O lançamento dos efluentes provenientes das ações antrópicas contribui para o enriquecimento de nutrientes elevando o potencial de eutrofização e a disponibilidade de fósforo e nitrogênio para as sementes (Silva *et al.*, 2017).

Figura 3. Índice de Germinação para a (a) semente de pepino das águas superficiais, (b) semente de pepino das águas profundas, (c) semente de mostarda águas superficiais e, (d) semente de mostarda águas profundas.



Fonte: Autoral.

Considerações Finais

Pode-se concluir que há uma elevada disponibilidade de nutrientes no reservatório Rio Grande devido aos elevados resultados de índice de germinação para as sementes de *Cucumis sativus* e *Sinapis alba*. A espécie de mostarda apresentou maior sensibilidade, devido ao menor tamanho das sementes. Testes que adotam como bioindicadores ambientais as plantas são eficientes para a avaliação e monitoramento da toxicidade presentes nas águas e servem para avaliar a qualidade ambiental.

Agradecimentos

À Universidade Federal do ABC por disponibilizar todo o suporte necessário para a realização da pesquisa.



Referências Bibliográficas

- BELO, S. R. S. 2011. Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal. 68 págs.
- BUENO, A. A.; PIRES, M. S. G. 2013. Teste de fitotoxicidade com a semente *Lactuca sativa* para de lodo estação de tratamento de esgoto. XXI Congresso de Iniciação Científica da UNICAMP. Campinas – SP.
- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. 2013. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do Reservatório de Barra Bonita (SP). *Ambi-Água*, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB (2017). Ensaio ecotoxicológicos com organismos aquáticos: Atendimento à legislação Ambiental - Orientações para realização de ensaios e apresentação dos resultados nos documentos encaminhados à CETESB. ELHE - Setor de Ecotoxicologia Aquática.
- CRUZ, J. M.; LOPES, P. R. M.; MONTAGNOLLI, R. N.; TAMADA, I. S.; SILVA, N. M. M. G.; BIDOIA, E. D. 2013. Phytotoxicity of Soil Contaminated with Petroleum Derivatives and biodiesel. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, v. 8, n. 1, p. 49-54.
- DORNFELD, C. B. 2002. Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP). Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 203 págs.
- FANTIN, A. C. M.; FREITAS, D. P. C.; FAGNANI, G. F.; LAPA, T. C. M. A. 2009. Teste de sensibilidade em sementes de Rúcula (*Eruca sativa*) e Alface (*Lactuca sp*) em contato com diferentes concentrações do pesticida Glifosato. UNICAMP-CESET, Limeira – SP.
- GUERRA, R. C.; ANGELIS, D. F. 2012. Classificação e fitotoxicidade do lodo gerado pelo tratamento da água de produção do petróleo no terminal almirante barroso (Tebar), São Sebastião, SP. Universidade Estadual Paulista – UNESP, Rio Claro – SP.
- HIMANEN, M.; PROCHAZKA, P.; HANNINEN, K.; OIKARI, A. 2012. Phytotoxicity of low-weight carboxylic acids. *Chemosphere*. v. 88, p. 426-431.
- KOHATSU, M. Y.; JESUS, T. A.; COELHO, L. H. G.; PEIXOTO, D. C.; POCCIA, G. T.; HUNTER, C. 2018. Fitotoxicidade de água superficial da Região Metropolitana de São Paulo utilizando bioensaio com *Sinapis alba*. *Revista Acta Brasiliensis*. v. 2, págs. 58-62.
- LÓPEZ-DOVAL, J. C.; MONTAGNER, C. C.; ALBUQUERQUE, A. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; UMBUZEIRO, G.; POMPÊO, M. 2017. Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: Spatial distributions and risk assessment. *Science of The Total Environment*, v. 575, p. 1307-1324.
- MACÍA, P.; FERNÁNDEZ-COSTAS, C.; RODRÍGUEZ, E.; SIEIRO, P.; PAZOS, M.; SANROMÁN, M. A. 2014. Technosols as a novel valorization strategy for an ecological management of dredged marine sediments. *Ecological Engineering*. v. 67, p. 182-189.
- MARIANI, C. F. 2006. Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento. Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, USP – SP.
- NISHIMURA, P. Y. 2012. A comunidade fitoplanctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo). Tese (Doutorado). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo – USP, SP.



PEDUTO, T. A. G.; JESUS, T. A.; KOHATSU, M. Y. (2019). Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. *Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação*. ISSN: 2359-4748.

OECD. Test n. 202: Daphnia sp. Acute Immobilisation Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1787/9789264069947-en>>, acesso em: 04/07/2019.

SILVA, J. N.; MATTIOLO, S. R. 2011. Fitotoxicidade do dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) em sementes de alface (*Lactuca sativa*). Centro Tecnológico da Marinha (CTMSP). São Paulo - SP, págs. 271-272.

SILVA, R. P. F.; PONTUAL, E. V.; SILVA, J. E. S.; SILVA, M. M. S. 2017. Investigação da toxicidade do extrato de sementes de *stryphnodendron fissuratum* (mimosoideae) com propriedades neutralizantes sobre a peçonha de *bothrops leucurus*. *Anais eletrônicos do 5º Encontro Brasileiro para Inovação Terapêutica, Recife*, v. 5, resumo expandido 94178.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. 1989. Protocols for short term toxicity screening of hazardous waste sites – 600/3-88/029, Washington, DC.

Efeitos dos hormônios 17β -Estradiol e 17α -Etinilestradiol sobre a saúde humana - Estudo de Caso Represa Billings - São Bernardo do Campo/SP

^aMiranda, C. P. S.; ^bPavan, P. H. S.

^apriscila.soaresmiranda@hotmail.com

^{a,b}Universidade Metodista de São Paulo

Resumo

A ocorrência de micropoluentes emergentes em corpos hídricos, considerando especificamente os desreguladores endócrinos (17β -Estradiol e 17α -Etinilestradiol), apresentam inúmeras consequências para o meio ambiente e para os seres humanos, pois podem causar infertilidade em mulheres e homens, mudança de sexo e diminuição na reprodução e fertilidade de animais, dentre outras alterações. O objetivo principal do trabalho foi analisar dados obtidos em pontos específicos da Represa Billings, a partir dos dados provenientes do projeto desenvolvido pela *Glasgow Caledonian University* (GCU) juntamente com a Universidade Federal do ABC, avaliar os níveis dessas concentrações na matriz ambiental de água superficial, comparar as legislações brasileiras vigentes entre as europeias. Verificou-se que em ambas legislações não abrangem uma lei ou decreto que estabeleçam limites de intervenção para os hormônios, no entanto, na Europa foi determinada uma Decisão que estabelece uma lista de vigilância com limites de detecção máximo aceitáveis dos métodos analíticos

Palavras-chave: Billings; desreguladores endócrinos; hormônios; saúde humana.

Introdução

Um dos temas de grande importância na área ambiental é a questão dos micropoluentes emergentes, que englobam uma grande diversidade de compostos químicos naturais ou sintéticos. Essas substâncias estão comumente presentes no meio hídrico, mesmo em pequenas concentrações, são capazes de interferir no sistema endócrino de humanos e de outros animais, afetando a saúde, o crescimento e a reprodução dos mesmos, causando assim, efeitos adversos sobre os sistemas em que são introduzidos (BILA; DEZOTTI, 2007).

As substâncias denominadas desreguladores endócrinos (DEs), pertencente ao grupo de micropoluentes emergentes, são poluentes encontrados nas diversas matrizes ambientais que interferem nas funções do sistema endócrino, capazes de provocar efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente (BILA; DEZOTTI, 2007).

Os hormônios naturais estriol, estrona e 17β -estradiol são as principais substâncias produzidas por organismos vivos, conhecidos como hormônios femininos que externalizam as características femininas e controlam os ciclos reprodutivos. No entanto, o hormônio 17α -Etinilestradiol (EE2) é classificado como estrogênio sintético, substância de origem antrópica, produzido pela indústria farmacêutica, utilizada como contraceptivos orais, na reposição terapêutica

na menopausa ou na prevenção do aborto, sendo sua maior aplicação médica no desenvolvimento de pílulas contraceptivas (BILA; DEZOTTI, 2007).

Um dos temas de grande importância na área ambiental é a questão dos micropoluentes emergentes, que englobam uma grande diversidade de compostos químicos naturais ou sintéticos. Essas substâncias estão comumente presentes no meio hídrico, mesmo em pequenas concentrações, são capazes de interferir no sistema endócrino de humanos e de outros animais, afetando a saúde, o crescimento e a reprodução dos mesmos, causando assim, efeitos adversos sobre os sistemas em que são introduzidos (BILA; DEZOTTI, 2007).

As substâncias denominadas desreguladores endócrinos (DEs), pertencente ao grupo de micropoluentes emergentes, são poluentes encontrados nas diversas matrizes ambientais que interferem nas funções do sistema endócrino, capazes de provocar efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente (BILA; DEZOTTI, 2007).

Os hormônios naturais estriol, estrona e 17β -estradiol são as principais substâncias produzidas por organismos vivos, conhecidos como hormônios femininos que externalizam as características femininas e controlam os ciclos reprodutivos. No entanto, o hormônio 17α -Ethinilestradiol (EE2) é classificado como estrogênio sintético, substância de origem antrópica, produzido pela indústria farmacêutica, utilizada como contraceptivos orais, na reposição terapêutica na menopausa ou na prevenção do aborto, sendo sua maior aplicação médica no desenvolvimento de pílulas contraceptivas (BILA; DEZOTTI, 2007).

Os estrogênios naturais e sintéticos são excretados por humanos e animais, em diferentes quantidades, através da urina em suas formas biologicamente ativas, ou seja, como conjugados solúveis em água e, em menor proporção, por meio das fezes. Além disso, são associados aos efeitos no sistema endócrino, possuindo características lipofílicas, bioacumulativas e têm baixa pressão de vapor, o que facilita a dispersão e difusão no meio ambiente (BILA; DEZOTTI, 2007). O desenvolvimento e as funções do sistema reprodutivo feminino, dependem do balanço e das concentrações hormonais, sendo assim, quando há uma desregulamentação no sistema endócrino podem ocorrer anomalias como irregularidades no ciclo menstrual, prejuízos na fertilidade, endometriose e ovários policísticos. Diante do fato que os reguladores endócrinos possuem a capacidade de modelar ou alterar a intensidade dos hormônios, torna-se necessário analisar se tais substâncias afetam as funções do sistema reprodutor feminino. Alguns estudos demonstram que há relação (BILA; DEZOTTI, 2007), na década de 70 observou que mulheres grávidas que utilizavam DES, desenvolveram anomalias no sistema reprodutor feminino.

Ao longo dos anos, novas regulamentações foram surgindo para as classes de contaminantes, principalmente em países desenvolvidos (ALVES; GIRARDI; PINHEIRO, 2016). As principais referências legais brasileiras que deliberam sobre a qualidade ambiental da água, são de responsabilidade do Ministério do Meio Ambiente através do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Essas resoluções são geralmente fundamentadas a partir de normativas instituídas pela Agência de Proteção Ambiental (EPA; Environmental Protection Agency) - órgão dos Estados Unidos responsável pela regulamentação da qualidade dos recursos hídricos, assim como da água destinada ao consumo humano (CUNHA; *et al.*, 2016).

Material e Métodos

A compilação dos dados secundários foram obtidas através da Universidade Federal do ABC, vinculado ao projeto "WEMSI: Water Environment Micropollutant Science Initiative: A GCU-UFABC-PUCPR Collaborative to explore emergent pollutants in Brazilian water courses" conduzido junto aos pesquisadores da Glasgow Caledonian University (GCU), foi determinado como área de estudo o Braço do Rio Grande da Represa Billings, onde foram realizadas coletas de água, em períodos de cheia e estiagem, tendo o objetivo de identificar a presença e o nível de concentração dos hormônios 17 β -Estradiol e 17 α -Etinilestradiol.

Considerando a ligação dos compostos pesquisados com as atividades antropogênicas da área de estudo foram analisados os parâmetros de qualidade água, estando em evidência alguns que condizem com as características químicas do esgoto, tais como sólidos totais, matéria orgânica, nitrogênio total, fósforo, pH, alcalinidade, cloretos óleos e graxas. As coletas foram realizadas nos dias 13 e 19 de junho, 28 de julho e 23 de agosto de 2017 (período seco) e nos dias 27 de outubro, 10 de novembro, 07 de dezembro de 2017 e 22 de fevereiro de 2018 (período de cheia). Os resultados foram sintetizados, com valores mínimos e máximos, obtidos através da compilação dos dados secundários em comparação com a Resolução CONAMA nº 357/2005, complementada e alterada pela Resolução nº 430/2011, demonstrando os principais parâmetros de qualidade da água. Após a compilação de tais dados, os parâmetros encontrados foram equiparados com os parâmetros estabelecidos na legislação Europeia, Decisão de Execução 2018/840, tendo em vista que ainda não existem regulamentações nacionais para tais parâmetros. Por fim, foi realizada uma discussão para avaliar a situação do Brasil com relação às normativas empregadas e comparar com as regulamentações europeias e internacionais.

Resultados e Discussão

Dentre os parâmetros analisados, se destacam pelas suas altas concentrações em dois pontos específicos, Córrego Tubarão e no Córrego Ribeirão Pires, onde as concentrações de Sólidos Totais e Fósforos foram mais altas que nos outros pontos de amostragem. Os resultados obtidos na avaliação da qualidade da água indicaram que a poluição antrópica se dá principalmente por lançamento de esgoto doméstico, tornam-se uma evidência da presença dos hormônios 17 β -Estradiol e 17 α -Etinilestradiol na área estudada, que são excretados pela urina.

Ao comparar a situação brasileira com a europeia, em termos de esfera legal, normativa e prática, constatou-se um significativo atraso no controle e monitorização desses poluentes nas águas. A Comissão Europeia através da Decisão de Execução 2018/840, determinou em 5 de junho de 2018, uma lista de vigilância das substâncias monitoradas a nível da União no domínio da política da água, que estabelece limites de detecção máximo aceitável em relação aos métodos analíticos, nos termos da Diretiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, e que revoga a Decisão de Execução 2015/495 da Comissão. Nesta lista estão presentes substâncias como 17 α -Etinilestradiol (EE2), 17 β -Estradiol (E2), estrona (E1) entre outras (COMISSÃO EUROPEIA, 2018).

A Tabela 1 sintetiza a lista de vigilância das substâncias para monitoramento a nível da União, prevista no artigo 8º-B da Diretiva 2008/105/CE, bem como os métodos de análise indicados para detecção dos hormônios femininos sexuais sendo: extração em fase sólida (SPE) e cromatografia em fase líquida-espectrometria de massa de triplo quadripolo (LC-MS-MS). Os métodos de análise indicados pela Decisão de Execução 2018/840 para detecção dos hormônios foram compreendidos neste trabalho, através dos dados secundários obtidos pela UFABC (COMISSÃO EUROPEIA, 2018).

Tabela 1 - Lista de vigilância das substâncias a monitorar a nível da União Europeia e limites de detecção do método analítico

| Nome da substância/ do grupo de substâncias | Número CAS ⁽¹⁾ | Número EU ⁽²⁾ | Método analítico indicativo ⁽³⁾ | Limite de detecção máximo aceitável do método (ng L ⁻¹) |
|---|---------------------------|--------------------------|--|---|
| 17 α -Etinilestradiol (EE2) | 57-63-6 | 200-342-2 | SPE de grandes volumes, LC-MS-MS | 0,035 |
| 17 β -Estradiol (E2) | 50-28-2 | 200-023-8 | SPE, LC-MS-MS | 0,400 |

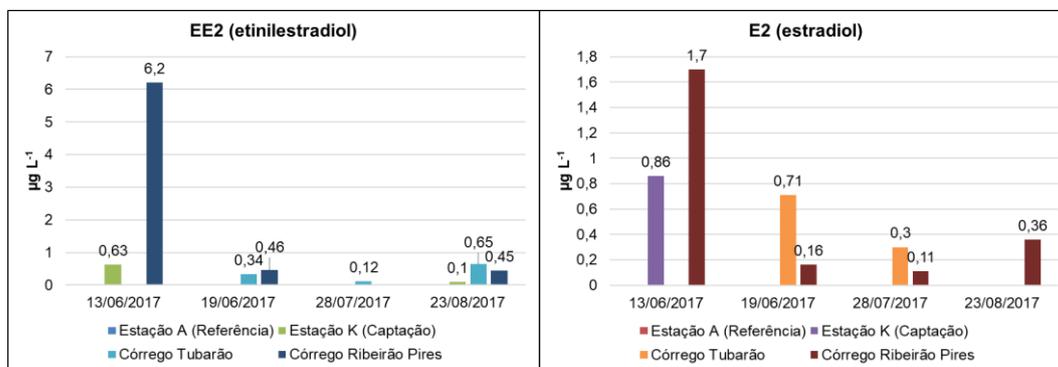
(1) - *Chemical Abstracts Service*; (2) - Número da União Europeia - inexistente para algumas substâncias; (3) - Para assegurar a comparabilidade dos resultados provenientes de diferentes Estados-Membros, todas as substâncias devem ser monitorizadas em amostras integrais de água.

Fonte: Comissão Europeia (2018) – Adaptado pelos autores.

De acordo com os limites de detecção máximos aceitáveis para o método de análise, expresso em ng L^{-1} , foi realizado a comparação dos resultados dos hormônios estudados com a Decisão de Execução 2018/840.

No período seco, o hormônio 17α -Ethinilestradiol (EE2) apresentou concentrações e frequências nas análises que variaram de 0,10 a $6,2 \mu\text{g L}^{-1}$, conforme apresentado na Figura 1. Avaliando pontualmente cada estação de coleta verificou-se que o Córrego Ribeirão Pires apresentou os maiores índices de concentração de 0,45 a $6,2 \mu\text{g L}^{-1}$, comparando com a Tabela 1, verificou-se que os mesmos encontram-se acima do limite de detecção máximo aceitável do método. O estabelecido pela Comissão Europeia é de $0,035 \text{ ng L}^{-1}$, considerando que os valores sofreram um fator de pré-concentração de 1000 vezes em relação à concentração inicial dos compostos presentes na água. Os altos níveis de concentrações devem-se pelo fato desta substância ser um estrogênio sintético utilizado em anticoncepcionais, tendo uma absorção de aproximadamente 15% apenas, pelo organismo humano, sendo o restante eliminado pela urina em grande parte, e também em menor quantidade pelas fezes (JOHNSON e WILLIAMS, 2004).

Figura 1 - Resultados dos dados secundários - Níveis de concentrações de EE2 e E2 ($\mu\text{g L}^{-1}$) em período seco.



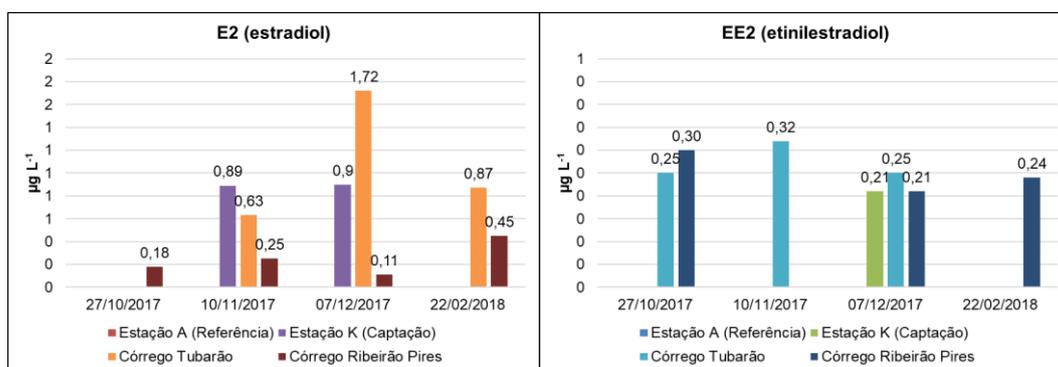
Fonte: Tabela de Resultados UFABC (2018) - Adaptado pelos autores.

As amostras coletadas para a análise do hormônio 17β -Estradiol (E2), apresentaram concentrações e frequências nas amostragens no período seco, variando de 0,11 a $1,70 \mu\text{g L}^{-1}$, conforme Figura 1. Comparando com limite aceitável de detecção, o Córrego Ribeirão Pires apresentou índices de concentrações acima de $0,40 \text{ ng L}^{-1}$ (Tabela 1), seus valores variam de 0,11 a $1,70 \text{ ng L}^{-1}$. Observou-se também que na Estação K, onde ocorre a captação de água pela Sabesp, os níveis encontram-se acima do limite, com concentrações de até $0,86 \text{ ng L}^{-1}$ no período Junho de 2017.

Esse hormônio se trata de um dos principais estrogênios produzidos pelo corpo humano, exercendo papel fundamental no controle do ciclo menstrual. Portanto, sua detecção em águas superficiais é um forte indício de contaminação por emissão de esgoto doméstico, o que é condizente com as características da área de estudo, considerando as baixas porcentagens de coleta de esgoto, principalmente na região.

No período de cheia, nota-se que o hormônio 17β -Estradiol (natural), apresentou maiores concentrações e frequências em relação ao hormônio sintético. O ponto de coleta situado no Córrego Tubarão apresentou maiores concentrações, com valores acima do aceitável de $0,40 \text{ ng L}^{-1}$ (Tabela 1), apresentando valores de 0,63 a $1,72 \text{ ng L}^{-1}$. Identificou-se na Estação K (captação), valores acima do limite do de detecção máximo aceitável do método, estabelecido pela Comissão Europeia, expresso em $0,035 \text{ ng L}^{-1}$, nos períodos de coleta realizados em Novembro e Dezembro, onde as precipitações médias foram, respectivamente, 184 e 133 mm, as concentrações de 0,89 e $0,90 \text{ ng L}^{-1}$ (Figura 2), foram possivelmente influenciadas pela agitação do material sedimentado até a superfície.

Figura 2 - Resultados dos dados secundários - Níveis de concentrações de E2 e EE2 ($\mu\text{g L}^{-1}$) no período de cheia.



Fonte: Tabela de Resultados UFABC (2018) - Adaptado pelos autores.

Já para o hormônio 17α -Etinilestradiol (EE2), os níveis de concentrações no período de cheia, foram relativamente menores que o período de seca, com valores de 0,21 a $0,32 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 2). Nota-se que o Córrego Tubarão apresentou concentrações de 0,25 a $0,32 \text{ ng L}^{-1}$, acima do limite de detecção máximo aceitável do método, estabelecido pela Comissão Europeia, expresso em $0,035 \text{ ng L}^{-1}$ (Tabela 1).

Foram encontradas concentrações dos hormônios 17β -Estradiol e 17α -Etinilestradiol, pois os métodos de tratamento utilizados no Brasil, mais especificamente, na área de estudo, baseiam-se no processo de tratamento desta através de lodo ativado convencional e em nível secundário, onde possui a remoção de até 90% de remoção de carga orgânica, no entanto para a extração dos

hormônios 17β -Estradiol e 17α -Etinilestradiol, é necessário um tratamento mais específico e complexo.

Conforme discorrido por Procópio (2017) os métodos mais comuns para a extração destes hormônios abrangem as técnicas de adsorção e processos oxidativos avançados (POA), além de algumas tecnologias como ozonização e reatores com lâmpadas ultravioletas. Porém mesmo com sua eficiência dos POA na extração destes contaminantes, possuem uma grande desvantagem, pois levam à formação de produtos intermediários, que até o momento não há estudos para a remoção dos mesmos. Já as técnicas a base do método de adsorção não geram produtos intermediários de oxidação, são eficazes, possuem altas taxas de remoção de compostos orgânicos e são de fácil aplicação.

Considerações finais

Frente ao panorama abordado ao longo deste trabalho, foram identificadas as principais formas de tratamento de esgoto doméstico e formas de tratamento para a extração dos hormônios 17β -estradiol e 17α -etinilestradiol, considerando que apenas 55% de todo o País possui tratamento de esgoto, os outros 45% ainda são reféns de descarte incorreto de esgoto, com apenas serviço de coleta sem tratamento, soluções individuais e não possuem coleta nem tratamento. As regiões que possuem processos de tratamento de efluentes não estão adequadas para a remoção dos hormônios, pois a tecnologia necessária para tal procedimento teria um custo elevado, além da necessidade de adequação de todas as estações de tratamento em operação, sendo assim, acabam tratando esses poluentes de forma inadequada pelos processos convencionais. Entretanto, não é suficiente para a total remoção dos hormônios sexuais femininos, devido às suas características e propriedades, que possuem caráter de persistência, baixa solubilidade e bioacumulação.

Após a análise legislativa realizada, foi identificado que não há limites de detecção para estes hormônios estabelecidos na legislação brasileira, voltada à relativa qualidade dos corpos hídricos. Ao comparar a legislação europeia identificou-se que não há limites de detecção máximo aceitável regidos por lei ou decreto, há, no entanto, uma Decisão que estabelece uma lista de vigilância com os limites de detecção máximo aceitáveis dos métodos analíticos, correspondente à $0,400\text{ng L}^{-1}$ para o hormônio 17β -Estradiol e $0,035\text{ ng L}^{-1}$, para 17α -Etinilestradiol, para monitoramento e controle de qualidade dos corpos hídricos.

Agradecimentos

A Equipe de coleta da Universidade Federal do ABC, que realizaram a amostragem de água superficial e a análise química, para a identificação dos hormônios ora estudados e a Universidade Metodista de São Paulo, pela oportunidade de realizar a pesquisa e expandir nossos conhecimentos.

Referências bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA); SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL (SNSA). **Atlas Esgotos Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília: Centro de Documentação e Informação (CEDOC), 2017. 27-46, 49-56 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/ATLASESGOTOSDespoluicaoodeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo_livro.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2018.

ALVES, T. C.; PINEHIRO, A.; GIRARDI, R. Micropoluentes orgânicos: ocorrência, remoção e regulamentação. **ABRH-REGA**, Porto Alegre, v. 14, n. 1, p. 1-20, nov. 2016. Disponível em: <https://abrh.s3-sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/198/9d27abbe574cc73eacc2cbfcc9e4ea4_63c4ba439d5ad9f7b105b0273dfda249.pdf>. Acesso em: 16 nov. 2017.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 651-666, maio 2007. Disponível em: <http://quimicanova.sbq.org.br/imagebank/pdf/Vol30No3_651_26-RV06127.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de mar. de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**, Brasília, DF, 17 mar. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 01 abr. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**, Brasília, DF, 13 mai. 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 01 abr. 2018.

COMISSÃO EUROPEIA. Decisão de Execução (UE) 2015/495 da Comissão, de 20 de março de 2015. **Que estabelece uma lista de vigilância das substâncias para monitorização a nível da União no domínio da política da água nos termos da Diretiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho**, Bruxelas, 20 mar. 2015. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32015D0495>>. Acesso em: 14 out. 2018.

COMISSÃO EUROPEIA. Decisão de Execução (UE) 2018/840 da Comissão de 5 de junho de 2018. **Que estabelece uma lista de vigilância das substâncias a monitorizar a nível da União no domínio da política da água, nos termos da Diretiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, e que revoga a Decisão de Execução (UE) 2015/495 da Comissão**, Bruxelas, 5 Junho 2018. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32015D0495>>. Acesso em: 16 out. 2018.

CUNHA, D. L. D. *et al.* Regulamentação do estrogênio sintético 17 α -etinilestradiol em matrizes aquáticas na Europa, Estados Unidos e Brasil. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 32, n. 3, p. 1-13, mar., 2016.



JOHNSON, A. C.; WILLIAMS, R. J. A Model To Estimate Influent and Effluent Concentrations of Estradiol, Estrone, and Ethinylestradiol at Sewage Treatment Works, Reino Unido, 38, n. 13, 2004. 3649–3658.

PROCÓPIO, A. M. D. S. Avaliação da eficiência de remoção do hormônio 17 α etinilestradiol etinilestradiol (EE2) em águas utilizando como biossorvente um resíduo agroindustrial. UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ. Itajubá, p. 117. 2017.



EFLUENTES

Caracterização, coleta,
tratamento, disposição,
reuso, lodos e biossólidos

Análise da geração de energia por Célula Combustível Microbiana em Biorreator Eletroquímico com Membranas

^aSantana, A. C.; ^bGonçalves, G. S.; ^bCarvalhaes, A. C.; ^bSubtil, E. L.

^aanacarolina0308@hotmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC; ^aInstituto de Pesquisas Tecnológicas

Resumo

O objetivo deste trabalho foi analisar o desempenho do nitrato e do oxigênio como aceptores de elétrons e o efeito do aumento das cargas orgânica e nitrogenada na geração de energia em Biorreator Eletroquímico com Membranas. A pesquisa foi realizada em biorreator em escala piloto e dividida em três etapas: (1) operação com nitrato comoceptor de elétrons; (2) operação com oxigênio comoceptor; ambas com cargas orgânicas e nitrogenadas semelhantes; e (3) operação com oxigênio comoceptor e aumento das cargas pela Introdução de 10% v/v de lixiviado de aterro sanitário. Foi verificado que o nitrato não foi efetivo na geração de energia, enquanto o oxigênio gerou tensão de $431 \pm 4,4$ mV, que aumentou para $498 \pm 7,0$ mV com o aumento das cargas. Isso indica que o cátodo em zona aerada é mais efetivo na recuperação de energia e que o cotratamento de lixiviado de aterro, ou de outros efluentes com alta carga orgânica e nitrogenada, com efluente sanitário podem ser uma opção para maior geração de energia em célula combustível microbiana de biorreator eletroquímico com membranas.

Palavras-chave: Cotratamento; recuperação de energia; tratamento de esgoto.

Introdução

O crescimento populacional e o estilo de vida atual têm exercido cada vez mais pressão sobre os recursos naturais e impulsionado cada vez mais o desenvolvimento de tecnologias mais limpas e sustentáveis. No tratamento de efluentes, são diversas as tecnologias que buscam o menor impacto ambiental e a recuperação de recursos.

Dentre elas, destacam-se os Biorreatores Eletroquímicos com Membranas (EMBR), que combinam processos biológicos (lodos ativados) e de separação por membranas, inerentes aos Biorreatores com Membranas (MBR), com o da desnitrificação eletroquímica e consequente geração de energia a partir de Células Combustíveis Microbianas (CCM) (MA *et al.*, 2015a; NAKHATE; JOSHI; MARATHE, 2017; WANG *et al.*, 2012).

A configuração típica de uma CCM compreende um ânodo, localizado em ambiente anaeróbio, e um cátodo, localizado em ambiente aeróbio. Em EMBR, a câmara aeróbia é onde normalmente está localizado o cassete de membranas. Os eletrodos são fabricados em material condutivo, geralmente derivados do carbono, e são ligados por circuito externo, através do qual os elétrons decorrentes da oxidação da matéria orgânica na câmara anódica chegam até a câmara catódica, onde são aceptados pelo oxigênio (MA *et al.*, 2015a). O transporte de elétrons entre os doadores/aceptores de elétrons e os eletrodos são realizados por bactérias eletroativas.

Estudos recentes em EMBR com cátodo aerado foram realizados por Zhou *et al.* (2015) e Dong *et al.* (2018), os quais obtiveram máxima geração de eletricidade de $629\text{mW}\cdot\text{m}^{-3}$ e $9,09 \times 10^{-3} \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$. No entanto, apesar da efetiva geração de energia em EMBR, que fornece indício de uma possível autossuficiência do sistema, a baixa recuperação de energia pela CCM ainda é um desafio ao emprego dessa tecnologia.

Nesse sentido, Ma *et al.* (2015b) testaram configuração com cátodo localizado em zona anóxica, de forma a restringir a aeração apenas a região do cassete de membranas e avaliar se a rota de desnitrificação via nitrato, ou seja, com este como acceptor de elétrons, seria favorecida. Como resultado, houve redução de 20% no consumo energético do reator. No entanto, esse estudo foi desenvolvido com esgoto municipal de baixa concentração e baixa temperatura ($10\text{-}15\text{ }^{\circ}\text{C}$). Portanto estudos em efluentes de maior carga orgânica e nitrogenada, como o lixiviado de aterro sanitário, e em altas temperaturas ainda não foram desenvolvidos.

Assim, o objetivo deste trabalho foi analisar o desempenho do nitrato e do oxigênio como aceptores de elétrons e o efeito do aumento das cargas orgânica e nitrogenada na geração de energia em Biorreator Eletroquímico com Membranas.

Material e Métodos

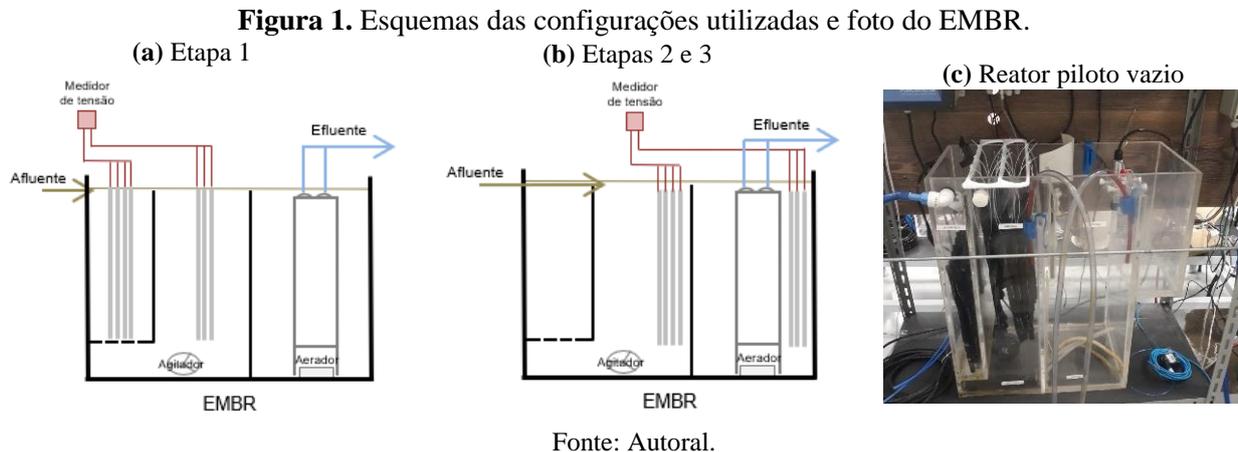
A pesquisa foi realizada em um BREM em escala piloto, com volume útil de 47 litros, inoculado com lodo aeróbio e anaeróbio obtidos nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) do Parque Andreense, localizado no Parque Represa Billings (Santo André-SP), e operado em regime de fluxo contínuo com vazão de permeado de $1,1 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ e TDH de 44 h. O pH foi mantido em 7 por sistema automático dosador de NaOH 0,4N; e os Sólidos Suspensos Totais (SST) e Voláteis (SSV) e a temperatura estiveram em torno de $2.317\pm 626 \text{ mgSST}\cdot\text{L}^{-1}$, $2.016\pm 631 \text{ mgSSV}\cdot\text{L}^{-1}$, e $21,50\pm 0,93^{\circ}\text{C}$, respectivamente.

O EMBR piloto foi fabricado em acrílico e possui três câmaras, com volume de 8, 19 e 20L, respectivamente. O afluente do reator, a localização dos eletrodos e as condições de oxigênio nas câmaras variaram de acordo com o delineamento experimental da pesquisa (Tabela 1), que compreendeu três etapas.

Tabela 1. Delineamento experimental da pesquisa

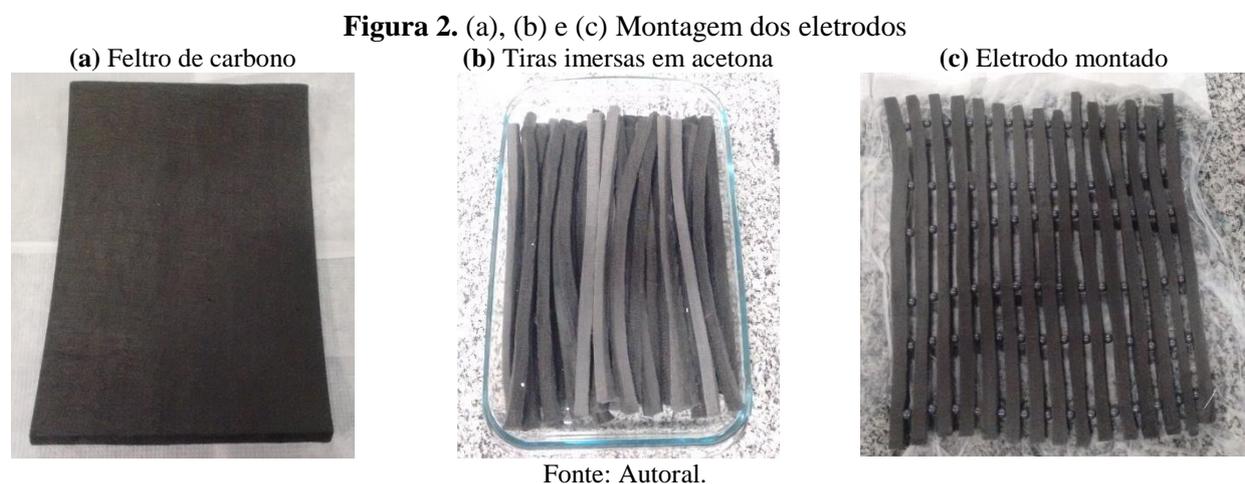
| Etapa | Afluente do reator | Localização dos eletrodos | |
|-------|---|---------------------------|----------------|
| | | Ânodo | Cátodo |
| 1 | Efluente sintético ($\text{DQO}=535\pm 160\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{NH}_4^+=65\pm 17\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Câmara anaeróbia | Câmara anóxica |
| 2 | Efluente sintético ($\text{DQO}=535\pm 160\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{NH}_4^+=65\pm 17\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Câmara anaeróbia | Câmara aeróbia |
| 3 | Efluente sintético + 10% (v/v) Lixiviado de aterro ($\text{DQO}=663\pm 198\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; $\text{NH}_4^+=270\pm 66\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | Câmara anaeróbia | Câmara aeróbia |

Na Etapa 1, em que foi avaliado o desempenho do nitrato como aceitador de elétrons na CCM, as condições utilizadas nas 3 câmaras foram anaeróbia-anóxica-aeróbia. Já nas etapas 2 e 3, a primeira câmara foi inutilizada, a segunda foi operada em condição anaeróbia e a terceira em condição aeróbia. Na Figura 1 são apresentados esquemas das configurações utilizadas nas três fases.



Foram feitas análises semanais de DQO e NH_4^+ no efluente do reator, para analisar a eficiência do tratamento durante todas as etapas, por meio dos métodos 5220 D e 4500 B/C, respectivamente (APHA, 2012). A pressão transmembrana também foi monitorada diariamente na sucção do permeado de maneira analítica, por observação em manômetro Polimedição – Classe B (mmHg).

As três etapas tiveram duração aproximada de 60 dias cada e em ambas foram utilizados 4 eletrodos no ânodo e 3 no cátodo. Cada eletrodo é formado por 15 tiras de feltro de carbono de $10 \times 10 \times 30 \text{ mm}$, interligadas por fio de aço inoxidável e espaçadas por esferas plásticas de 80mm. Na Figura 2 são mostradas as etapas da montagem dos eletrodos, os quais foram conectados a um sistema externo, com resistência de 1.000Ω (Li *et al.*, 2015, MA *et al.*, 2015b).



Os eletrodos que compunham o ânodo e o cátodo ficaram totalmente submersos ao longo das duas fases; e o sistema externo da CCM estava conectado a um sistema de aquisição de dados de tensão (multímetro de bancada Minipa MDM-8145A), que coletava e armazenava dados (mV) a cada 4 minutos. A partir dos dados de tensão foram calculadas a corrente (Equação 1) e a potência (Equação 2) em cada etapa. Dados de tensão influenciados por intervenientes externos, inerentes à operação do reator, foram desprezados.

$$i = \frac{T}{R} \quad (1)$$

Onde: i é a corrente gerada (mA), T é a tensão gerada (mV) e R é a resistência aplicada (Ω).

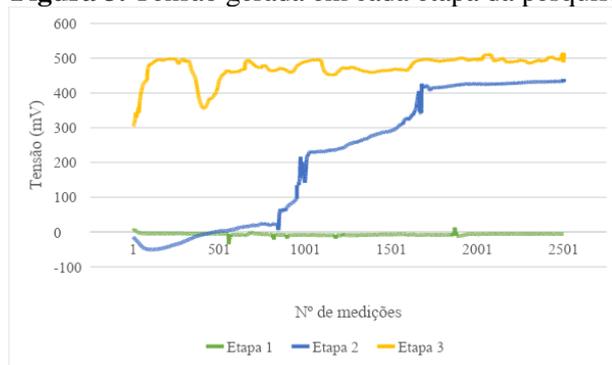
$$P = \frac{T \times i}{V} \quad (2)$$

Onde: P é a potência gerada (mW/m³), T é a tensão gerada (mV), i é a corrente gerada (mA) e V é o volume útil do reator (m³).

Resultados e Discussão

Durante a operação do reator na Etapa 1, esperava-se que fosse gerada energia utilizando o nitrato como aceptor de elétrons. Contudo, conforme mostrado na Figura 4, esse aceptor manteve a energia entre 0 e -6mV, caracterizando a não-geração e, por vezes, até o fluxo de elétrons no sentido contrário ao previsto, ou seja, do cátodo (câmara anóxica) para o ânodo (câmara anaeróbia). Além disso, a remoção de DQO e de NH₄⁺ esteve praticamente constante entre as duas primeiras etapas, tendo estabilizado em torno de 95% e 68%, respectivamente. Isso indica que a rota de desnitrificação eletroquímica não ocorreu na primeira etapa. Já na etapa 2, com o cátodo na zona aeróbia, foi possível observar um comportamento crescente na tensão gerada até sua estabilização em torno de 431±4,4 mV, com tensão máxima gerada de 440,2 mV (Figura 3). Como a única mudança entre as etapas foi a mudança para a câmara aeróbia, verifica-se então que o oxigênio foi efetivamente utilizado como aceptor de elétrons.

Figura 3. Tensão gerada em cada etapa da pesquisa



Fonte: Autoral.

A desnitrificação eletroquímica via nitrito, cuja ocorrência foi suposta para a etapa 1, pode ter sido limitada por alguns fatores. Um deles é a baixa concentração de nitrogênio amoniacal no afluente do reator e, conseqüentemente, de nitrato no licor misto da câmara catódica. Enquanto a concentração de N-amoniacal no afluente deste reator esteve em torno de $40,4\text{mgN-NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$, a de Li *et al.* (2015) esteve em $75\text{mgN-NH}_4^+\cdot\text{L}^{-1}$ e gerou, em média, 320mV.

Também pode ter ocorrido limitação de H^+ da câmara anóxica na etapa 1, que pode ter limitado a desnitrificação via nitrito na Etapa 1. No entanto, foi feito um teste ainda na etapa 1 de exposição do eletrodo ao ar, ambiente rico em O_2 ($8\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), cuja rota é mais favorável que a do nitrato. Com isso, foi verificado um rápido aumento na tensão gerada até sua estabilização em valores positivos, o que demonstrou que a hipótese de limitação de H^+ não era verdadeira e corrobora com a hipótese de limitação de nitrato.

Assim, na Etapa 3, foi verificado que o aumento da concentração de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal resultou em incremento de cerca de 15,5% na tensão gerada, que aumentou de $431\pm 4,4\text{mV}$ para $498\pm 7,0\text{mV}$, com tensão máxima gerada de 514,6 mV. Em relação à DQO, sua remoção teve uma pequena redução, passando de 96% para 93%, possivelmente justificada pelo impacto do outros componentes do lixiviado na biomassa ativa, que podem ter atribuído certa toxicidade à essa biomassa. No entanto, a remoção de NH_4^+ aumentou gradativamente nesta etapa, tendo passado de 68% para 84%. Esse aumento considerável pode ser atribuído à aclimação e ao crescimento mais lento da biomassa nitrificante do longo da pesquisa.

No entanto, outros fatores como o aumento da pressão transmembrana e da cor no permeado, decorrentes da composição do lixiviado, rica em material dissolvido e coloidal, foram identificados na Etapa 3 e devem ser considerados em estudos futuros para avaliação da viabilidade da aplicação desta configuração para cotratamento com lixiviado de aterro, ou outros métodos devem ser adotados para mitigação dos impactos deste cotratamento no efluente tratado e no depósito nas membranas.

Apesar da tensão positiva e de seu aumento entre as etapas 2 e 3, os valores de potência obtidos após a estabilização, $0,004$ e $0,005\text{W}\cdot\text{m}^{-3}$ do reator, respectivamente, estiveram muito abaixo das reportadas na literatura. Li *et al* (2017) e Park *et al* (2017) obtiveram potências de $0,56$ e $121\text{W}\cdot\text{m}^{-3}$. No entanto, no primeiro o TDH era bem mais baixo (8h) que o desta pesquisa (31h), enquanto o segundo utilizou 5 reatores em série, visto que, neste caso, as potências das CCM individuais se somam.

Logo, verifica-se que ainda há um potencial para maior geração de energia no reator, seja pelo aumento das cargas a serem tratadas, pela redução do TDH ou ainda pela mudança na configuração dos eletrodos para operarem em série.

Considerações Finais

Para a concentração de nitrogênio amoniacal no afluente do reator na primeira etapa, o nitrato não foi efetivo como acceptor de elétrons e, portanto, não houve geração de energia nem desnitrificação eletroquímica. Contudo, pesquisas mais aprofundadas podem investigar se o nitrato pode ser mais efetivo com maiores concentrações de N-amoniacal. A mudança do cátodo para zona aeróbia resultou no uso do oxigênio como acceptor de elétrons e geração de energia; que aumentou em 15,5% com o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal no afluente a partir da Introdução de 10% de lixiviado. Contudo, a potência gerada por metro cúbico do reator esteve abaixo das reportadas na literatura; porém isso pode ser aumentado em pesquisas futuras por meio do uso de efluentes com maiores cargas, pela redução do TDH e pela ligação dos eletrodos em série.

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Apoio à Universidade Federal do ABC e à Fundação Instituto de Pesquisas Tecnológicas (FIPT) pelo financiamento à pesquisa.

Referências Bibliográficas

- APHA (American Public Health Association). 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington-DC, 22nd. Ed.
- DONG, Y. *et al.* 2018. Performance of integrated bioelectrochemical membrane reactor: Energy recovery, pollutant removal and membrane fouling alleviation. *Journal of Power Sources*, v. 384, p. 178–186.
- LI, B., DONG, W., LIU, B., XIE, B., LIU, H. 2015. Electricity Generation Performance of Microbial Fuel Cell Embedded in Anaerobic-Anoxic-Oxic Wastewater Treatment Process. *Journal of Biosciences and Medicines*, v. 03, n. 09, p.32-37.
- LI, H., ZUO, W., TIAN, Y., ZHANG, J., DI, S., LI, L., SU, X. 2017. Simultaneous nitrification and denitrification in a novel membrane bioelectrochemical reactor with low membrane fouling tendency. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, v. 24, n. 6, p. 5106-5117.
- MA, J., WANG, Z., MAO B., ZHANG, J., WU, Z. 2015a. Electrochemical Membrane Bioreactors for Sustainable Wastewater Treatment: Principles and Challenges. *Current Environmental Engineering*, v. 2, n. 1, p. 38–49.
- MA, J., WANG, Z., HE, D., LI, Y., WU, Z. 2015b. Long-term investigation of a novel electrochemical membrane bioreactor for low-strength municipal wastewater treatment. *Water Res.*, v. 78, p. 98–110.
- NAKHATE, P. H.; JOSHI, N. T.; MARATHE, K. V. 2017. A critical review of bioelectrochemical membrane reactor (BECMR) as cutting-edge sustainable wastewater treatment. *Reviews in Chemical Engineering*, v. 33, n. 2, p. 143–161.
- PARK, Y., PARK, S., NGUYEN, V.K., YU, J., TORRES, C.I., RITTMANN, B.E., LEE, T. 2017. Complete nitrogen removal by simultaneous nitrification and denitrification in flat-panel air-



cathode microbial fuel cells treating domestic wastewater. *Chemical Engineering*, v. 316, p. 673-679.

WANG, Y. P., LIU, X.-W., LI, W.-W., LI, F., SHENG, G.-P., ZENG, R. J., YU, H.-Q. 2012. A microbial fuel cell-membrane bioreactor integrated system for cost-effective wastewater treatment. *Applied Energy*, v. 98, p. 230–235.

ZHOU, G., ZHOU, Y., ZHOU, G., LU, L., WAN, X., SHI, H. 2015. Assessment of a novel overflow-type electrochemical membrane bioreactor (EMBR) for wastewater treatment, energy recovery and membrane fouling mitigation. *Bioresource Technology*, v. 196, p. 648–655.

Análise microbiológica de qualidade da água do Córrego Mirassol, cidade de São Paulo, Brasil

^aDionizio, A. C.; ^bCabo, L.; ^bMarcondes, M. A.; ^bLopes, F. A.; ^bLarizzatti, P. S. C.

^aandrecdionizio@gmail.com

^{a,b}Universidade Municipal de São Caetano do Sul

Resumo

A Microbacia do Córrego Mirassol, localizada na cidade de São Paulo-Brasil, sofre constante degradação ambiental, sendo um espaço pouco valorizado tanto pela comunidade local quanto pela gestão pública. Este estudo propôs fornecer o monitoramento da qualidade das águas do córrego, onde foram coletadas amostras de água nos meses de agosto e outubro de 2018 e janeiro de 2019, em quatro locais denominados de Pontos 1 a 4, com análises microbiológicas realizadas através da técnica de tubos múltiplos para a determinação de coliformes termotolerantes. Os resultados das análises mostraram concentrações elevadas de Unidades Formadoras de Colônias (UFC) e observadas nas amostras a presença das bactérias *Shigella* sp., *Salmonella* sp. e *Escherichia coli*. Com base nos resultados, foi possível verificar a alta concentração de lançamentos de esgotos domésticos e enquadrar o Córrego Mirassol como Classe IV, pior classificação para os rios de água doce, de acordo com a Resolução 357/2005 - CONAMA.

Palavras-chave: Análise microbiológica; contaminação; microbacia; monitoramento; qualidade da água.

Introdução

Conforme Tucci (1997) a contaminação dos cursos d'água é uma preocupação especial nas grandes cidades. A necessidade de fornecimento de água de qualidade é vital para o funcionamento das atividades humanas. Para tanto, o uso de água de lugares cada vez mais distantes do perímetro urbano é visto como uma solução, uma vez que as águas superficiais urbanas estão em um estado de conservação muito ruim, exigindo o uso de equipamentos cada vez mais tecnológicos que, por sua vez, tornam o tratamento de água mais caro.

Segundo Tucci (2010) alguns outros aspectos negativos relacionados à urbanização para com os recursos hídricos nas grandes cidades são: inundações; mudanças no ciclo hidrológico; a contaminação de ambientes aquáticos devido à liberação de esgoto doméstico ou à falta de redes de coleta de esgoto.

De acordo com Mendonça e Leitão (2008) o problema da qualidade da água e da gestão dos recursos hídricos é um dos mais sérios da sociedade contemporânea. Conhecer a qualidade dos recursos hídricos é importante para inferir as condições de um determinado curso d'água.

Segundo Guedes *et al.* (2012) o monitoramento da qualidade da água é um dos principais instrumentos de apoio a uma política de planejamento e gestão dos recursos hídricos, pois funciona como um sensor que permite o monitoramento do processo de uso dos corpos hídricos,

representando seus efeitos sobre os recursos hídricos e as características qualitativas das águas, com o objetivo de fornecer informações que possibilitem o planejamento de ações de controle ambiental.

Conforme Brasil (2013) o objetivo do exame microbiológico da água é fornecer evidências sobre a condição patogênica. Para tanto, comprova a existência ou ausência de risco de ingestão ou contato com microrganismos causadores de doenças, geralmente a partir da contaminação por fezes humanas e outros animais de sangue quente (coliformes termotolerantes). É importante ressaltar que os microrganismos presentes nas águas naturais são, em sua maioria, inofensivos à saúde humana. No entanto, microrganismos que podem ser prejudiciais à saúde humana estão presentes na contaminação dos esgotos sanitários, como visto no Córrego Mirassol.

Por esta razão, o objetivo deste trabalho é identificar e monitorar os parâmetros de qualidade da água do Córrego Mirassol, com base na avaliação microbiológica de suas águas.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

São Paulo é a capital do estado mais populoso do Brasil (São Paulo), localizada na latitude 23°33'01" sul e longitude 46°38'02" oeste. A área total do município é de 1.521 km², segundo o IBGE (2010).

O Córrego Mirassol é um curso d'água urbano que durante a urbanização da cidade de São Paulo passou por diferentes processos de transformação. Atualmente, de acordo com a SIURB (2011), tem um comprimento aproximado de 1932 metros, localizado nas coordenadas Latitude 23°38'09.5 "S / Longitude 46°36'38.1" W. Com altimetria variável de 820 m na montante e 740 m na jusante, alternando sua fisionomia entre galerias subterrâneas, canais abertos com margens e fundo naturais. Há também seções em canal aberto retangular com fundo e laterais de concreto ou gabião. Faz a divisão dos distritos do Cursino, a oeste, e a leste do Sacomã. Ambos, juntamente com o Distrito do Ipiranga, estão inseridos na subprefeitura do Ipiranga, responsável pela gestão pública que abrange os diferentes bairros localizados nesses três distritos.

Segundo a SABESP via Lei de Acesso à Informação em 30 de agosto de 2018, na área de estudo existiam 14.315 residências, sendo 13.173 possuindo coleta de esgoto, totalizando 92% de atendimento. No entanto, não há tratamento do esgoto gerado, sendo lançados diretamente no Córrego Mirassol. Toda a área da microbacia é atendida pela rede oficial de abastecimento de água da SABESP.

Pontos de coleta

Para a análise das águas do Córrego Mirassol, foram coletadas amostras em quatro pontos, nomeadas de Ponto 1 a 4. Observa-se que o Ponto 1 (área background), localiza-se no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, cujo os principais objetivos de análise deste ponto foram:

comparar os resultados microbiológicos com as amostras dos Pontos 2 a 4; e verificar se há ocorrência de contaminação dentro da Unidade de Conservação. O Ponto 2 localiza-se a montante e o Ponto 3 e 4 a jusante do córrego. A Figura 1 mostra o mapa da Microbacia do Córrego Mirassol com a localização dos pontos de coleta.

Figura 1. Mapa dos pontos de amostragem da Microbacia do Córrego Mirassol.



Coleta e análise de água

Segundo Belluta *et al.* (2011) para a análise dos índices de coliformes termotolerantes, é importante verificar as taxas de precipitação dos locais amostrados, pois as concentrações podem variar de acordo com a precipitação. A diluição de contaminantes pode ocorrer em locais com chuvas frequentes.

Para a análise das águas do Córrego Mirassol foram coletadas amostras em três datas; que correspondem ao mês mais seco (25 Ago 2018), mês mais chuvoso (30 Jan 2019) e mês de transição (31 Out 2018), segundo o IAG / USP (2017).

Segundo a ANA (2011) a metodologia utilizada para a coleta foi para amostragens simples e superficiais. As amostras foram levadas para o Laboratório de Análises Ambientais da Universidade Municipal de São Caetano do Sul, onde as análises foram realizadas.

De acordo com a Cetesb (2018) para análises microbiológicas, foram utilizadas técnicas de tubos múltiplos em triplicata, sendo consideradas as mais tradicionais para a análise de coliformes termotolerantes. Esta metodologia permitiu a quantificação de microrganismos e unidades formadoras de colônia (UFC).

Segundo Guerra (2016) em uma placa de Petri, é possível contar até aproximadamente 300 UFC. O cálculo é obtido pela seguinte equação (1):

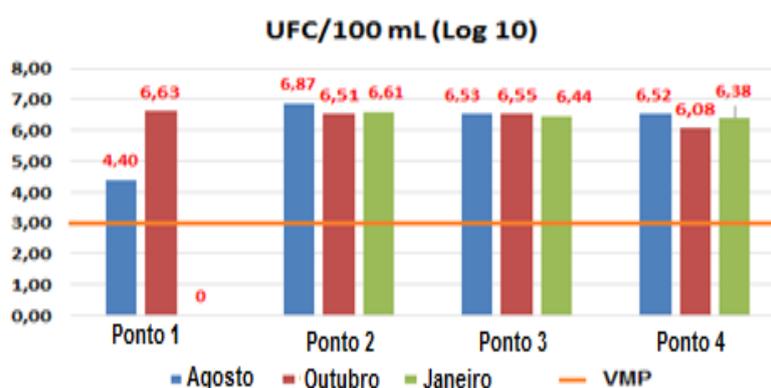
$$\text{Resultado} = \text{Média} \times \frac{1}{\text{Nível diluição}} \times \frac{1}{\text{Volume alíquota}} \quad (1)$$

Onde: Média = Média aritmética dos resultados da contagem de UFC das amostras em triplicata, Nível diluição = 10^{-1} e Volume alíquota = 10^{-3} .

Resultados e Discussão

Para possibilitar a comparação entre os valores obtidos nos meses de coleta, os números expressos no Gráfico 1 foram calculados em Log-10. A linha laranja mostra o Valor Máximo Permitido (VMP) de Coliformes Termotolerantes - Classe II Água Doce, de acordo com Brasil (2005).

Gráfico 1. Comparação dos resultados de Coliformes Termotolerantes.

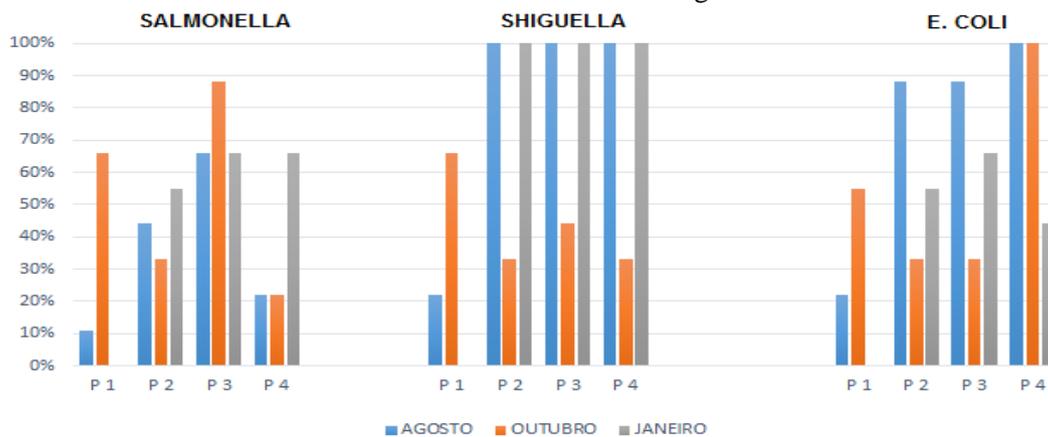


No Gráfico 1 observa-se que o Ponto 1 foi o que resultou menor concentração de coliformes termotolerantes em relação aos demais pontos nos meses de agosto e outubro. Um fator que pode ter influenciado os resultados é a existência de primatas da espécie *Alouatta-guariba* (bugio-ruivo) na área de coleta. Já na coleta de janeiro não houve o crescimento de coliformes nas amostras.

Nos Pontos 2 a 4 observa-se grande concentração de coliformes termotolerantes oriundos do lançamento de esgotos domésticos observados nos trechos do Córrego Mirassol. Nos diferentes períodos de coleta houve diferença aparente na vazão, temperatura atmosférica e da água e precipitação, todos fatores que podem influenciar na concentração de coliformes, porém os resultados se mantiveram aproximados nas coletas realizadas.

Bactérias encontradas

Para expressar a quantidade de bactérias identificadas conforme a bacterioscopia de Gram nas análises em triplicata, o número de diluições (10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3}) das quais houve crescimento de coliformes foram convertidos em porcentagens, ou seja, 100% representam o total de 9 placas em cada ponto analisado. Portanto, as porcentagens representam resultados positivos de bactérias dentro do escopo de cada amostra. O Gráfico 2 expressa os meses e pontos de coleta estudados e as diferentes porcentagens de incidência de *Salmonella* sp, *Shiguelia* sp e *E. coli* identificadas.

Gráfico 2. Resultados bacteriológicos.

No caso do Córrego Mirassol, a falta de coleta e tratamento de esgoto é o principal responsável pela má qualidade da água, evidenciada pelas notórias concentrações de coliformes (*E. coli*, *Salmonella* sp. e *Shigella* sp.), implicando um enorme risco para a população que reside às margens, já que podem ser determinantes para contrair infecções gastrointestinais e outras muito graves devido o contato indireto com a água transmitidas por mosquitos e animais, e no contato direto quando em épocas de chuvas havendo enchentes no local.

Conforme Trata Brasil (2018) a exposição ambiental ao esgoto causa doenças que afetam a saúde de crianças, jovens e adultos. Além das implicações imediatas na saúde e qualidade de vida da população, a falta de coleta e tratamento de esgotos tem impacto direto no mercado de trabalho e nas atividades econômicas que dependem de boas condições ambientais para o exercício pleno da cidadania.

Considerações Finais

É possível verificar que a Microbacia do Córrego Mirassol sofre diariamente diferentes degradações ambientais ocasionadas pela falta de coleta e tratamento de esgoto e, por consequência, o lançamento de esgotos domésticos. Esses fatores estão afetando drasticamente a qualidade da água, em relação aos parâmetros microbiológicos avaliados.

A análise dos parâmetros microbiológicos permitiu verificar que os valores encontrados nos pontos 2 a 4 não estão condizentes com os valores de referência conforme a Resolução 357/2005 - CONAMA. Portanto, a água do Córrego Mirassol não é propícia a qualquer outro uso além daqueles estabelecidos para a Classe IV de água doce, uma vez que sua destinação não permite a captação para o abastecimento público.

Em relação ao Ponto 1, sugere-se maiores estudos para verificar se o crescimento de coliformes nas coletas de agosto e outubro foram devido a fatores naturais, neste caso, cabendo



atenção por localizar-se em uma Unidade de Conservação onde não deve haver contaminação por lançamento de esgotos domésticos.

É importante ressaltar que, embora as análises microbiológicas sejam fundamentais para a caracterização da qualidade da água, não foi possível avaliar os efeitos da contaminação nos seres vivos, necessitando estudos específicos sobre o assunto. Além disso, os estudos foram realizados de maneira pontual e medidos instantaneamente nos pontos de coleta e, portanto, necessitam de um grande número de medições para obter maior precisão nos resultados.

Agradecimentos

À Universidade Municipal de São Caetano do Sul (USCS) pelo apoio no fornecimento de materiais, instrumentos, instalações e pessoal que foram fundamentais para a coleta e análise de qualidade da água.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS [ANA]. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas (2011). 326 p Brasília-Brasil.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente [CONAMA] (2005) Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicação DOU nº. 053 18/ 03/ 2005 p. 56-68. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=43>> Acesso em: 12 Feb 19

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde [FUNASA] (2013). Manual prático de análise de água. Brasília - 4. ed. 150 p.

BELLUTA, I.; NEVES, R. DE C. F.; ZAMPIERI, F.E. DE S.; SILVA, R.F.B. DA; SARTORI, A.A. DA C.; ZIMBACK, C.R.L. (2011). Aplicação de técnica de geoprocessamento em áreas degradadas de mata ciliar e sua correlação com qualidade da água numa sub-bacia hidrográfica. Irriga, Botucatu, v. 16, n. 2, p. 177-198.

GUEDES, S. A. H.; SILVA, D. D. DA., ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T. DE.; JOSÉ H Y P. SOARES, J. H. P. (2012). Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 16(5), p.558–563.

GUERRA, A. F. (2016) Métodos de contagem microbiana. Ed. Valença, 1ª Edição, 28p. Disponível em <www.microbiologia-de-alimentos.com> Acesso em: 20 Jun 19.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA [IBGE] (2010). Censo demográfico – Brasil (2010) Disponível em: <<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000>> Acesso em: 12 Feb 19.

INSTITUTO DE ASTRONOMIA E GEOFÍSICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO [IAG/USP] (2017) - Boletim Climatológico Anual da Estação Meteorológica do IAG/USP. [Relatório Climatológico Anual da Estação Meteorológica do IAG] Seção Técnica de Serviços Meteorológicos – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo, 20, São Paulo.



INSTITUTO TRATA BRASIL [TRATA BRASIL] (2018). Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável. Benefícios Econômicos da Expansão do Saneamento Brasileiro. São Paulo: Instituto Trata Brasil/CEBDS;

MENDONÇA, F. A. E LEITÃO, S. A. M. (2008). Riscos e vulnerabilidade socioambiental urbana: uma perspectiva a partir dos recursos hídricos. *GeoTextos*, 4 (1 e 2), pp. 145-163.

NORMA TÉCNICA L5.202 (2018) Coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* - Determinação pela técnica de tubos múltiplos, 5ª Ed, 29 p. Companhia de Tecnologia Ambiental [CETESB], São Paulo.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico de São Paulo – Mapa do Córrego Mirassol - Redes Coletoras de Esgoto Agosto/2018. Obtido através de consulta em 30 Ago 18 via Lei de Acesso à Informação.

SECRETARIA MUNICIPAL DE INFRAESTRUTURA URBANA E OBRAS DE SÃO PAULO [SIURB] (2011) Projeto Executivo de Canalização do Córrego Mirassol – Compec Galasso– Superintendencia de Projetos Viários – PROJ 4. São Paulo.

TUCCI, C. E. M. (1997) Plano Diretor de Drenagem Urbana: Princípios e Concepção. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2, n. 2, jul./dez p. 5-12.

TUCCI, C. E. M (2010) Urbanização e recursos hídricos. In: Bicudo, C. E. de M.; Tundisi, J. G.; Scheuenstuhl, M. C. B. *Águas do Brasil: análises estratégicas*. São Paulo: Instituto de Botânica.

Avaliação do cultivo de girassol por meio de fertirrigação com efluente gerado por sistema de tratamento do tipo Vermifiltro

^aHosoi, C. H. V.; ^bVilella, L. H.; ^cCampos, F.

^blarissah.vilella@outlook.com

^aFaculdade Oswaldo Cruz; ^bCentro Universitário São Judas; ^cUniversidade de São Paulo

Resumo

O presente trabalho partiu do estudo de viabilidade do reuso de efluente gerado por um sistema de tratamento de esgoto do tipo Vermifiltro em processos de fertirrigação de cultura de plantas ornamentais (girassóis). Para tanto, foram construídos dois canteiros – CA e CB – com 0,1 m² de área e 0,008 m³ de volume, e em cada foram acomodadas 6 sementes, sendo 3 da espécie *Helianthus annuus* e 3 da espécie *Sungold dobrado*. O canteiro CA foi irrigado com o efluente do vermifiltro, e o canteiro CB, com água contendo sais de nitrogênio e fósforo; ambos numa vazão média de 1 L.d⁻¹. Ao término do estudo, concluiu-se que é passível o emprego a técnica de fertirrigação ao cultivo de girassóis, contudo, em função das plantas fertirrigadas apresentarem uma taxa de crescimento menor quando comparado com as plantas irrigadas com água e nutrientes, deve-se destacar a restrição ao uso comercial, inserindo-as apenas na questão paisagística local.

Palavras-chave: Reuso; ecossaneamento; girassol.

Introdução

A representação da agricultura irrigada engloba 40% da produção agrícola e ocupam aproximadamente 17,7% da área total cultivada (VELOSO, DUARTE e SILVA, 2004); os levantamentos apontados pela FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura) confirmam que a agricultura é a principal atividade responsável por demandar maiores quantidades de recursos hídricos.

Em função de tal demanda por água, a reutilização de águas residuárias para irrigação agrícola (fertirrigação) seria uma alternativa potencial de racionalizar esse bem natural constituindo-se de um instrumento para a gestão dos recursos hídricos no Brasil. (CAVALCANTE, 2015).

O conceito da fertirrigação com águas tratadas de efluente, baseia-se no sistema de aplicação de fertilizantes advindos do próprio esgoto às plantas, havendo assim, o progressivo aumento da produtividade agrícola sem gerar danos ambientais e promovendo uma alternativa sustentável ao próprio efluente (DAMASCENO, 2008). Na perspectiva da fertirrigação, é possível abordar o assunto com vistas ao paradigma da sustentabilidade por meio do uso de sistemas de tratamento de esgoto que não gerem “resíduos”, permitindo a reciclagem de seus constituintes finais com baixo ou nulo custo energético, por meio da aproximação de sua configuração aos processos naturais, dentro

do chamado Ecosaneamento (EAWAG e SANDEC, 2000; CORTEZ, 2009), e assim, fechando o ciclo do saneamento.

Dentre os processos desenvolvidos sobre essa premissa, há o denominado por Vermifiltração, o qual se constitui como um filtro biológico aeróbio sem geração de lodo, formado por uma camada superior contendo uma população de minhocas detritívoras, responsáveis, juntamente com a microbiota presente no substrato, pela degradação da matéria orgânica presente nos esgotos, transformando-as em vermicomposto (adubo) (KUMAR *et al.*, 2014).

Sendo assim, o presente estudo buscou avaliar o potencial uso de efluentes gerados em um sistema de vermifiltração, na fertirrigação de uma cultura de girassóis, de forma a verificar os impactos no desenvolvimento da planta, quando comparados com uma cultura irrigada de forma convencional.

Material e Métodos

O experimento foi realizado em uma região de clima do tipo BSh (classificação de Köppen e Geiger) com temperatura média de 24,4 °C e pluviosidade média anual de 469 mm (Climate-Data.org). O monitoramento iniciou-se em 16 de abril de 2019 mantendo-se até 16 de julho de 2019, totalizando 92 dias de operação.

O sistema de vermifiltro que gerou os efluentes empregados nesse estudo, construído e operado por Lee e Naruse (2019), era constituído por 3 reatores: Reator 1 operou como vermifiltro, sendo composto por uma camada de 4 centímetros de seixos (meio suporte para as conexões hidráulicas de saída de efluente), seguida de uma camada de 17 centímetros de brita (leito filtrante) e 14 centímetros de substrato (solo de floresta primária) onde foram alocadas as minhocas da espécie *Eisenia* sp., conhecidas popularmente como minhocas californianas, mantendo-se, inicialmente, uma população de 90 minhocas. O fluxo subsuperficial vertical nesse reator não foi saturado para evitar o acúmulo de esgoto que poderia comprometer o hábitat das minhocas; o Reator 2 operou como leito filtrante, sendo constituído pela camada de 4 centímetros de seixos como meio suporte, seguido de uma camada de 30 centímetros de argila expandida; e o Reator 3, operou, também como leito filtrante, sendo formado pelo mesmo meio suporte seguido de uma camada de 30 centímetros de fibra de coco. Ambos os reatores 2 e 3 operaram com o fluxo subsuperficial vertical saturado. Foi aplicado vazão média de 36 L/dia, gerando um tempo médio de detenção hidráulica (TDH) global de 1,4 dias. O esgoto que alimentou a piloto era oriundo do CRUSP – Conjunto Residencial da Universidade de São Paulo, e passou por um tratamento preliminar constituído por gradeamento, canal de areia e caixa separadora de água/óleo.

Para o estudo do efeito da fertirrigação no crescimento e desenvolvimento de culturas de plantas ornamentais foram escolhidos dois tipos de Girassol, o *Helianthus annuus* (uma planta de

grandes dimensões) e o *Sungold dobrado*, (uma planta anã), sendo construídos dois canteiros, um irrigado com efluente do vermifiltro (fertirrigação) (CA) e o outro com água e fertilizante (CB) para servir de base de comparação. Os canteiros eram feitos de plástico de 0,1 m² de área e 0,008 m³ de volume (25x39x8 cm), tendo como meio suporte uma camada de argila expandida, seguida por uma camada de 7 cm de solo orgânico. As sementes foram acomodadas em duas colunas com três linhas de disposição, com 2,5 cm de profundidade e um distanciamento de 10 a 12,5 cm entre elas. A água de fertirrigação usada no canteiro A, efluente do vermifiltro, era coletado ao longo do dia e armazenado em um garrafão de 5 L, sendo aplicado ao canteiro por meio de um sistema de gotejamento; a água de irrigação aplicada ao canteiro CB era constituída por uma solução aquosa contendo sais de nitrogênio e fósforo (cloreto de amônia e fosfato bibásico de sódio), igualmente mantida em um garrafão de 5 L e ligado ao sistema de gotejamento, com uma concentração baseada na média histórica desses elementos obtidos no efluente do vermifiltro. Ambos os canteiros foram mantidos com uma vazão média de 1 L.d⁻¹.

Com o intuito de avaliar o desenvolvimento dos girassóis foram realizadas análises métricas nas plantas; as águas de irrigação tiveram os parâmetros demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal, ortofosfato, alcalinidade, condutividade, pH e sólidos em suspensão total (SST) medidos duas vezes por semana. Os solos dos canteiros foram monitorados em termos de pH, condutividade e temperatura. Todas as metodologias seguiram a 21^a edição do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, da APHA / AWWA / WEF (2005).

Resultados e Discussão

Caracterização das águas de irrigação

A unidade piloto de vermifiltração apresentou uma boa remoção de sólidos em suspensão e matéria orgânica, expressa em termos de DQO, com valores médios de 77% e 81% de eficiência, respectivamente, porém, não se observou o mesmo desempenho para remoção de nutrientes (médias de remoção de 14% de conversão de nitrogênio amoniacal e 23% para ortofosfato); quanto ao pH, manteve-se em 7,5±0,2 e 286±51,8 mgCaCO₃.L⁻¹ de alcalinidade; gerando um efluente final clarificado, com baixa concentração de matéria orgânica e valores expressivos para nitrogênio amoniacal e ortofosfatos da ordem de 60±15,1 mgN-NH₃.L⁻¹ e de 4,0±2,0 mgP-PO₄⁻³.L⁻¹ (LEE e NARUSE, 2019).

Sendo assim, o monitoramento da água de irrigação, coletado diretamente do garrafão de 5 L, aplicado no canteiro CA apresentou os seguintes valores médios: para DQO 36±11 mgO₂.L⁻¹, para SST 22±11 mg.L⁻¹, de nitrogênio amoniacal 56±13,5 mgN-NH₃.L⁻¹, para ortofosfato de 5,2±0,9 mgP-PO₄⁻³.L⁻¹, de pH 7,6±0,3, para alcalinidade de 232,4±22,3 mgCaCO₃.L⁻¹ e condutividade de 1974±14,1 µS.cm⁻¹. No canteiro CB, obteve-se as médias: para DQO 17±1

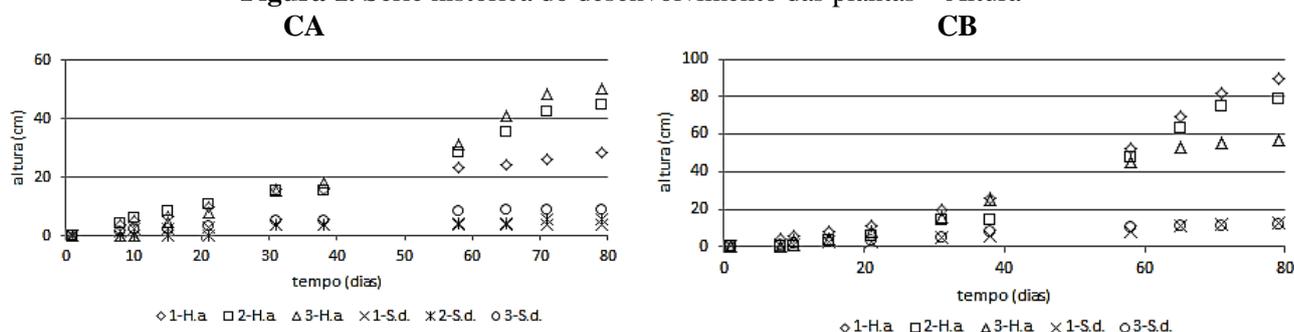
mgO₂.L⁻¹, para SST 10±8 mg.L⁻¹, de nitrogênio amoniacal 79±4,2 mgN-NH₃.L⁻¹, para ortofosfato de 7,6±1,2 mgP-PO₄⁻³.L⁻¹, de pH 7,2±0,3, para alcalinidade de 30,7±4,1 mgCaCO₃.L⁻¹ e condutividade de 1177±14,1 μS.cm⁻¹.

Deve-se ressaltar que, por volta do 71º dia de monitoramento, em função da verificação da diferença observa nas concentrações de nitrogênio e fósforo aplicados aos canteiros, atrelado ao bom desenvolvimento das plantas no CB, como será apresentado, optou-se por acrescentar uma massa extra dos sais de nitrogênio e fósforo à água de fertirrigação do CA, a fim de igualar as concentrações utilizadas.

Desenvolvimento das plantas

A Figura 1 apresenta uma série histórica do desenvolvimento das plantas, tendo por base sua altura.

Figura 1. Série histórica do desenvolvimento das plantas – Altura



Onde: H.a. = *Heliantitus annuus* e S.d. = *Sungold dobrado*

Com base na derivação da equação da reta obtida para cada planta, obtiveram-se as taxas de crescimento que podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1. Taxa de crescimento das plantas (cm/d)

| CA | | CB | |
|---------------|----------------|---------------|---------------|
| 1-H.a. = 0,38 | 1-S.d. = 0,06 | 1-H.a. = 1,02 | 1-S.d. = 0,16 |
| 2-H.a. = 0,54 | 2-S.d. = 0,11* | 2-H.a. = 0,89 | 2-S.d.** |
| 3-H.a. = 0,60 | 3-S.d. = 0,12 | 3-H.a. = 0,73 | 3-S.d. = 0,16 |

(*) = morreu no 38º dia

(**) = não brotou

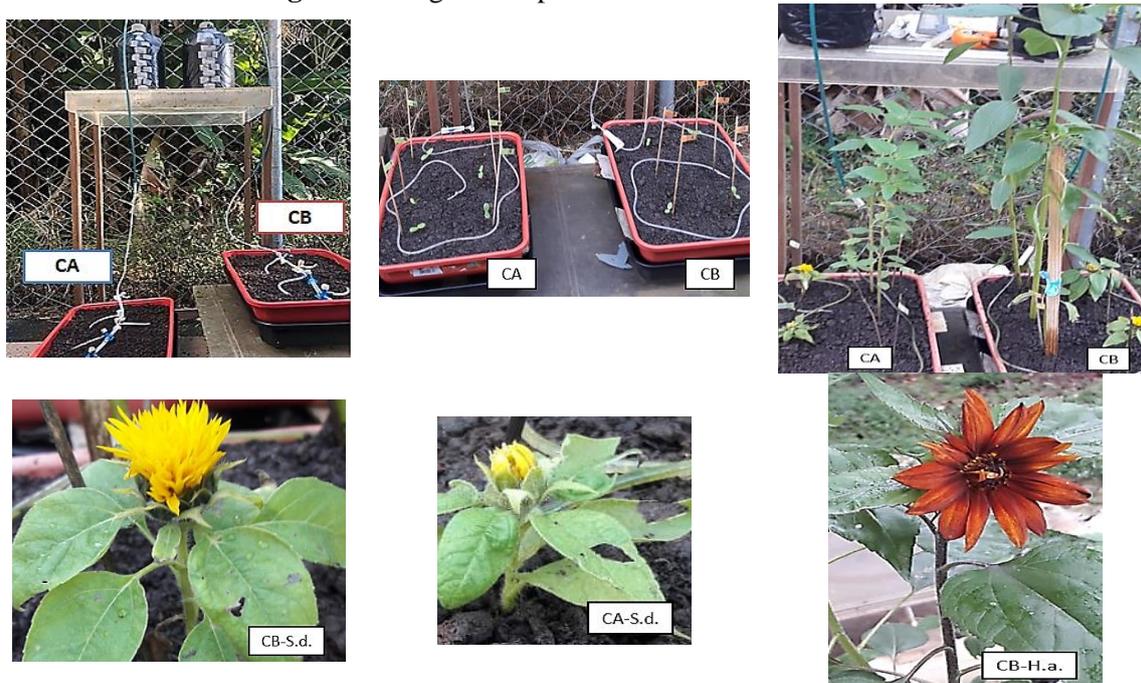
De uma forma geral, as plantas do canteiro CB desenvolveram-se mais rápido que as plantas do canteiro CA, sendo que, aparentemente, a espécie de girassol *Heliantitus annuus*, demonstrou melhor adaptação ao cultivo realizado. No canteiro CA observou-se aparecimento do botão floral nas plantas 2-H.a. (71º dia) e 2-S.d. (65º dia); e no canteiro CB, nas plantas 1-H.a. (71º dia), 2-H.a. (79º dia) e 3-S.d. (58º dia).

De acordo com a Circular Técnica nº 13, da EMBRAPA (CASTRO *et al*, 1996), o ciclo vegetativo do girassol varia de 90 a 130 dias, logo, nesse período do experimento, pode-se considerar que as plantas ainda estão se desenvolvendo, não sendo possível grandes considerações comparativas.

Dentre as variáveis que poderiam afetar o desenvolvimento das plantas, torna-se relevante citar:

- Temperatura: durante todo o período de monitoramento, a temperatura média do ar manteve-se em $20,4 \pm 3,7$ °C e nos canteiros em $18,5 \pm 3,47$ °C, segundo a mesma Circular Técnica já citada, o girassol é uma planta que se adapta bem a diversos ambientes, apresentando inibição apenas em temperaturas de solo inferiores a 4 °C, logo, essa variável não deve ter influenciado negativamente; pH: o girassol é sensível a acidez do solo, apresentando sinais de toxicidade em pH menor que 5,2; em amostras retiradas de porções profundas dos canteiros, obteve-se, no CA, o pH médio de $7,9 \pm 0,1$ e no CB, pH médio de $7,5 \pm 0,2$, portanto, condizente com as necessidades da planta (CASTRO *et al*, 1996);
- Nutrientes: levando-se em conta o melhor desenvolvimento dos girassóis no canteiro CB, pode-se avaliar que a menor oferta de nutrientes no CA possa ter prejudicado seu crescimento, já que apenas a partir do 70º dia é que os valores foram igualados ao CB. Segundo Freitas *et al* (2012), a presença do nitrogênio tem papel relevante por desempenhar funções importantes junto ao metabolismo da planta;
- Condutividade elétrica: um dos principais impactos observados nos processos de fertirrigação refere-se aos problemas de salinidade no solo decorrido do acúmulo de sais em torno da zona radicular das plantas, promovendo um desequilíbrio osmótico, prejudicando, assim, a absorção de água (BASTOS *et al*, 2003). A água de irrigação aplicada ao canteiro CA apresentou condutividade média de $2,0$ dS.m⁻¹ e do canteiro CB, $1,1$ dS.m⁻¹; estudo conduzido por Medeiros *et al* (2012) aplicando diferentes soluções salinas ao cultivo de girassol, demonstrou que as plantas irrigadas com água com condutividade de $2,5$ dS.m⁻¹ apresentaram um pior desenvolvimento que plantas irrigadas com água com condutividade de $0,5$ ou $1,5$ dS.m⁻¹, evidenciando o efeito da salinidade no ciclo vegetativo do girassol.

Isto posto, pode-se avaliar que as duas últimas variáveis (nutrientes e condutividade elétrica) possam ter um peso considerável nas diferenças de desenvolvimento observadas nas plantas dos canteiros em estudo, mas que, independentemente dessa “demora” em crescer, as plantas do canteiro CA mostraram-se visualmente saudáveis, com pleno desenvolvimento de folhas e coloração compatível com as plantas do canteiro CB. A Figura 2 ilustra algumas imagens das plantas ao longo do experimento

Figura 2. Imagens das plantas dos canteiros CA e CB

Considerações Finais

Ao cabo desse estudo, pôde-se concluir que o efluente gerado por um sistema de tratamento de esgoto do tipo vermifiltro é passível de ser aplicado ao cultivo de girassóis, permitindo seu desenvolvimento, contudo, apresentando uma taxa de crescimento menor quando comparado com plantas irrigadas com água e nutrientes, devendo-se destacar a restrição ao uso comercial, inserindo-o apenas na questão paisagística local. Uma opção para uma possível melhora no cultivo dessa planta ornamental com a técnica de fertirrigação, seria o ajuste das concentrações de nutrientes em níveis adequados, e a contínua correção da salinidade do solo, uma vez que, a princípio, essas foram as duas variáveis que impactaram negativamente no ciclo vegetativo dos girassóis fertirrigados.

Agradecimentos

Ao nosso orientador Fabio Campos, a Deus e aos familiares.

Referências Bibliográficas

APHA/AWWA/WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21a Edição, Washington DC. 2005.

CASTRO, C.; CASTIGLIONI, V.B.R.; BALLA, A.; LEITE, R.M.V.B.C.; KARAM, D.; MELLO, H.C.; GUEDES, L.C.; FARIAS, J.R.B., A cultura do girassol. Circular Técnica, 13 – EMBRAPA-CNPSO, 1996.

CAVALCANTE, K. D. B. O uso de águas residuais e as vantagens de sua aplicação na agricultura. 2015. 42 f. Tese (Doutorado) - Curso de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.



CORTEZ, H.; LIMA, R., Tecnologias alternativas trazem opções contra a crise do saneamento básico. 2009. Disponível em: < <https://www.ecodebate.com.br/2009/02/06/tecnologias-alternativas-trazem-opcoes-contra-a-crise-do-saneamento-basico/>> Acesso em maio,2019.

DAMASCENO, Lisânea Mycheline Oliveira. Fertirrigação com efluente doméstico tratado no cultivo de gérbera com e sem suplementação mineral. 2008. 120 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Tecnóloga em Meio Ambiente, Centro Federal de Educação Tecnológica do Piauí, Campina Grande, 2008.

EAWAG/SANDEC y WSSCC. 2000. Bellagio Expert Consultation on Environmental Sanitation in the 21st Century. Disponível em: <<http://www.sandec.ch/env.san./downloadables.html>>. Acesso em Junho,2019.

FAO - Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura: agricultura irrigada sustentável no brasil - identificação de áreas prioritárias. 2017. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i7251o.pdf>>. Acesso em: Mai, 2019.

FREITAS, C.A.S.; SILVA, A.R.A.; BEZERRA, F.M.L.; ANDRADE, R.R.; MOTA, F.S.B.; AQUINO, B.F., Crescimento da cultura do girassol irrigado com diferentes tipos de água e adubação nitrogenada. Revista Brasileira de Eng. Agrícola e Ambiental, vol. 16, n. 10, p. 1031-1039, 2012.

KUMAR, T. *et al.* Performance evaluation of vermifilter at different hydraulic loading rate using river bed material. Ecological Engineering, [s. L.], v. 62, n. [s. L.], p.77-82, jan. 2014.

LEE, H.T.; NARUSE, L.L., Construção e operação de vermifiltro como alternativa para tratamento de esgoto em comunidades isoladas. Trabalho de conclusão de curso apresentado à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da USP (EACH-USP), para título de Bacharel em Gestão Ambiental, 2019.

MEDEIROS, A.M.A.; SILVA, J.L.A.; OLIVEIRA, F.A.; ALVES, S.S.; NASCIMENTO, I.B.; MIRANDA, N.O., Efeito da salinidade no crescimento inicial do girassol em dois tipos de solos diferentes. INOVAGRI – International Meeting; IV WINOTEC – Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação, Fortaleza/Ceará, 2012.

SARTORI, M. A. Desempenho de vermifiltros no tratamento de esgoto doméstico em pequenas comunidades. 2010. 75 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.

VELOSO, M. E. C.; DUARTE, S. N.; SILVA, I. J. O. Potencial de uso de águas residuárias na agricultura como suprimento hídrico e nutricional. Engenharia Rural. v.15, p.79-86, 2004.

Efeito da amoxicilina nas bactérias autotróficas nitrificantes de lodo ativado de estação de tratamento de esgoto doméstico

^bOkamoto, A.; ^bSantana, A. C.; ^aKersul, J. F.; ^bKohatsu, M. Y.; ^bBueno, R. F.

^bjuliakfaria@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

A amoxicilina é um dos antibióticos mais usados no Brasil e sua ocorrência em efluentes domésticos têm sido referidas. No entanto, poucas são as pesquisas que avaliam o efeito de sua ocorrência em estações de tratamento, sobretudo em sistemas de lodos ativados com nitrificação. Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da amoxicilina nas bactérias autotróficas nitrificantes de lodos ativados. Para isso, foram realizadas análises no metabolismo desse grupo de microrganismos por meio de ensaios respirométricos, em que foram testadas diferentes concentrações do antibiótico. Foi verificado que a concentração de 20 mg.L⁻¹ gerou inibição de 2% sem que houvesse diferença significativa entre as taxas de consumo de oxigênio com e sem amoxicilina. Já a maior concentração testada (200 mg.L⁻¹) gerou inibição de 73%, valor comparável à inibição causada por outros antibióticos em concentrações bem mais elevadas. Isso pode indicar um maior potencial da amoxicilina de causar toxicidade às bactérias autotróficas nitrificantes do que outros antibióticos.

Palavras-chave: Inibição; nitrificação; poluentes emergentes; respirometria; tratamento biológico.

Introdução

A amoxicilina, antibiótico pertencente ao grupo das penicilinas, é um dos mais utilizados no mundo, uma vez que combate diversos tipos de bactérias, apresenta poucos efeitos colaterais e tem baixo custo. No Brasil, esse antibiótico chega a representar mais da metade do consumo dessa classe de medicamentos (Santos *et al.*, 2006, Githinji *et al.*, 2010, França, 2012, Elizalde-velázquez *et al.*, 2016, Who, 2018). No entanto, apesar da eficiência constatada, quando ingerida, apenas 10-20% do composto é metabolizado pelo organismo, o restante é excretado, chegando assim às estações de tratamento de efluentes e aos corpos hídricos (Bound, Voulvoulis, 2004).

Em 2018, a União Europeia divulgou uma nova versão da “*Watch List*”, em que constam compostos de atenção por terem potencial de gerar ecotoxicidade em diversas espécies, como algas, plantas e invertebrados, além de se bioacumular em músculos de peixes e conseqüentemente ser consumido passivamente, podendo gerar problemas de saúde e resistência microbiana, na qual consta a amoxicilina (Who, 2017, Loos *et al.*, 2018). Já se tem indícios de que este antibiótico pode gerar efeitos ecotóxicos a partir de 0,75 µg L⁻¹ (Elizalde-Velázquez *et al.*, 2016).

Contudo, existem poucos indícios sobre o efeito desse antibiótico nos sistemas de tratamento, sobretudo nos lodos de tratamentos biológicos, como no sistema de lodos ativados, que estão entre os principais tipos de tratamento de esgoto empregados em grandes centros urbanos brasileiros. Matsubara *et al.* (2017) avaliaram a inibição da amoxicilina em bactérias heterotróficas,

proveniente de lodo de Biorreator com membranas submersas (MBRs) utilizando acetato de sódio como substrato em ensaios respirométricos. A concentração de 100 µg L⁻¹ gerou a máxima inibição de 7,0% em relação a TCO do controle (sem o uso de amoxicilina).

Já Xing e Jin (2018) estudaram o efeito de metais pesados e antibióticos em bactérias nitrificantes (BNs) através da respirometria. Foi utilizado lodo de nitrificação parcial, e as concentrações de sulfametoxazol variaram de 290-3.490 mg.L⁻¹, sendo que a concentração de 1.890 mg.L⁻¹ inibiu 50% das bactérias nitrificantes e 3.490 mg.L⁻¹ inibiu 90%.

Nesse contexto, existem poucos estudos que avaliam o efeito da amoxicilina nas bactérias de lodos ativados, sobretudo das nitrificantes, que, por serem mais sensíveis que as heterotróficas, podem sofrer inibições ainda maiores que as referidas por Matsubara *et al.* (2017) e possivelmente em concentrações até menores que as testadas por Xing e Jin (2018). Assim, é pertinente a avaliação da amoxicilina nas BNs provenientes de lodos ativados. Logo, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da amoxicilina no metabolismo das bactérias nitrificantes de lodos ativados.

Material e Métodos

Caracterização do lodo

O lodo ativado utilizado nesta pesquisa foi obtido na ETE do Parque Andreense, localizado no Parque Represa Billings, Santo André-SP. Na Tabela 1 são apresentados os dados de entrada e saída das frações de nitrogênio nesta ETE em maio de 2018.

Tabela 1. Parâmetros de nitrogênio da ETE Parque Andreense (maio/2018).

| Parâmetro | Entrada | Saída |
|--|---------|-------|
| N-amoniacoal (N-NH ₄ ⁺) (mg.L ⁻¹) | 0,64 | <0,32 |
| Nitrito (NO ₂) (mg.L ⁻¹) | 0,03 | 0,07 |
| Nitrato (NO ₃) (mg.L ⁻¹) | 5,80 | 4,78 |

Fonte: EPP, 2018.

Foram coletados 20 L de lodos ativados nesta estação mantidos, sob aeração e aclimação, por duas semanas em cilindro de acrílico com efluente sintético com concentrações teóricas de DQO e N-NH₄⁺ de 600 mg.L⁻¹ e 52 mg.L⁻¹, respectivamente, e Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 24h. O teor médio de sólidos suspensos totais presente no lodo foi de 2684 ± 1853 mg SST.L⁻¹. Durante quatro semanas não foi feito descarte de lodo.

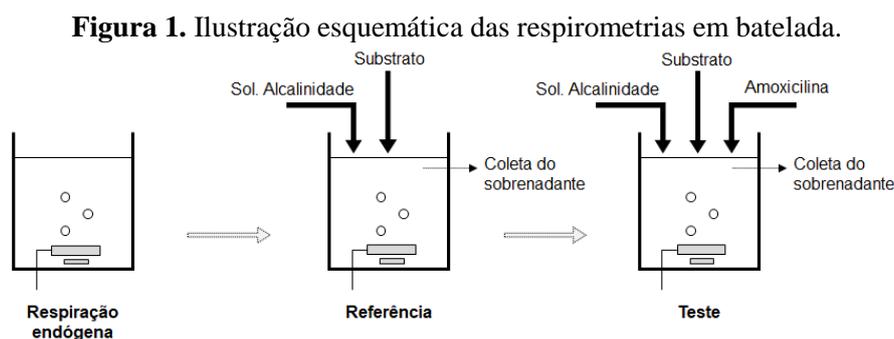
Ensaio respirométrico

Os ensaios de respirometria utilizados nesta pesquisa seguiram o modelo desenvolvido por Van Haandel e Marais (1999), o qual é fundamentado na relação existente entre a taxa de consumo de oxigênio (TCO) e a quantidade de substrato adicionado para determinada comunidade microbiana. A TCO é obtida por meio dos dados de concentração inicial e final de oxigênio

dissolvido (OD) no lodo em um dado período de tempo (ΔT). Para a determinação confiável da TCO, Van Haandel e Marais (1999) recomendam que os limites de OD sejam de 1 a 3 mg.L⁻¹.

Foram efetuados ensaios respirométricos em batelada com aquisição manual dos dados, nos quais foram utilizados: um Oxímetro (medidor de oxigênio) (marca Oakton modelo DO-6+), um agitador magnético, uma bomba para aeração (marca BOYU, modelo ACQ 007, 75W), um cronômetro e um computador para registro dos dados.

O substrato utilizado foi o Cloreto de Amônio e, antes de cada teste, foi dosado 1 mL de solução de Bicarbonato de Sódio (1 g.L⁻¹), para garantir que a alcalinidade não fosse um limitante da TCO exógena (Silva Filho *et al.*, 2015, Guerra, 2017). Foram realizados testes preliminares para determinar a concentração mínima de substrato que promoveu pelo menos três valores de TCO exógena máxima, tendo sido estabelecido 10 mg.L⁻¹. Para a amoxicilina, foram utilizadas as concentrações de 20, 50, 100 e 200 mg.L⁻¹. Na Figura 1 é apresentada a ilustração esquemática dos quatros testes respirométricos realizados.



Fonte: Autoral.

Após a adição do substrato com amoxicilina e retorno para a TCO endógena, os testes foram encerrados e o lodo trocado para realização do teste seguinte.

Para o cálculo da TCO foi utilizada a equação (1), de Van Haandel e Marais (1999), e os dados foram normalizadas para a TCO endógena mínima obtida em cada teste.

$$TCO = \frac{(OD_{máx} - OD_{mín})}{\Delta T} \quad (1)$$

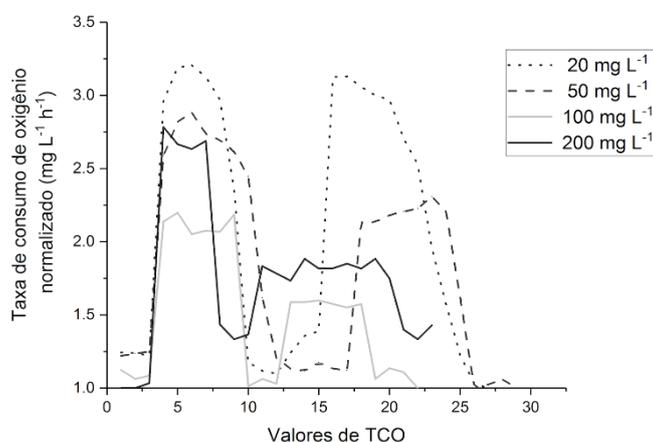
Análises estatísticas

Testes estatísticos foram aplicados no *software* Past analisando os dados de TCO exógena de cada teste respirométrico, comparando a referência, com adição somente de substrato, com a etapa de adição de substrato com amoxicilina; para verificar se havia diferença significativa entre eles. Para identificação do teste mais adequado em cada caso, foi realizada caracterização das variáveis (dependente/independente, categórica/não-categórica) e aplicação de teste de normalidade. Os testes utilizados foram o Teste t (paramétricos) e o de Mann-Whitney (não paramétricos), a depender da normalidade ou não dos dados.

Resultados e Discussão

Nos ensaios respirométricos foi possível verificar que a adição de amoxicilina gerou inibição da TCO exógena em todas as concentrações aplicadas (Figura 2). A concentração de 200mg.L^{-1} gerou a maior inibição do metabolismo das BNs (73%), seguida pelas concentrações de 100mg.L^{-1} (47%), 50mg.L^{-1} (27%) e 20mg.L^{-1} (2%). Esta última concentração gerou inibição tão pequena que o teste estatístico aplicado não identificou diferença significativa entre os valores antes e após a adição do antibiótico ($z:-0,035813$, $p:0,72025$). Para as três demais concentrações (200, 100 e 50mg.L^{-1}) houve diferença significativa entre as TCOs ($t: 27,344$, $p: 3,53.e^{-12}$; $t: 20,255$, $p: 1,8962.e^{-9}$; $t: 8,0211$, $p: 3,6598.e^{-6}$).

Figura 2. Respirogramas normalizados.



Fonte: Autoral.

Esses resultados, sobretudo o da inibição de 73% do metabolismo das BN à 200mg.L^{-1} , comparados aos de Xing e Jin (2018), que verificaram que 90% das bactérias nitrificantes foram inibidas na concentração de 3.490mg.L^{-1} de sulfametoxazol, podem indicar que a amoxicilina tem um potencial de inibição das nitrificantes maior que o sulfametoxazol. No entanto estudos mais aprofundados devem ser realizados para verificar essa hipótese.

Além disso, a inibição verificada pode ser ainda maior a longo prazo, em sistema de tratamento alimentado de maneira contínua com doses de amoxicilina. Katipoglu-Yazan *et al.* (2015), por exemplo, dosaram uma concentração mais baixa (50mg.L^{-1}) de tetraciclina, porém de maneira contínua durante 40 dias, e verificaram uma redução gradativa na comunidade microbiana, em especial nas bactérias oxidadoras de amônia, levando inclusive a um colapso total da nitrificação. Assim, concentrações de amoxicilina testadas no presente estudo, ou ainda menores, porém dosadas continuamente, podem gerar efeito semelhante e até em menos tempo.

Considerações Finais

Foi verificado que a amoxicilina possui efeito inibitório no metabolismo das bactérias nitrificantes, que variou de 27% a 73% nas concentrações de 50 a 200 mg.L⁻¹. Apenas a concentração de 20 mg. L⁻¹ não gerou inibição significativa nesse grupo bacteriano. A comparação com outros estudos pode indicar que a amoxicilina em lodo ativado pode gerar inibições próximas às identificadas com outros antibióticos, porém em concentrações bastante inferiores. Além disso, os efeitos a longo prazo desse antibiótico podem levar ao colapso total da nitrificação no lodo. Novos estudos devem ser realizados com análises complementares às de metabolismo microbiano, como análises químicas e de biologia molecular para confirmar e caracterizar as inibições verificadas; bem como sugere-se a avaliação do efeito da amoxicilina também de maneira contínua.

Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Federal do ABC em especial ao PPG-CTA, ao Laboratórios de Tecnologias de Tratamento de Águas Urbanas e Servidas e Reuso de Água e, ao Laboratório de Química Ambiental e Forense. Ainda, o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Referências Bibliográficas

- BOUND, J. P., & VOULVOULIS, N. 2004. Pharmaceuticals in the aquatic environment—a comparison of risk assessment strategies. *Chemosphere*, 56(11), 1143–1155.
- ELIZALDE-VELÁZQUEZ, A., GÓMEZ-OLIVÁN, L. M., GALAR-MARTÍNEZ, M., ISLAS-FLORES, H., DUBLÁN- GARCÍA, O., & SANJUAN-REYES, N. 2016. Amoxicillin in the Aquatic Environment, Its Fate and Environmental Risk. *Environmental Health Risk - Hazardous Factors to Living Species*.
- EPP (Instituto Nacional de Análises e Pesquisa LTDA). 2018. Relatório de Análises Químicas - ETE Parque Andreense - Maio/2018. São Paulo, 8p.
- FRANÇA, L. C. 2012. Principais antibióticos utilizados em hospitais brasileiros nos últimos 10 anos. p. 24. Monografia (Especialização) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2012.
- GITHINJI, L. J. M., MUSEY, M. K., & ANKUMAH, R. O. 2010. Evaluation of the Fate of Ciprofloxacin and Amoxicillin in Domestic Wastewater. *Water, Air, & Soil Pollution*, 219(1-4), 191–201.
- GUERRA, T. DE F. M. F. 2017. Determinação das constantes cinéticas de nitrificação e nitratação em função da temperatura. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 90 p.



- KATIPOGLU-YAZAN, T., MERLIN, C., PONS, M.-N., UBAY-COKGOR, E., & ORHON, D. 2015. Chronic impact of tetracycline on nitrification kinetics and the activity of enriched nitrifying microbial culture. *Water Research*, 72, 227–238.
- LOOS, R., MARINOV, D., SANSEVERINO, I., NAPIERSKA, D. & LETTIERI, T. 2018. Review of the 1st Watch List under the Water Framework Directive and recommendations for the 2nd Watch List. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- MAO, D., YU, S., RYSZ, M., LUO, Y., YANG, F., LI, F. & ALVAREZ, P. J. J. 2015. Prevalence and proliferation of antibiotic resistance genes in two municipal wastewater treatment plants. *Water Research*, 85, 458–466.
- MATSUBARA, M. E., COELHO, L.H.G., SUBTIL, E. L. 2017. Remoção do antibiótico amoxicilina por biorreatores com membranas submersas (MBRs). *FENASAN*, 9 p.
- SANTOS, E. M. A. SAMPAIO, G. M. M. S. LEITÃO, R. C. FACÓ, A. M. MENEZES, E. A. & SANTAELLA, S. T. 2006. Influência do tempo de detenção hidráulica em um sistema UASB seguido de um reator biológico com fungos para tratar efluentes de indústrias de castanha de caju. *Eng. sanit. ambient.*, 11 (1), 39-45.
- SILVA FILHO, H. A. BARROS, A. R. M. SANTOS, E. V. M. SOUSA, J. T. & VAN HAANDEL, A. C. (2015) Seleção de substratos padrões para ensaios respirométricos aeróbios com biomassa de sistemas de lodo ativado. *Eng. sant. ambient.*, 20 (1), 141-150.
- VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. O. 1999. comportamento do sistema de lodo ativado. *Epgraf. Campina Grande, PB*.
- WHO (World Health Organization). 2017. Executive Summary: The Selection and Use of Essential Medicines 2017. Geneva: World Health Organization.
- WHO (World Health Organization). 2018. Report on Surveillance of Antibiotic Consumption: 2016 – 2018 Early implementation. Geneva: World Health Organization.
- XIA, Y., WEN, X., ZHANG, B., & YANG, Y. 2018. Diversity and assembly patterns of activated sludge microbial communities: A review. *Biotechnology Advances*, 36(4), 1038–1047.
- XING, B.-S. & JIN, R.-C. 2018. Inhibitory effects of heavy metals and antibiotics on nitrifying bacterial activities in mature partial nitritation. *Chemosphere*, 200, 437–445.

Fitotoxicidade de efluente de AFMBR contendo contaminantes de interesse emergente por meio de bioensaios com *Sinapis alba*

^aChyoshi, B.; ^bBlessmann, R.; ^bCoelho, L. H. G.; ^bSubtil, E. L.

^abruna.chyoshi@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

A presença de contaminantes de interesse emergente (CE) em diversas matrizes ambientais é um desafio para o setor de saneamento, uma vez que muitas destas substâncias não são removidas nos processos de tratamento de efluentes convencionais e podem trazer riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a fitotoxicidade dos CE (17 β -estradiol, 17 α -etinilestradiol, diclofenaco e amoxicilina) presentes em efluente sintético após o tratamento por Biorreator Anaeróbio de Leito Fluidizado com Membrana (AFMBR) em diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH). O experimento foi dividido em 3 Fases: (1) ausência de CE e TDH = 12 h; (2) presença de CE e TDH = 12 h e; (3) presença de CE e TDH = 6 h. A avaliação dos níveis de fitotoxicidade do efluente foi realizada por meio de bioensaios de germinação com sementes de mostarda (*Sinapis alba*). Assim, observou-se que o efluente potencializou a germinação e o crescimento das raízes após o tratamento por AFMBR, independente do TDH. Além disso, notou-se efeito inibitório no crescimento das raízes com a Introdução dos CE.

Palavras-chave: 17 α -etinilestradiol; 17 β -estradiol; amoxicilina; diclofenaco; ecotoxicidade; mostarda.

Introdução

O setor de saneamento ambiental enfrenta desafios quanto à ocorrência crescente de alguns compostos químicos, denominados contaminantes de interesse emergente em esgotos domésticos, corpos d'água e outras matrizes ambientais. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) os definiu como poluentes não incluídos em programas de monitoramento de rotina que podem ser candidatos à futura regulamentação dependendo de sua (eco)toxicidade, efeitos potenciais à saúde, percepção pública e frequência de ocorrência no meio ambiente (USEPA *et al.*, 2008). Muitas destas substâncias não são removidas nos processos de tratamento de efluentes convencionais e não são degradadas naturalmente.

Pesquisas preliminares indicaram que esses compostos podem afetar os sistemas ecológicos aquáticos e terrestres mesmo em pequenas concentrações (da ordem de ng.L⁻¹ e μ g.L⁻¹). Os fármacos, por exemplo, são concebidos para interagir com vias fisiológicas específicas em baixas concentrações e visam certos mecanismos metabólicos, enzimáticos ou de sinalização celular (FABBRI; FRANZELLITTI, 2016). Organismos inferiores não-alvo podem ser expostos a estes constituintes, mesmo a níveis traço, e desencadear efeitos toxicológicos (WILKINSON *et al.*, 2016). Apesar de não haver total compreensão sobre os efeitos em longo prazo, a exposição aos

contaminantes de interesse emergente apresenta o potencial de se bioacumular nos níveis tróficos por meio da descarga de efluentes e aplicação de águas residuárias e lodo na agricultura (BITTENCOURT *et al.*, 2016; ESLAMIAN, 2016; YANG *et al.*, 2017).

A ecotoxicidade de um composto também é influenciada pela sua mistura com outras substâncias que podem gerar interações sinérgicas ou antagônicas. As misturas entre os contaminantes podem resultar em efeitos ecotoxicológicos significativos, mesmo que as suas concentrações individuais não exerçam nenhuma reação (EBELE *et al.*, 2017). Além disso, os produtos de transformação, parcialmente metabolizados ou biodegradados, são capazes de manter uma fração ativa do composto original e propiciar efeitos ecotoxicológicos. A toxicidade dos produtos de transformação pode diferir da toxicidade de seu composto original quanto à sua bioconcentração (toxicocinética) e/ou seu modo de ação tóxica (toxicodinâmica) (EVGENIDOU *et al.*, 2015; YANG *et al.*, 2017).

Avaliações de risco a partir de dados de ecotoxicidade, geralmente baseados em algas e peixes, vêm sendo realizadas para verificar o possível impacto dos contaminantes de interesse emergente tanto para ecossistemas quanto para a saúde humana. Contudo, esses testes só podem ser usados como uma indicação inicial, por não cobrirem informações sobre a potencial toxicidade genética, a neurotoxicidade, entre outros efeitos (EVGENIDOU *et al.*, 2015). Desta forma, nota-se que investigações sobre o potencial ecotoxicológico dos produtos de transformação nos efluentes e suas misturas são indispensáveis para garantir que estes não sejam tão ativos ou tóxicos quanto o composto original e que a água recuperada represente uma fonte de água segura.

Neste cenário, surge a necessidade de adaptações e aprimoramentos nos sistemas de tratamento para aumentar a taxa de remoção desses contaminantes, bem como a realização de testes de ecotoxicidade, a fim de melhorar e garantir a qualidade da água. Deste modo, o presente estudo teve como objetivo avaliar a fitotoxicidade de efluente de AFMBR contendo contaminantes de interesse emergente (17 β -estradiol, 17 α -etinilestradiol, diclofenaco e amoxicilina).

Material e Métodos

Unidade piloto de Biorreator Anaeróbio de Leito Fluidizado com Membrana

As amostras utilizadas neste estudo foram retiradas de unidade piloto de Biorreator Anaeróbio de Leito Fluidizado com Membrana (AFMBR) (225 mL). O sistema foi alimentado com efluente sintético e, nas Fases 2 e 3, com a presença de CE (17 α -etinilestradiol, 17 β -estradiol, amoxicilina e diclofenaco), em fluxo contínuo. A análise dos CE foi realizada por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (LC-MS) (UNIÃO EUROPÉIA, 2016). As análises físico-químicas realizadas para o monitoramento das condições operacionais do sistema, conforme a metodologia APHA (2012), foram a alcalinidade, demanda química de oxigênio (DQO), pH e temperatura. O

experimento foi dividido em 3 Fases: (1) ausência de CE e TDH = 12 h; (2) presença de CE e TDH = 12 h e; (3) presença de CE e TDH = 6 h. Durante o período de estudo (9 meses), o AFMBR foi operado em condições convencionais, conforme a Tabela 1.

Tabela 1. Condições operacionais do sistema AFMBR.

| | Fase 1 | | | Fase 2 | | | Fase 3 | | |
|---|----------|----------|----|----------|----------|----|----------|----------|----|
| | Alim | Perm | E | Alim | Perm | E | Alim | Perm | E |
| Alcalinidade (mg L ⁻¹) | 222±91 | 158±67 | - | 279±37 | 285±67 | - | 343±62 | 368±45 | - |
| pH | 6,7±0,9 | 7,3±0,6 | - | 6,6±0,3 | 7,4±0,2 | - | 6,6±0,1 | 7,5±0,2 | - |
| Temperatura (°C) | 24,6±3,0 | 24,7±2,9 | - | 18,0±1,2 | 18,4±1,1 | - | 20,6±1,2 | 20,8±1,3 | - |
| DQO (mg L ⁻¹) | 569±200 | 27±11 | 95 | 734±263 | 33±20 | 95 | 588±221 | 22±15 | 96 |
| 17α-etinilestradiol (mg L ⁻¹) | - | - | - | 402±254 | 253±204 | 37 | 400±181 | 191±120 | 52 |
| 17β-estradiol (mg L ⁻¹) | - | - | - | 189±173 | 55±68 | 71 | 209±140 | 63±65 | 70 |
| Amoxicilina (mg L ⁻¹) | - | - | - | 103±16 | 92±14 | 11 | 60±35 | 69±36 | 23 |
| Diclofenaco (mg L ⁻¹) | - | - | - | 133±173 | 14±23 | 90 | 269±137 | 50±78 | 82 |

Legenda: Alim = alimentação; Perm = permeado e E = eficiência de remoção (%). Fonte: Autores (2019).

Análise de fitotoxicidade

O teste de fitotoxicidade selecionado como ensaio de ecotoxicidade foi o de germinação e comprimento de raízes, baseado nas recomendações da USEPA (1989). Os ensaios foram realizados com as amostras de alimentação e permeado das três fases operacionais, a fim de verificar a possibilidade de melhoria da condição de fitotoxicidade no efluente.

O teste foi feito com sementes de mostarda (espécie *Sinapis alba*, tipo Branca, da marca Produtos Sampaio), considerando o comprimento das raízes após um determinado tempo de exposição às amostras, bem como o número de sementes que germinaram durante o período de acompanhamento do teste. Para o controle positivo, utilizou-se uma solução de água ISO que possui condições ótimas para a germinação. Assim, foram colocadas 10 sementes de mostarda em placas de Petri (diâmetro de 90 mm) com papel de filtro umedecido com as amostras teste, incubadas a 25 °C durante 48 h. Após este período, determinou-se o comprimento das raízes, medido com paquímetro (resolução = 0,01 mm), e o número de sementes germinadas. Estes valores foram utilizados para calcular o índice de germinação (IG) conforme a Equação (1):

$$IG = \frac{Gs \times Ls}{Gc \times Lc} \times 100 \quad (1)$$

Onde: Gs é número de sementes germinadas na amostra (corrigido para 10 sementes); Ls é comprimento médio das raízes (mm) da amostra; Gc é número de sementes germinadas no controle (corrigido para 10 sementes); Lc é comprimento médio das raízes (mm) do controle.

A avaliação qualitativa de fitotoxicidade foi verificada conforme a classificação disposta na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação qualitativa de fitotoxicidade.

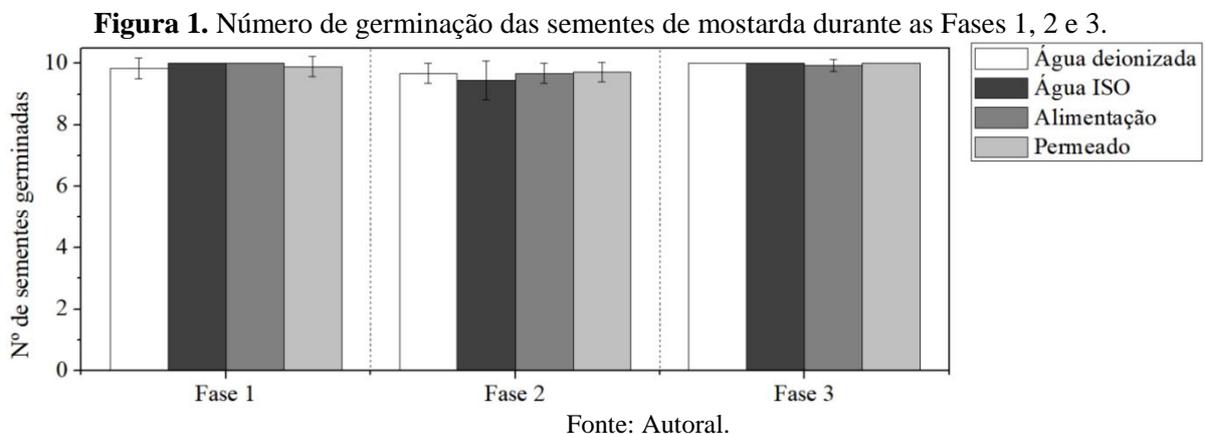
| Resposta percentual | Classificação do material analisado |
|---------------------|--|
| > 100 | O material potencializa a germinação e o crescimento das raízes de plantas |
| 80 – 100 | Não fitotóxico, composto maturado |
| 60 – 80 | Moderadamente fitotóxico |
| 30 – 60 | Fitotóxico |
| < 30 | Muito fitotóxico |

Fonte: Adaptado de Kohatsu *et al.* (2018) e Belo (2011).

Por último, os dados foram submetidos aos testes estatísticos de Kruskal-Wallis, Moods Median e Tukey.

Resultados e Discussão

A quantidade média de sementes de mostarda germinadas durante as Fases 1, 2 e 3 para as amostras de água deionizada, água ISO, alimentação e permeado está disposta na Figura 1. Observa-se que a germinação das sementes foi alta em relação à quantidade de sementes dispostas no meio. Entretanto, percebe-se que a germinação não está relacionada à matriz a qual as sementes estão expostas, visto que a análise estatística mostrou que as médias das quatro matrizes nas três fases não são significativamente diferentes ($p > 0,05$). Além disso, não foi verificada uma tendência em relação ao TDH, uma vez que as amostras de alimentação ($p > 0,05$) e permeado ($p > 0,05$) não foram significativamente diferentes entre as três fases.

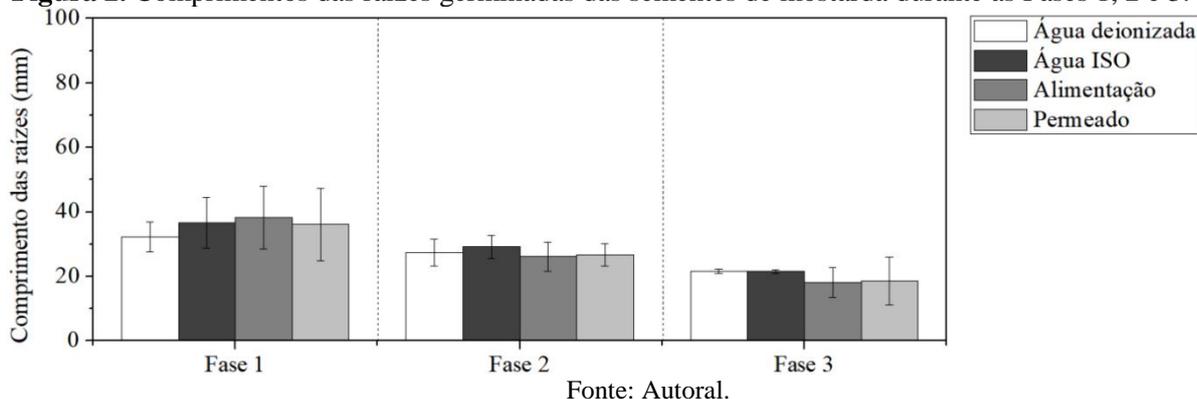


Matsubara (2018) avaliou a remoção de amoxicilina em efluente sintético em MBR. O teste de fitotoxicidade da amoxicilina foi realizado em sementes de alface e mostarda e foram encontrados resultados semelhantes. Em relação à porcentagem de germinação de sementes, verificou-se que não houve diferença significativa entre as matrizes de água deionizada, afluenta e efluente do sistema para ambas as espécies. Isto posto, sugere-se que a concentração do composto na amostra não interfere na germinação das sementes.

Na Figura 2 são apresentados os comprimentos das raízes germinadas das sementes de mostarda. O crescimento vegetativo apresentou diferença significativa ($p > 0,05$), quando realizada

a análise estatística entre todas as matrizes das três fases. Além disso, a análise estatística indicou que a alimentação apresentou médias significativamente diferentes ($p < 0,05$) para todas as fases e somente as amostras das Fases 2 e 3 de permeado foram significativamente iguais ($p = 0,080$), ou seja, o crescimento vegetativo das radículas das sementes de mostarda para as amostras de permeado com CE foi independente do TDH.

Figura 2. Comprimentos das raízes germinadas das sementes de mostarda durante as Fases 1, 2 e 3.



Nota-se que, quando analisado o número de sementes germinadas, não houve distinção entre as Fases 1, 2 e 3. Porém, na análise de crescimento das raízes, pode-se perceber um efeito inibitório, sendo que a alimentação média na Fase 1 foi de $(38,3 \pm 9,8)$ mm, na Fase 2 foi de $(26,2 \pm 4,3)$ mm e na Fase 3 foi de $(18,1 \pm 4,6)$ mm. Enquanto o crescimento vegetativo médio do permeado na Fase 1 foi de $(36,1 \pm 11,3)$ mm, na Fase 2 foi de $(26,7 \pm 3,4)$ mm e na Fase 3 foi de $(18,7 \pm 7,4)$ mm. Segundo Khan *et al.* (2018), é possível que as sementes criem uma barreira entre o embrião da planta e o meio de cultura, dificultando a penetração dos compostos que afetariam a germinação. Quando as raízes embrionárias começam a se desenvolver, estas entram em contato direto com as matrizes expostas e a absorção afeta o crescimento das raízes.

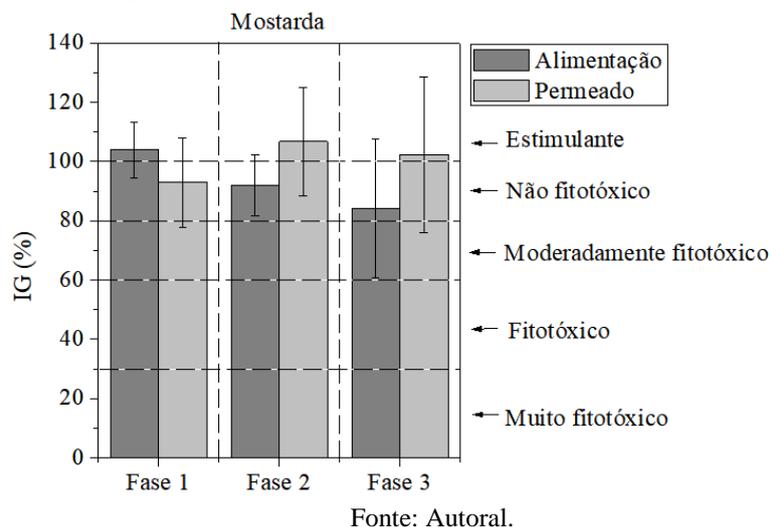
A Figura 3 apresenta os índices de germinação da semente de mostarda, espécie *Sinapis alba*. Assim, é possível verificar o efeito fitotóxico das matrizes nas Fases 1, 2 e 3. O teste estatístico revelou que não houve diferença significativa entre os valores da alimentação e do permeado das três fases ($p > 0,05$). Porém, nota-se que o permeado da Fase 1 era classificado como não fitotóxico e nas outras fases a amostra potencializou a germinação e o crescimento das raízes. Além disso, de acordo com as barras de erro, somente a Fase 2 não apresentou amostras que alcançaram o nível moderadamente fitotóxico.

Em relação à presença dos CE, as suas características físico-químicas podem interferir na penetração pela biomembrana. A hidrofobicidade é um fator que influencia a fitotoxicidade em relação ao crescimento vegetativo. Os compostos com $pK_{ow} > 3$ são predominantemente retidos na raiz ou na matéria orgânica em torno da raiz, devido à sua maior lipofilicidade. Em contrapartida, os

compostos com $pK_{ow} < 1$ são mais preferivelmente ligados à fração aquosa e ao teor de água na planta (PAN; CHU, 2016). Desta forma, sugere-se que os CE que possuem maior contribuição quanto à sorção para os efeitos fitotóxicos, conforme os respectivos valores de pK_{ow} , são: diclofenaco (4,51), 17β -estradiol (4,01), 17α -etinilestradiol (3,67) e amoxicilina (0,87), nesta ordem.

Por fim, embora as amostras de alimentação e permeado não tenham apresentado efeitos fitotóxicos significativos para a espécie estudada, a irrigação realizada com águas residuárias com presença de CE pode favorecer a sua permanência no solo e ocasionar riscos ao ambiente terrestre. Vale destacar que a fitotoxicidade dos compostos para o crescimento da planta, além de depender da concentração a qual a cultura é exposta, leva em consideração também os tipos de tecidos, estágios fisiológicos e espécies de plantas (PAN; CHU, 2016).

Figura 3. Índice de germinação das sementes de mostarda durante as Fases 1, 2 e 3.



Considerações Finais

As análises de fitotoxicidade demonstraram que a quantidade de sementes germinadas não foi influenciada pela matriz das amostras a quais estavam expostas, pois as sementes criam uma barreira entre o embrião da planta e o meio de cultura. Por outro lado, o crescimento das raízes pode ser influenciado pelo meio devido ao seu contato direto com as amostras. Assim, observou-se efeito inibitório do crescimento das raízes de mostarda com a presença de contaminantes de interesse emergente nas Fase 2 e 3. Além disso, quando calculado o índice de germinação, a semente de mostarda foi potencializada quanto à germinação e ao crescimento das raízes pelo efluente após o tratamento pelo AFMBR.

Agradecimentos

Universidade Federal do ABC.



Referências Bibliográficas

- APHA, A. W. W. A. WEF. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater, v. 22.
- BELO, S. R., 2011. Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem. Dissertação de Mestrado, Universidade de Coimbra, 79 p.
- BITTENCOURT, S.; AISSE, M. M.; SERRAT, B. M.; AZEVEDO, J. C. R. 2016. Sorção de poluentes orgânicos emergentes em lodo de esgoto. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 21, n. 1, p. 43–53.
- EBELE, A. J.; ABOU-ELWafa ABDALLAH, M.; HARRAD, S. 2017. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. Emerging Contaminants, v. 3, n. 1, p. 1–16.
- ESLAMIAN, S. Urban Water Reuse. 2016. Taylor & Francis Group.
- EVGENIDOU, E. N.; KONSTANTINOU, I. K.; LAMBROPOULOU, D. A. 2015. Occurrence and removal of transformation products of PPCPs and illicit drugs in wastewaters: A review. Science of the Total Environment, v. 505, p. 905–926.
- FABBRI, E.; FRANZELLITTI, S. 2016. Human pharmaceuticals in the marine environment: Focus on exposure and biological effects in animal species. Environmental Toxicology and Chemistry, v. 35, n. 4, p. 799–812.
- KHAN, A. H.; LIBBY, M.; WINNICK, D.; PALMER, J.; SUMARAH, M.; RAY, M. B.; MACFIE, S. M. 2018. Uptake and phytotoxic effect of benzalkonium chlorides in *Lepidium sativum* and *Lactuca sativa*. Journal of Environmental Management, v. 206, p. 490–497.
- MATSUBARA, M. E. Remoção do antibiótico amoxicilina por biorreator com membrana operado em regime de pré-desnitrificação: avaliação do desempenho, identificação de subprodutos e análises ecotoxicológicas. 2018. Universidade Federal do ABC.
- PAN, M.; CHU, L. M. 2016. Phytotoxicity of veterinary antibiotics to seed germination and root elongation of crops. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 126, p. 228–237.
- UNIÃO EUROPÉIA. 2016 Water Framework Directive Watch List Method: Analysis of 17 α -estradiol and estrone.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 1989. Linder, G., J. Greene, H. Ratsch, J. Nwosu, S. Smith, and D. Wilborn. Seed germination and root elongation toxicity tests in 99 hazardous waste site evaluation: methods development and applications. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/600/D-89/109 (NTIS PB90113184).
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 2008. United States. White Paper: Aquatic life criteria for contaminants of emerging concern – Part I: General challenges and recommendations. Washington, D.C.: OW/ORD Emerging Contaminants Workgroup, 86 p.
- WILKINSON, J. L.; HOODA, P. S.; BARKER, J.; BARTON, S.; SWINDEN, J. 2016. Ecotoxic pharmaceuticals, personal care products, and other emerging contaminants: A review of environmental, receptor-mediated, developmental, and epigenetic toxicity with discussion of proposed toxicity to humans. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 46, n. 4, p. 336–381.
- YANG, Y.; OK, Y. S.; KIM, K. H.; KWON, E. E.; TSANG, Y. F. 2017. Occurrences and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in drinking water and water/sewage treatment plants: A review. Science of the Total Environment, v. 596–597, p. 303–320.

Pós-tratamento de efluente de reator UASB usando sulfato de alumínio e membranas de ultrafiltração: remoção de fósforo e matéria orgânica

^aRagio, R. A.; ^bMiyazaki, L. F.; ^bOliveira, M. A.; ^bSubtil, E. L.; ^bCoelho, L. H. G.; ^bBueno, R. F.

^arodrigo.ragio@ufabc.edu.br

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB) são muito utilizados no Brasil para tratar efluentes sanitários, mas para atender padrões de lançamento e permitir a recuperação e o reuso de água, são necessárias técnicas de pós-tratamento. Membranas são uma alternativa, mas é preciso lidar com a formação de depósito, que pode ser mitigado com uso de coagulantes. Neste contexto, foi investigado o efeito da adição de sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) em efluente de reator UASB, com uso de três dosagens do coagulante (20 mg.L^{-1} , 150 mg.L^{-1} e 950 mg.L^{-1}) e posterior filtração dos sobrenadantes com membranas de ultrafiltração, para avaliar remoção de matéria orgânica e fósforo em cada etapa. Remoção de fósforo foi de 98% para a dose mais elevada de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ e houve efeitos sinérgicos para remoção de carbono orgânico dissolvido (61% a 66%), carboidratos (85 a 91%) e proteínas (78 a 80%). Os resultados mostram a possibilidade deste tipo de pós-tratamento de efluente de reator UASB, porém é importante ressaltar o uso da dose correta de coagulante para cada efluente.

Palavras-chave: Coagulação e floculação; formadores de depósito; separação por membranas.

Introdução

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB) têm sido utilizados em larga escala no Brasil para o tratamento de efluentes sanitários por seu design simples em relação a outros sistemas, custo energético, pequena geração de lodo e possibilidade de remoção de até 70% da matéria orgânica do afluente (BORGES; SANTOS, 2018). Porém, apesar das vantagens, há casos em que somente este reator não é o bastante para atender os padrões de lançamento em corpos receptores, ou quando o objetivo é a recuperação e o reuso de água, sendo necessário, e comum, o uso de sistemas de pós-tratamento (SPERLING, 2014).

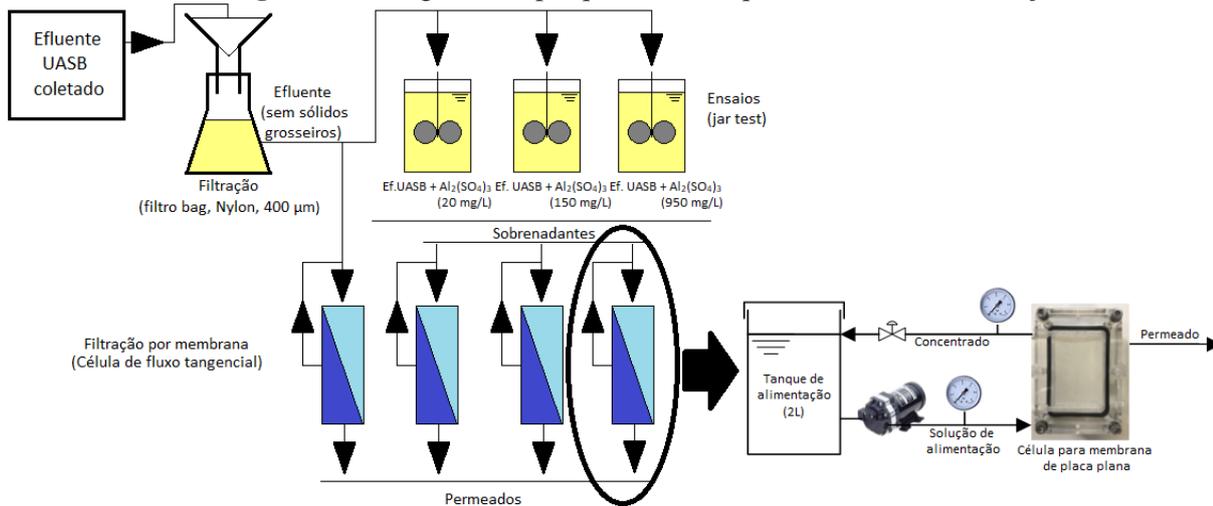
Os processos de separação por membranas são uma tecnologia com capacidade reconhecida de remoção de poluentes (sólidos suspensos, coloides, patógenos etc.) pela imposição de uma barreira semipermeável que impede a passagem destes. Sua eficiência depende, entre outros fatores, da porosidade, permeabilidade, resistência mecânica e interações físico-químicas com o efluente, sendo uma alternativa para o pós-tratamento de efluente de reator UASB (PARK; CHANG; LEE, 2015). Entretanto, um dos principais aspectos negativos dos sistemas de membranas é o depósito, resultado da interação da membrana com o efluente a ser tratado, levando ao bloqueio, parcial ou total, dos poros e formação de uma camada de gel em sua superfície. Como consequência, há redução significativa do fluxo da membrana, redução de sua vida útil, aumento de custos com operação e manutenção e efeitos na eficiência do tratamento (IORHEMEN; HAMZA; TAY, 2016).

Esse é um dos desafios de aplicação de membranas como pós-tratamento de reatores UASB, pois seu efluente possui grande quantidade de sólidos suspensos de pequeno tamanho, matéria orgânica dissolvida e coloides, que facilitam o bloqueio de poros das membranas e a formação da camada de gel na sua superfície (WU *et al.*, 2009).

Uma das possibilidades para a redução do depósito e melhoria da eficiência do pós-tratamento de efluentes UASB é o uso de coagulantes. O processo de coagulação pode ser usado para agregar as partículas causadoras do depósito e fazê-las precipitar, reduzindo sua quantidade antes da filtração. Eles também tem efeito sobre a camada de gel, diminuindo sua capacidade de adesão à membrana por tornar a camada menos hidrofóbica (LY *et al.*, 2018) e compactando-a, possibilitando que se torne uma barreira contra poluentes que poderiam adsorver no interior de seus poros e/ou superfície da membrana, mas também pode acelerar o depósito pela camada em si (LEE *et al.*, 2009). Porém, são necessárias mais pesquisas quanto as melhores dosagens para seu uso e, para o pós-tratamento de efluente UASB, estudos envolvendo coagulantes e membranas são escassos. Wu *et al.* (2009) utilizaram um efluente sintético para avaliar o uso de cloreto de polialumínio e adsorventes (carvão ativado e zeólita) para melhorar a filtrabilidade de efluente UASB com uso de membranas submersas de placa plana. Os resultados demonstraram melhores resultados com o coagulante do que com os adsorventes para remoção de formadores de depósito, mas que dosagens excessivas levaram a uma densa camada de gel na superfície das membranas, acelerando o depósito. Portanto, uma avaliação efetiva da coagulação de efluentes de reatores UASB tratando esgoto sanitário e sua influência no processo de separação por membranas é ainda um aspecto importante. Nesse contexto, o objetivo principal deste trabalho foi investigar o efeito da adição de sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) em efluente de reator UASB visando avaliar o impacto de diferentes dosagens do coagulante (I) na remoção de poluentes e (II) na redução de compostos associados ao depósito.

Material e Métodos

O fluxograma com as principais etapas da pesquisa está na Figura 1, iniciando com a coleta do efluente na saída do reator UASB da Estação de Tratamento de Esgotos Jesus Netto (São Paulo, Brasil), seguida pela filtração inicial com filtro do tipo bag de Nylon com malha de 400 μm , os ensaios de jar test com três doses diferentes de coagulantes, a coleta dos sobrenadantes e a filtração destes e do efluente UASB através das membranas (feitas de polivinilideno, PVDF, com porosidade média de 22 ± 6 nm), numa célula de filtração de fluxo tangencial:

Figura 1. Fluxograma da pesquisa, com esquema da célula de filtração.

Fonte: Autoral.

Os ensaios de Jar Test foram realizados no equipamento FlocControl IV (Policontrol). Para cada ensaio, foram utilizados 4 litros de efluente (duas cubas de 2 L), sendo o tempo de mistura rápida de 2 min, a 200 rpm, o tempo de mistura lenta de 20 min, a 30 rpm, e o tempo de decantação de 30 min. As concentrações do coagulante utilizado neste estudo foram estabelecidas com base em dados de literatura (JAYA PRAKASH *et al.*, 2007; METCALF; EDDY, 2016; DAVIS, 2017) tendo em vista como premissas: I) o uso do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ em doses relativamente menores às normalmente aplicadas ao tratamento de efluentes secundários, para verificar se mesmo assim haveria algum ganho de filtrabilidade do efluente ($20 \text{ mg Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{L}^{-1}$); II) concentrações próximas às usadas em estações de tratamento para remoção de matéria orgânica e turbidez e que já foram aplicadas com efluente de reator UASB ($150 \text{ mg Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{L}^{-1}$) e; III) dosagens próximas às aplicadas para remoção de fósforo por precipitação química de efluentes secundários ($950 \text{ mg Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{L}^{-1}$). Apesar desse coagulante reduzir a alcalinidade e o pH do meio, o que poderia levá-lo a sair da faixa ótima de pH para coagulação (METCALF; EDDY, 2016; DAVIS, 2017), optou-se por não usar uma solução de correção de pH durante os ensaios.

As análises de qualidade do efluente foram feitas para o efluente de UASB após a filtração dos sólidos grosseiros, para os sobrenadantes coletados após o ensaio com Jar Test e para cada um dos permeados obtidos após os ensaios de filtrabilidade. Foram medidos pH, carbono orgânico dissolvido (COD), turbidez e fósforo total conforme os procedimentos da APHA (APHA, 2012). Cor aparente foi medida com um colorímetro Aquacolor (Policontrol), carboidratos conforme o método proposto por Albalasmeh, Berhe e Ghezzehei (2013) e proteínas pelo método de Lowry adaptado por Nozella *et al.* (2014).

Resultados e Discussão

A Tabela 1 apresenta alguns dos resultados das análises do efluente coletado e dos sobrenadantes resultantes do ensaio de Jar Test, mostrando parte dos efeitos dos processos de coagulação e floculação, enquanto a Figura 2 traz os efeitos do tratamento para a remoção de fósforo total e os principais parâmetros avaliados de matéria orgânica (COD, carboidratos e proteínas).

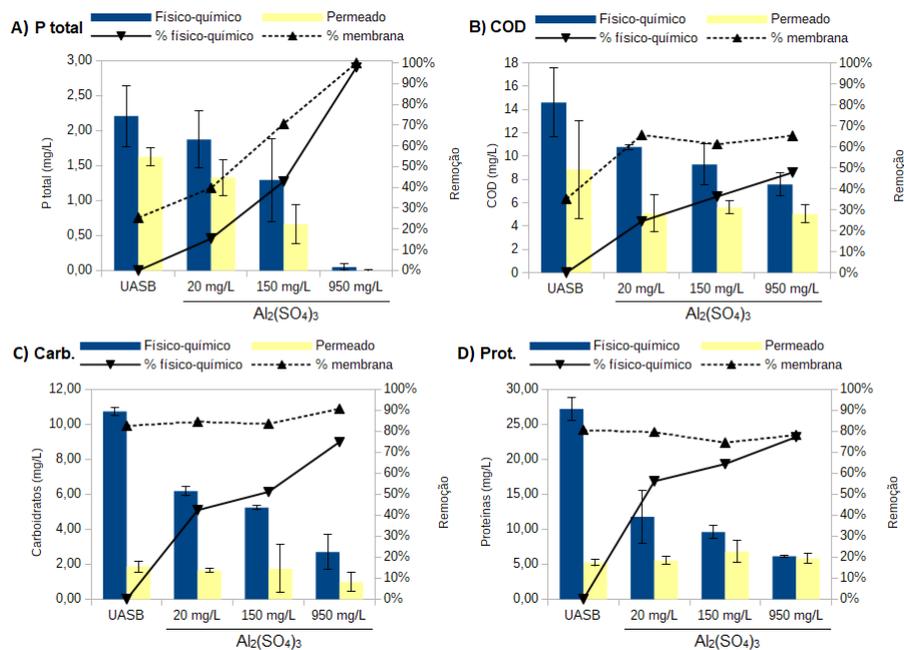
Tabela 1. Variação de pH, cor e turbidez entre efluente e sobrenadantes após ensaio de jar test.

| Parâmetro | Efluente UASB | Sobrenadantes (após ensaio com $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) | | | | | |
|-----------------|------------------|---|-----------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|
| | | 20 mg.L ⁻¹ | | 150 mg.L ⁻¹ | | 950 mg.L ⁻¹ | |
| | | Média ± D.P. | Remoção ± D.P. (%) | Média ± D.P. | Remoção ± D.P. (%) | Média ± D.P. | Remoção ± D.P. (%) |
| pH | 7,4 ± 0,2 | 7,5 ± 0,2 | - | 7,4 ± 0,1 | - | 6,3 ± 0,6 | - |
| Cor | 90,2 ± 2,9 | 76,7 ± 19,2 | 15 ± 19 | 38,0 ± 20,1 | 58 ± 21 | 3,4 ± 4,2 | 96 ± 5 |
| Turbidez | 28,1 ± 1,1 | 20,7 ± 8,1 | 26 ± 32 | 12,0 ± 1,7 | 57 ± 8 | 8,6 ± 2,2 | 69 ± 9 |

Fonte: Autoral.

O pH dos sobrenadantes não saiu do intervalo ótimo para coagulação com $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, entre 6 e 8 (METCALF; EDDY, 2016; DAVIS, 2017). SINGH *et al.* (2016) avaliaram a influência do pH na coagulação/floculação de efluente de reator UASB e encontraram o valor ótimo de 6,5 para o sulfato de alumínio, o que indica que o ensaio com maior dosagem estava numa condição final de pH melhor para o tratamento. Para os parâmetros de cor e turbidez, os dados mostram maior redução conforme maior foi a dosagem. A remoção de turbidez indica a remoção de sólidos suspensos e colóides de diversos tipos, como microrganismos, areia etc. (APHA, 2012) o que aponta que os sobrenadantes possuem menos partículas formadoras de depósito que o efluente. A remoção de cor é indício da remoção dos que podem ser seus vários causadores: íons metálicos, matéria orgânica, algas, microrganismos etc. (APHA, 2012), sendo alguns desses possíveis colaboradores do depósito.

Figura 2. Variação de P total (A), COD (B), carboidratos (C) e proteínas (D) pelos processos físico-químico e filtração.



Fonte: Autoral.

Remoção de fósforo, como esperada, foi elevada para a maior dose de coagulante (98%) e indica a ocorrência e eficiência do fenômeno de precipitação química. As remoções desse parâmetro para as outras doses foram menores (15% para a menor dose e 43% para a dose intermediária) e podem ser atribuídas ao fósforo adsorvido em outros materiais particulados da biomassa (METCALF; EDDY, 2016; DAVIS, 2017). Parte da fração de fósforo foi removida pela filtração por membranas (25% para o efluente coletado) e os dados apontam para o efeito sinérgico entre os processos de tratamento aplicados para a remoção deste nutriente, principalmente para as menores doses de coagulante (40% para a menor e 71% para a intermediária). A remoção de COD pela filtração mostra que esta foi maior para os sobrenadantes (entre 61% e 66%) do que para o efluente coletado (35%), o que aponta para a influência do coagulante para uma melhora global na eficiência do tratamento, além do possível benefício pela redução de possíveis formadores de depósito antes da filtração. A remoção de carboidratos e proteínas foi maior conforme o aumento da dose de coagulante, chegando a 75% para carboidratos e a 77% para proteínas, mas com remoção de 42% de carboidratos e 56% de proteínas mesmo com a menor dosagem, o que mostra os benefícios da coagulação/floculação mesmo com uma dosagem mínima. Suas remoções após a filtração foram entre 83% e 91% e entre 75% e 81% (respectivamente), com destaque para a dose de 950 mg.L^{-1} , em que praticamente não houve remoção extra de proteínas nas membranas (média de 78%). Os principais efeitos da coagulação/floculação com $Al_2(SO_4)_3$ são a neutralização de carga (diminui repulsão das partículas para formação do floco), formação de pontes (interações para agregação das partículas), e a floculação por varredura, fenômeno que permite a adsorção dos

compostos no floco conforme seu movimento e precipitação (METCALF; EDDY, 2016; DAVIS, 2017), sendo esses mecanismos os mais prováveis responsáveis pela remoção de carboidratos, proteínas e da fração de carbono orgânico dissolvida.

Considerações Finais

O coagulante sulfato de alumínio foi mais capaz de remover matéria orgânica e fósforo do efluente conforme maiores foram as dosagens usadas. As amostras filtradas apresentaram ainda maior remoção, porém também foi possível observar que as dosagens de coagulante aplicadas melhoraram a qualidade final do efluente tratado, além de terem removido previamente alguns formadores de depósito (carboidratos e proteínas). Por fim, o uso de coagulantes mostrou-se uma alternativa para aprimorar o pós-tratamento de efluente de reator UASB com membranas, lembrando-se da importância do uso da dose correta de coagulante para o efluente a ser tratado.

Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Federal do ABC e ao programa de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela oportunidade de realizar esta pesquisa e pelos laboratórios, reagentes e equipamentos colocados à disposição. Agradecemos também os funcionários da SABESP na ETE Jesus Netto, por permitirem e auxiliarem as coletas do efluente de reator UASB, e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento por meio do Projeto 2016/23684.

Referências Bibliográficas

ALBALASMEH, A. A.; BERHE, A. A.; GHEZZEHEI, T. A. A new method for rapid determination of carbohydrate and total carbon concentrations using UV spectrophotometry. *Carbohydrate Polymers*, v. 97, s. n., p. 253-261, 2013.

APHA - American Public Health Association. *Standard methods for the examination for water and wastewater*. 21 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 2012.

BORGES, E. A. M. A.; SANTOS, A. S. P. DOS. Desenvolvimento da Aplicação dos Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB) no Brasil. *Revista Internacional de Ciências*, v. 7, n. 2, p. 247–264, 5 jan. 2018.

DAVIS, M. L. *Tratamento de águas para abastecimento e residuárias: princípios e práticas*. Tradução de Sabine Alexandra Holler; Revisão de Eliane Prado. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017. xxii, 801 p.

IORHEMEN, O. T.; HAMZA, R. A.; TAY, J. H. Membrane bioreactor (Mbr) technology for wastewater treatment and reclamation: Membrane fouling. *Membranes*, v. 6, n. 2, p. 13–16, 2016.

JAYA PRAKASH, K. *et al.* Post-treatment of UASB reactor effluent by coagulation and flocculation process. *Environmental Progress*, v. 26, n. 2, p. 164–168, jul. 2007.



LEE, B. B. *et al.* Optimizing the coagulant dose to control membrane fouling in combined coagulation/ultrafiltration systems for textile wastewater reclamation. *Chemical Engineering Journal*, v. 155, n. 1–2, p. 101–107, 2009.

LY, Q. V. *et al.* Insights into the roles of recently developed coagulants as pretreatment to remove effluent organic matter for membrane fouling mitigation. *Journal of Membrane Science*, v. 564, s.n., p. 643–652, 2018.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. Tradução de Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: McGraw-Hill, 2016.

NOZELLA, A. H. *et al.* Padronização do procedimento celular para a obtenção de proteínas potencialmente utilizadas como agente antiviral. Disponível em: <<http://www.peteq.feq.ufu.br/jorneq/anais2014/trabalhos/W21.pdf>>. Acesso em: 26 mar. 2019.

PARK, H.; CHANG, I.; LEE, K. Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment Waste activated sludge. 1. ed. Boca Raton: CRC Press, 2015.

SINGH, N. K. *et al.* Post treatment of UASB effluent by using inorganic coagulants: Role of zeta potential and characterization of solid residue. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. v. 4. s.n., p. 1495-1503, 2016.

SPERLING, M. von. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte, MG: Ed. da UFMG, 2014.

WU, B. *et al.* Effect of adsorption/coagulation on membrane fouling in microfiltration process post-treating anaerobic digestion effluent. *Desalination*, v. 242, n. 1–3, p. 183–192, 2009.

Remoção de diclofenaco em sistemas de lodos ativados

^aTorres, L. D. B.; ^bSantos, M.; ^bQueiroz, S. S.; ^bCoelho, L. H. G.

^aluana.torres@aluno.ufabc.edu.br

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

Diclofenaco de sódio (DCF) é um dos fármacos mais abundantes encontrados em águas residuárias, mesmo após o tratamento, o que indica que a necessidade de maiores estudos sobre a remoção desse composto das águas. O presente estudo teve como objetivo compreender o mecanismo de remoção de DCF em sistemas de lodos ativados em escala de bancada. Dois experimentos principais foram executados: um teste cinético, composto de seis pares idênticos de controle/amostra com a mesma concentração de DCF; e um teste termodinâmico de adsorção, composto de um par controle/amostra e seis pares de duplicata com concentrações de DCF variando de 2 a 50 mg.L⁻¹. Variações na concentração de DCF no tempo foram medidas em espectrofotômetro. O equilíbrio foi atingido após, aproximadamente, 2 horas (concentração de equilíbrio = 7,5 mg.L⁻¹). O modelo de Freundlich descreveu com maior acurácia a adsorção de DCF ao lodo ativado ($R^2 = 0,997$), indicando que o processo é desfavorável e ocorre em multicamadas, com capacidade de adsorção de DCF de, aproximadamente, 0,9 mg.g⁻¹ de lodo ativado.

Palavras-chave: Adsorção; isoterma; Freundlich; Langmuir.

Introdução

A presença de micro contaminantes no meio ambiente tem atraído a atenção da comunidade científica nos últimos anos, devido à repercussão de seus efeitos nocivos em organismos vivos, tais como toxicidade aquática, genotoxicidade, perturbação endócrina em animais nativos e seleção de patógenos resistentes; entre outros (Castro *et al.*, 2018). Esses contaminantes incluem drogas de diferentes categorias, como analgésicos, antibióticos, reguladores lipídicos, hormônios sintéticos, anti-inflamatórios, entre outros; denominados também como poluentes de preocupação emergente (PPE), por estarem associados ao estilo de vida moderno (Montagner *et al.*, 2017).

Dentre diversas classes de PPE, produtos farmacêuticos têm sido encontrados em diferentes compartimentos ambientais em todo o mundo, incluído águas superficiais e subterrâneas, solo e sedimento, além do esgoto doméstico e da água para abastecimento público (Puckowski *et al.*, 2016). A bioatividade de produtos farmacêuticos, mesmo em baixas concentrações, pode resultar em bioacumulação e ecotoxicidade em espécies nativas e provocar efeitos adversos em seres humanos pela reingestão constante (Kabak e Basibuyuk, 2012; Shore *et al.*, 2014; Hofman *et al.*, 2017).

O diclofenaco (DCF) é um dos fármacos mais encontrados no ambiente, especialmente na água, em virtude de sua ampla utilização em escala global (Lonappan *et al.*, 2018). As estações de tratamento de esgoto (ETEs) normalmente empregam processos biológicos como principal tecnologia, utilizando, em poucos casos, técnicas complementares de tratamento para a remoção de

poluentes específicos (Vedenyapina *et al.*, 2013). As ETEs são, em grande parte, projetadas para reduzir a carga de poluentes orgânicos e, eventualmente, nutrientes e microrganismos patogênicos dos efluentes, não objetivando especificamente a remoção de poluentes como os fármacos, os quais também estão presentes no esgoto sanitário (Vedenyapina *et al.*, 2013). Dessa forma, os sistemas de tratamento de esgoto convencionais (lodos ativados) necessitam de otimização e/ou etapas de adaptação para a remoção de poluentes como o DCF (Vedenyapina *et al.*, 2013).

O presente estudo teve por objetivo compreender o mecanismo de remoção do DCF do esgoto doméstico através do ajuste de modelos termodinâmicos de adsorção, buscando reproduzir as condições operacionais de um sistema de tratamento de esgoto por lodos ativados em escala de bancada.

Material e Métodos

Soluções e reagentes – Diclofenaco sódico (Ácido 2-(2-(2,6-diclorofenil amino) fenil) acético), pureza $\geq 98.5\%$ (grau HPLC, Sigma-Aldrich) foi utilizado em todos os experimentos. Lodo ativado fornecido pela Planta de Tratamento de Efluentes do Parque Andreense (Santo André/SP), foi usado como substrato de adsorção em todos os experimentos. Todas as soluções padrão e o efluente sintético usado para alimentar o lodo foram preparados com água ultrapura (Mili-Q). Metanol 99,98% (grau HPLC) foi utilizado na preparação de 150 mg.L^{-1} de solução estoque de DCF, na razão de 1:5 metanol:água.

Aclimação e preparação do lodo – O lodo ativado foi aclimatado em um reator piloto em batelada por aproximadamente uma semana antes de ser utilizado, sob aeração de 4 mL.s^{-1} e alimentado diariamente com 250 mL de efluente sintético, com composição adaptada de Matsubara (2019) e concentrado em 50x. A caracterização da série de sólidos do lodo foi determinada gravimetricamente, de acordo com o método EPA 1684 (2001).

Teste de cinética – Tanto para o teste de cinética quanto para o teste de isoterma, um espectrofotômetro modelo NOVA 1800UV foi usado para monitorar as mudanças na concentração de DCF com o tempo através de leituras de absorvância da luz UV a 282 nm – pico de absorvância para DCF em metanol 20% v/v (Ciltas & Yilmaz, 2014). Uma curva de calibração foi construída com padrões em concentrações de 2, 5, 10, 15 e 30 mg.L^{-1} . Para o teste de cinética, 12 béqueres de vidro foram utilizados: 6 deles contendo 150 mL de lodo ativado para controle e 6 com 15 mL de DCF em 150 mg.L^{-1} + 135 mL de lodo ativado, resultando em uma concentração final de 15 mg.L^{-1} de DCF em cada béquer. Os béqueres foram colocados, no mesmo instante, em um agitador orbital à temperatura ambiente, a 145 rpm, sendo removidos do agitador em pares (controle e amostra) para as leituras de absorvância em diferentes intervalos (10, 20, 30, 40 60 e 285 minutos). Oxigênio Dissolvido (OD), pH e temperatura foram monitorados durante todo o experimento.

Teste de isoterma – Para esse teste, 14 béqueres foram preparados: 2 para controle e 6 duplicatas com 150 mL da mistura lodo + DCF, colocados em um agitador orbital a 145 rpm. Cada béquer recebeu um volume diferente de DCF, para manter as concentrações dentro do seguinte intervalo: 2, 5, 10, 15, 25 e 50 mg.L⁻¹. Todos os béqueres foram submetidos à agitação por 2h e retirados do agitador ao mesmo tempo. Alíquotas de 20 mL de cada amostra e respectivo controle foram centrifugadas, filtradas e analisadas espectrofotometricamente.

Tratamento dos dados – A massa de DCF adsorvida ao lodo (Q_e) foi calculada pela diferença entre a concentração inicial e a concentração de equilíbrio (C_e) encontradas. Para testar o ajuste dos dados às isotermas de Freundlich e Langmuir, as variáveis Q_e e C_e foram linearizadas utilizando-se, respectivamente, as equações (1) e (2):

$$\ln Q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (1)$$

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{1}{Q_m K_L} + \frac{1}{Q_m} C_e \quad (2)$$

Onde: K_F é o coeficiente de distribuição (mg g⁻¹); n é um parâmetro que indica a favorabilidade do processo ($1 \leq n \leq 10$ indica adsorção favorável pelo modelo de Freundlich); Q_m é a máxima capacidade de adsorção para formar uma monocamada e está relacionada à energia de adsorção (L mg⁻¹); e K_L é a constante de Langmuir, que indica a capacidade de adsorção teórica sobre a monocamada (L g⁻¹). Para a isoterma de Langmuir, a favorabilidade do processo é dada pelo fator de separação (R_L) (Equação 3), onde C_0 é a concentração inicial.

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (3)$$

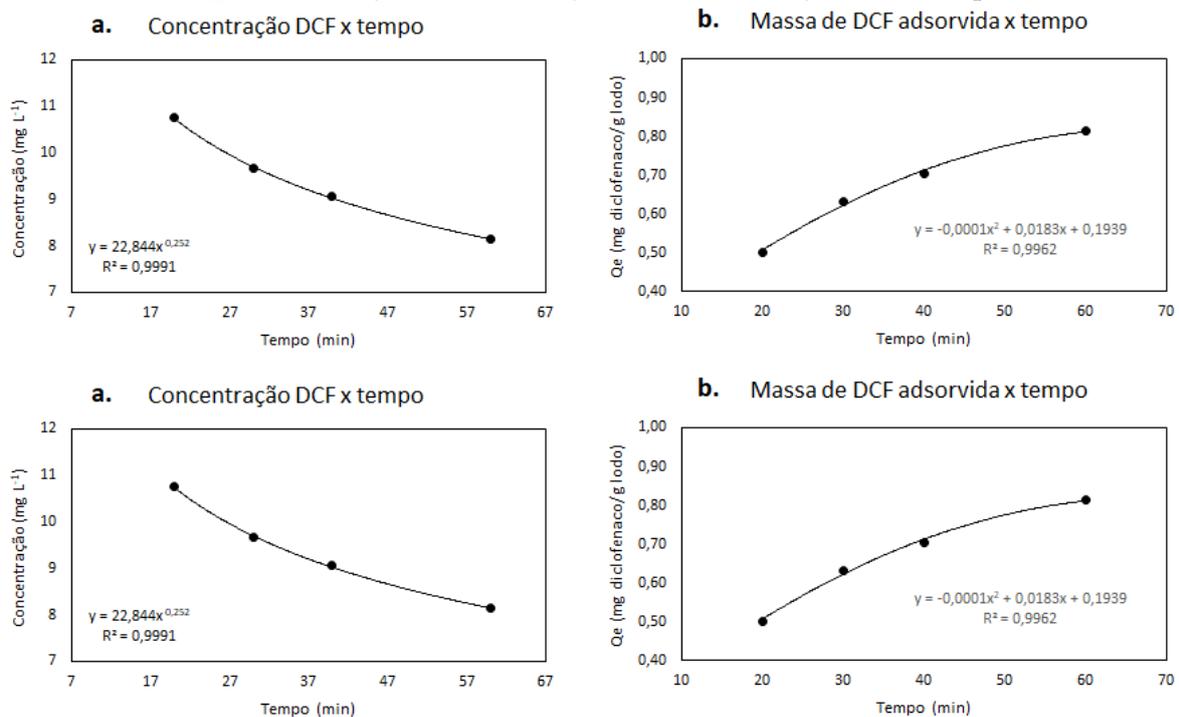
Um ajuste linear foi aplicado aos dados para obter a equação de cada curva e os coeficientes de correlação (R^2).

Resultados e Discussão

pH, OD e temperatura mantiveram-se nas faixas de $(8,07 \pm 0,11)$, $(3,81 \pm 0,86)$ mg.L⁻¹ e $(23,84 \pm 0,26)$ °C, respectivamente, para amostras e controles; resultado similar aos de outros estudos (Kabak e Basibuyuk, 2012; Rubiano, Perdomo e Pramparo, 2015). No estudo de Kabak e Basibuyuk (2012), houve indícios de toxicidade do DCF para a microbiota do lodo ativado na mesma concentração utilizada neste trabalho (15 mg.L⁻¹). As concentrações de OD observadas para os controles foram ligeiramente maiores que as amostras com DCF – $(4,31 \pm 0,66)$ para controles e $(3,31 \pm 0,76)$ para as soluções –, indicando que essa concentração possa ter apresentado alguma toxicidade para a biota do lodo ativado. No entanto, para uma conclusão mais precisa, estudos de toxicidade devem ser realizados.

Teste cinético – Os resultados obtidos no teste cinético são mostrados na Figura 1 a-b. A concentração de DCF decai rapidamente no início da reação (primeiros 40 minutos), tendendo a atingir o equilíbrio depois de 2 horas (concentração de equilíbrio = $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$). Por essa razão, escolheu-se o intervalo de 2h para realizar os experimentos termodinâmicos (isoterma). Kakak e Basibuyuk (2012) adotaram 2h40 para este teste, atingindo o equilíbrio após 20 minutos. Uma possível explicação para essa rápida saturação é que os autores utilizaram a concentração inicial de 40 mg.L^{-1} de DCF, mais do que o dobro da concentração utilizada neste estudo (15 mg.L^{-1}). Além disso, os autores utilizaram lodo ativado com 3.000 mg.L^{-1} de sólidos totais, enquanto o presente estudo utilizou 8.400 mg.L^{-1} . Assim, é provável que uma maior relação DCF/lodo poderia ter acelerado o processo. Neste estudo, considerou-se a quantidade de SST como representativa da massa de lodo ativado presente no sistema, uma vez que a porcentagem de sólidos suspensos voláteis (SSV) na massa de SST é relativamente alta (67%).

Figura 1. Variação da concentração de DCF na solução com o tempo.



Teste termodinâmico – Os parâmetros apresentados na Tabela 2 demonstram que a isoterma de Freundlich ajustou-se melhor aos dados experimentais do que a isoterma de Langmuir, com um R^2 de 0,997. Isso sugere que a adsorção acontece em multicamadas, presumindo que o adsorvente (lodo) tem uma composição heterogênea, com sítios ativos distribuídos exponencialmente (Saadi *et al.*, 2015). O parâmetro $n=0,89$ indica que o processo de adsorção do DCF no lodo ativado em uma configuração de multicamada não é favorável, o que implica que é necessário fornecer energia para que esse tipo de reação ocorra. Para o modelo de Langmuir, os valores de R_L variaram de 1,04 a

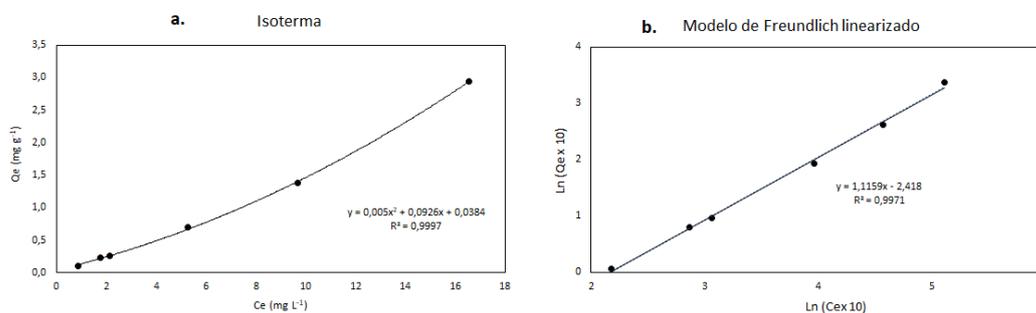
20,00, indicando que o processo de adsorção em monocamadas também é energeticamente desfavorável ($R_L > 1$).

Tabela 1. Parâmetros termodinâmicos das equações de Freundlich e Langmuir.

| | Parâmetros | R ² | Tipo de Adsorção | Espontaneidade |
|------------|--|----------------|------------------|----------------|
| Langmuir | $K_L = -0.019 \text{ L mg}^{-1}$ | 0,975 | Monocamada | Não favorável |
| | $Q_m = -6,157 \text{ mg g}^{-1}$ $R_L = 1.04 - 20.00$ | | | |
| Freundlich | $K_F = 0.089$ $n = 0.89$ | 0,997 | Multicamada | Não favorável |

A Figura 2 a-b mostra a isoterma obtida a partir dos dados coletados. Os dados ajustaram-se muito bem à curva polinomial ($R^2 = 0,9996$). Na etapa de linearização, a expressão de Langmuir deu origem a uma reta com inclinação decrescente, retornando valores negativos para os parâmetros K_L and Q_m . Isso permite concluir que esse modelo não explica o comportamento do sistema estudado e, portanto, não pode ser considerado como um ajuste válido.

Figura 2. a. Massa de DCF adsorvida por grama de lodo ativado x concentração de equilíbrio de DCF na solução. b. linearização do modelo de Freundlich.



A massa de DCF adsorvida no lodo variou entre 0,50 e 0,81 mg.g^{-1} , de um total de 2,25 g (22 a 36% de massa adsorvida). Esse processo está relacionado ao coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}) do composto. O valor do $\log K_{ow}$ do DCF equivale a 4,51, o maior dentre vários contaminantes emergentes testados por Morissette, Duy e Sauvé (2012). De acordo com esses autores, compostos com $\log K_{ow} > 3$ tendem a ter alta afinidade com a matéria orgânica, indicando que eles se acumulam em solos, sedimentos e biomassa. Isso também pode ser inferido da baixa solubilidade do DCF na água ($2,37 \text{ mg.L}^{-1}$). Morissette, Duy e Sauvé (2012) mostraram que poluentes com $K_{ow} < 3$ apresentaram muito pouca ou nenhuma adsorção ao lodo ativado, enquanto compostos com $K_{ow} > 3$ tiveram entre 30 e 90% de sua massa adsorvida ao lodo nas primeiras 48 horas, o que demonstra consistência com os resultados obtidos neste estudo.

Os autores também apresentaram evidências de que a adsorção do DCF ao lodo é dependente do pH, permitindo concluir os resultados poderiam ser otimizados com alterações no pH e na carga superficial do adsorvente. Isso pode ser feito realizando experimentos abaixo do pKa do DCF (4,15).

Considerações Finais

A concentração de equilíbrio do DCF no sobrenadante (efluente) foi de, aproximadamente, $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$. A reação alcançou o equilíbrio após, aproximadamente, 2 horas, com evidências de que se trata de uma reação desfavorável, de acordo com os ajustes realizados para as isotermas de Freundlich e Langmuir. O modelo de Freundlich demonstrou melhor ajuste ($R^2 = 0,9971$), indicando que o processo ocorre em multicamadas. O modelo de Langmuir, embora também tenha demonstrado bom ajuste ($R^2 = 0,9752$), resultou em uma curva descendente, sendo desconsiderado como um modelo válido para descrever a adsorção do DCF no lodo ativado. A quantidade de DCF adsorvida nos flocos do lodo variou entre 22 e 36% e a adsorção máxima de DCF por grama de lodo nos dois experimentos foi considerada baixa (em torno de $0,9 \text{ mg.g}^{-1}$ de SST). Dessa forma, para otimizar esse resultado, é desejável que diferentes condições operacionais sejam testadas, tais como variações de pH, temperatura, maior relação DCF/lodo e adição de sais.

Agradecimentos

Ao PPG-CTA, ao Laboratório de Análises Ambientais (LAA) e à Universidade Federal do ABC. Ainda, o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Referências Bibliográficas

- CASTRO, L.V.; BRANDT, E.M.F.; CAMPOS, A.C.V.; AQUINO, S.F.; WERNER, D.; AFONSO, R.J.C.F.; FILHO, C.R.M. 2018. Behavior of Micropollutants in Polishing Units that Combine Sorption and Biodegradation Mechanisms to Improve the Quality of Activated Sludge Effluent. *Water Air Soil Pollut*, 229(189), 1-11.
- HOFMAN-CARIS, C.H.M.; SIEGERS, W.G.; VAN, M.K., MAN, A.W.A.; HOFMAN, J.A.M.H. 2017. Removal of pharmaceuticals from WWTP effluent: Removal of EfOM followed by advanced oxidation. *Chemical Engineering Journal*, 327, 514–521.
- KABAK, H.; BASIBUYUK, M. 2012. Diklofenak ve Parasetamol'ün Aktif Çamur Tarafından Adsorbsiyonu [Adsorption of Diclofenac and Paracetamol by Activated Sludge]. *Ekoloji*, 21(85), 41-48.
- LONAPPAN, L.; ROUISSI, T.; BRAR, S.K.; VERMA, M.; SURAMPALLI, R.Y. 2018. An insight into the adsorption of diclofenac on different biochars: Mechanisms, surface chemistry, and thermodynamics. *Bioresource Technology*, 249, 386-394.



MATSUBARA, M. E. 2019. Remoção do antibiótico amoxicilina por biorreator com membrana operado em regime de pré-desnitrificação: avaliação do desempenho, identificação de subprodutos e análises ecotoxicológicas. 1 v. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal do ABC, Santo André, 2018.

MONTAGNER, C.C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R.D. 2017. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios [Emerging pollutants in aquatic matrices in Brazil: current scenario and analytical, ecotoxicological and regulatory aspects]. *Química Nova*, 40(9), 1094-1110.

PUCKOWSKI, A.; MIODUSZEWSKA, K.; ŁUKASZEWICZ, P.; BORECKA, M.; CABAN, M.; MASZKOWSKA, J.; STEPNOWSKI, P. 2016. Bioaccumulation and analytics of pharmaceutical residues in the environment: a review. *Journal of Pharmaceutical Biomedical Analysis*, 127, 232–255.

SHORE, R.F.; TAGGART, M.A.; SMITS, J.; MATEO, R.; RICHARDS, N.L.; FRYDAY, S. 2014. Detection and drivers of exposure and effects of pharmaceuticals in higher vertebrates. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 369, 1-10.

VENDENYAPINA, M.D.; BORISOVA, D.A.; SIMAKOVA, A.P.; PROSHINA, L.P.; VEDENYAPIN, A.A. 2013. Adsorption of Diclofenac Sodium from Aqueous Solutions on Expanded Graphite. *Solid Fuel Chemistry*, 47(1), 59–63

Remoção de fósforo total, cor aparente e turbidez em sistema piloto de *wetland* construída povoada com *Eichhornia crassipes*

^aBaldovi, A. A.; ^bJesus, T. A.; ^bBenassi, R. F.

^aufabc.aldrey@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

Um dos principais problemas para o controle da qualidade da água é o excesso de nutrientes. Entretanto, os nutrientes são elementos essenciais à vida e se tornarão escassos em um curto período de tempo. As *wetlands* construídas povoadas com macrófitas aquáticas são opções atrativas para o tratamento de efluentes, pois promovem a ciclagem deste recurso; são de baixo custo de implantação, operação e manutenção; e tratam o efluente a níveis seguros para a saúde humana. Com o contexto estabelecido, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência de remoção do nutriente fósforo e redução de cor e turbidez por meio de *wetlands* construídas de fluxo horizontal superficial cultivadas com macrófitas aquáticas flutuantes (*E. crassipes*) em escala piloto com TDH de 10 dias em um período de dois meses. O sistema piloto alcançou remoção média de 95,2 % de fósforo e reduções médias de 98,2 % e 97,5 % de cor e turbidez, respectivamente. Observou-se correlação direta entre a eficiência de remoção de fósforo com a temperatura do ar. Ainda, o tanque de tratamento com plantas apresentou melhor eficiência na remoção/redução dos parâmetros estudados com relação ao tanque sem plantas.

Palavras-chave: Engenharia ecológica; eutrofização; fluxo horizontal superficial.

Introdução

Um dos principais problemas ambientais associados à falta ou deficiência no tratamento de efluentes é o fenômeno conhecido como eutrofização artificial (JEPPENSEN *et al.*, 2017). Este pode ser acarretado pelo aumento da biomassa fotossintética devido ao excesso de nutrientes nos corpos d'água (ANSARI *et al.*, 2011) e, como consequência, pode ocorrer a proliferação exacerbada de algas e macrófitas, depleção dos níveis de oxigênio, perda da biodiversidade e da qualidade da água e entupimento de tubulações e bombas (GALLI, 2010).

Em contrapartida, os nutrientes são elementos essenciais à vida. Todas as células necessitam de fósforo para existir pelo fato destas serem cercadas por uma membrana fosfolipídica (GROSS, 2017). Entretanto, Petzet & Cornel (2011) afirmam que as reservas globais de fósforo são limitadas e Tarragó Abella *et al.* (2014) asseguram que poderia haver o esgotamento deste nutriente entre 50 e 250 anos. Deste modo, fica evidente a necessidade da recuperação deste recurso a partir de tecnologias de tratamento de esgoto, focadas não apenas na remoção, mas que possibilitem a ciclagem dos nutrientes.

Sistemas de tratamento utilizando macrófitas aquáticas, como as *wetlands* construídas (WC), são opções atrativas para o tratamento de efluentes pelo fato de que, além de permitirem a recuperação de recursos presentes nos efluentes a partir da compostagem das plantas, apresentam

baixos custos de instalação e manutenção e simples operação quando comparado com sistemas tradicionais de tratamento de esgoto (reatores aeróbios e anaeróbios, lagoas e lodos ativados). As WCs de fluxo horizontal superficial (WCFHS) povoadas com macrófitas aquáticas flutuantes são as mais indicadas para a remoção de P em efluentes (MACHADO, 2017).

Dentre as macrófitas aquáticas flutuantes, a *Eichhornia crassipes* se destaca, pois é amplamente resistente a variações de pH, nutrientes, substâncias tóxicas, metais pesados e temperatura; apresenta ótima capacidade de absorver e incorporar nutrientes em sua biomassa; e tem elevado crescimento vegetativo, o que permite a maior recuperação de recursos (VYMAZAL, 2007; HASAN *et al.*, 2009; REZANIA *et al.*, 2016).

O desempenho destes sistemas de tratamento de efluentes depende de diversos fatores, tais como o Tempo de Detenção Hidráulico (TDH), condições físico-químicas da água, concentração de nutrientes/poluentes no corpo d'água, as características da planta aquática e da temperatura do entorno (VYMAZAL, 2010, ÇAKIR *et al.*, 2015; GUPTA *et al.*, 2015; REZANIA *et al.*, 2016). Ainda, ressalta-se que indicadores da qualidade do efluente, como cor e turbidez, são de extrema importância para detectar a presença de algas e substâncias poluidoras no meio.

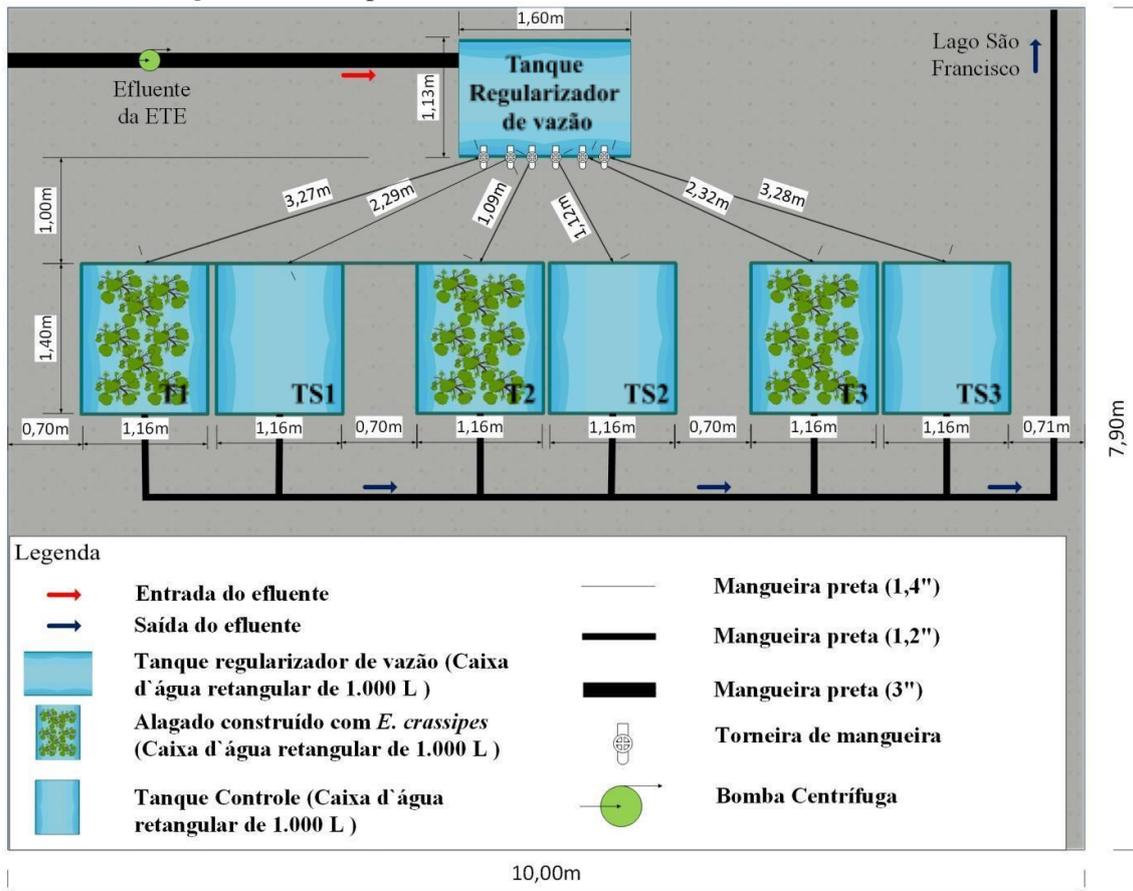
Com o contexto estabelecido, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a remoção do nutriente fósforo e redução de cor e turbidez por meio de *wetlands* construídas de fluxo horizontal superficial cultivadas com macrófitas aquáticas flutuantes (*E. crassipes*) em escala piloto com TDH de 10 dias. As hipóteses do trabalho foram: (1) O tanque de tratamento com plantas (T) apresenta melhor eficiência na remoção de P e redução de cor aparente e turbidez com relação ao tanque sem plantas (TS); (2) A taxa de remoção de P está diretamente relacionada à temperatura do ar.

Material e Métodos

O experimento foi desenvolvido nas dependências da Fundação Parque Zoológico de São Paulo (FPZSP), no município de São Paulo (SP/Brasil). A FPZSP opera uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) composta por etapas de tratamento preliminar com gradeamento e caixa de areia e secundário com lodos ativados por batelada.

O design no sistema piloto de tratamento terciário de efluentes composto por WCFHS cultivado com *E. crassipes* foi composto por sete tanques retangulares de amianto, com capacidade de aproximadamente 1 m³ (1,2 x 0,5 x 1,4 m largura, altura e comprimento, respectivamente) dos quais três deles tiveram cerca de 60 % de sua área ocupada por indivíduos jovens de *E. crassipes* (T1, T2 e T3), conforme recomendado por Benassi (2018); três sem macrófita (TS1, TS2 e TS3); e um tanque regularizador de vazão. A configuração experimental é apresentada na Figura 1.

Figura 1. Desenho esquemático do sistema de tratamento terciário de efluentes com *wetlands* construídas povoado com *E. crassipes* em escala piloto.



Fonte: Autoral.

O experimento foi conduzido com o efluente advindo da ETE da FPZSP, o qual foi bombeado até o tanque regularizador de vazão e então distribuído aos tanques de tratamento por gravidade. A vazão de entrada de cada tanque de tratamento foi regulada e controlada para atingir 3, 7 e 10 dias de detenção hidráulica para os tanques T1 e TS1; T2 e TS2; e T3 e TS3, respectivamente. Vale destacar que este trabalho apenas apresenta os resultados referentes aos tanques T3 e C3, com TDH de 10 dias.

O sistema piloto operou entre 09 de fevereiro e 31 de outubro de 2018. Entretanto, este artigo abrangeu apenas o período entre 03 de maio e 28 de junho de 2018 (n = 8 coletas). Durante esse período, as amostras da fase líquida foram coletadas semanalmente da entrada e saída de cada tanque de tratamento entre 09h30 e 11h00 e transportadas ao Laboratório de Caracterização de Matrizes Ambientais (LCMA) da Universidade Federal do ABC (UFABC). Os métodos empregados para a análise dos parâmetros, a frequência de análise, repetição da análise (para o controle da qualidade) e as respectivas referências estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Métodos empregados para as análises laboratoriais.

| Parâmetro | Unidade | Metodologia | Frequência | Repetição | Referência |
|---------------|--------------------|---------------|---------------|------------|-------------------------------|
| Cor | uC | Colorimétrico | 1x por semana | Triplicata | APHA (2012) |
| Turbidez | UNT | Nefelométrico | | Triplicata | APHA (2012) |
| Fósforo total | mg L ⁻¹ | Método 4500P | | Duplicata | APHA (2012) e ANDERSEN (1976) |

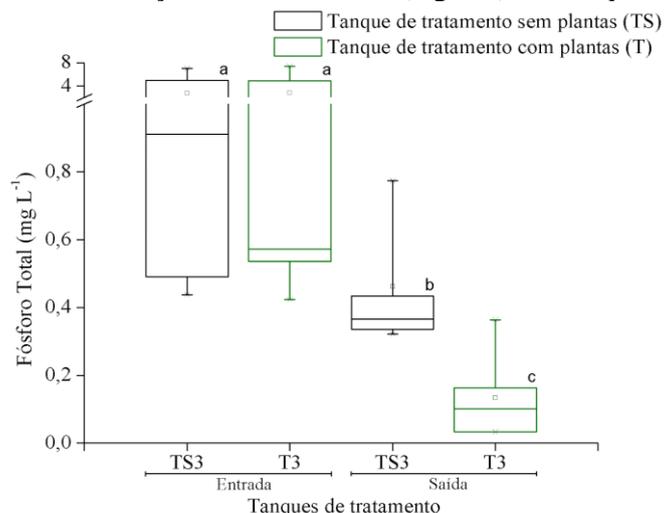
Foram obtidas informações meteorológicas (temperatura do ar e evapotranspiração), para o período de 1 de maio a 30 de junho, na Estação Meteorológica do Instituto Astronômico e Geofísico da Universidade de São Paulo (IAG USP), situada a cerca de 100 m do local onde foi instalado o sistema piloto.

Com o intuito de manter o sistema operando adequadamente, foi necessária a realização de manutenções periódicas. As mangueiras foram desentupidas e limpas quinzenalmente através da técnica de hidrojateamento; as plantas “pragas” que surgiram nos leitos foram removidas manualmente sempre que identificadas e as macrófitas aquáticas foram podadas semanalmente.

Para a análise dos resultados, os dados foram corrigidos pela média da evapotranspiração semanal; foi calculada a porcentagem de remoção/redução dos parâmetros; os dados foram analisados estatisticamente a partir da ANOVA; e as médias foram verificadas e comparadas pelo teste de Tukey ($p_{\text{valor}} < 0,05$). Ainda, foi realizada a análise de correlação de Pearson (ρ) entre os dados de temperatura do ar com a eficiência do sistema piloto na remoção de PT.

Resultados e Discussão

A Figura 2 apresenta a variação da concentração de PT na entrada e saída dos tanques TS3 e T3 do sistema piloto ($n = 8$).

Figura 2. Variação das concentrações de fósforo total (mg L⁻¹) nos tanques com TDH de 10 dias.

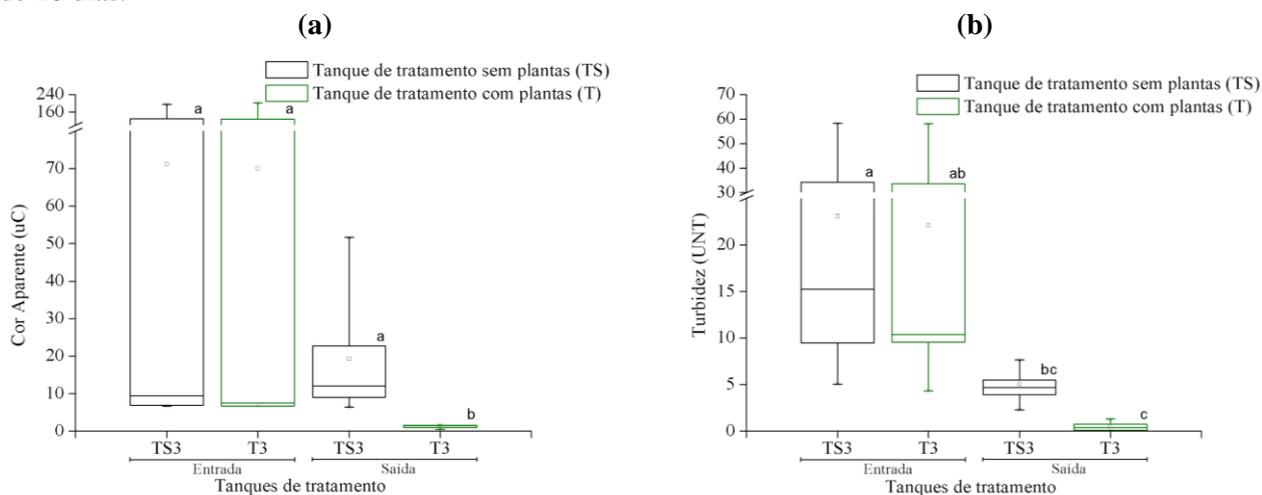
É possível analisar que os dados de saída apresentaram-se uniformes e sem grandes variações, principalmente no tanque de tratamento com as macrófitas (T3). Houve diferença

significativa das concentrações de PT entre os tanques de tratamento com e sem planta ($p_{\text{valor}} = 3,8 \times 10^{-4}$). Ainda, observou-se diferença significativa entre os valores deste parâmetro na entrada e saída do T3 ($p_{\text{valor}} = 0,02$).

A taxa média de remoção de PT foi de 83,2 % para TS3 e 95,2 % para T3. Tais porcentagens obtidas foram acima daquelas encontradas em estudos sobre remoção de PT em WCFHS, com eficiência média de 73% de remoção de PT em TDHs entre 0,5 e 56 dias (TRIPATHI & UPADHYAY, 2003; SILVA & CAMARGO, 2008; PAULO *et al.*, 2009; HENARES & CAMARGO, 2013 & VYMAZAL & BŘEZINOVÁ, 2018). A alta eficiência do sistema pode ter sido influenciada por diversos fatores, tais como o manejo regular das macrófitas; as condições ambientais favoráveis; e o uso da macrófita aquática *E. crassipes*, a qual é amplamente conhecida pela sua resistência em ambientes poluídos e por seu elevado crescimento vegetativo (VYMAZAL, 2007). A partir da correlação de Pearson, a temperatura do ar influenciou diretamente na remoção deste parâmetro ($\rho \geq 0,6$). Ou seja, quanto maior a temperatura, maior a remoção de PT.

A Figura 3 apresenta a variação da concentração de cor aparente e turbidez na entrada e saída dos tanques TS3 e T3 do sistema piloto ($n = 8$).

Figura 3. Variação das concentrações de (a) cor aparente (uC) e (b) turbidez (UNT) nos tanques com TDH de 10 dias.



Foi possível analisar que o valor de saída do T3, em ambos os parâmetros, apresentou diferença significativa com o valor de entrada ($p_{\text{valor}} \leq 0,03$) e, no caso da cor aparente, apresentou diferença significativa com a saída do TS3 ($p_{\text{valor}} \leq 0,004$). Com relação às reduções de cor aparente e turbidez, foi possível afirmar que os tanques com plantas foram mais eficazes quando comparados com os tanques sem plantas. No que se refere à cor aparente, a redução média foi de 72,9 % para TS3 e 98,2 % para T3. Já a turbidez alcançou redução média de 78,1 % para TS3 e 97,5 % para T3.

Quando correlacionados estes parâmetros com PT, é possível observar correlação direta ($\rho \geq 0,5$). Assim, quando há alta concentração de PT e, possivelmente, de algas no meio, os valores de

cor e turbidez também são altos. Demonstrando, por fim, que estes parâmetros são indicadores potenciais da qualidade do efluente.

Contudo, foi possível confirmar as duas hipóteses iniciais: O tanque de tratamento com plantas (T3) apresentou-se mais eficiente na remoção de PT e na redução de cor aparente e turbidez quando comparado com o tanque sem plantas (TS3); e a temperatura do ar está diretamente relacionada com a taxa de remoção de PT.

Considerações Finais

No contexto estabelecido, notou-se que o sistema piloto de WCFHS cultivado com *E. crassipes* apresentou potencialidade de realizar o tratamento terciário do efluente com efetividade, com remoção média de fósforo total de 95,2 % e reduções médias de cor aparente de 98,2% e de turbidez de 97,5% entre o período estudado (03 de maio a 28 de junho de 2018). De maneira que o efluente, antes lançado no lago com concentração média de PT de $2,8 \text{ mg L}^{-1}$, passou a ser lançado com média de $0,1 \text{ mg PT L}^{-1}$. Ainda, foi possível analisar que houve correlação direta entre os dados de temperatura do ar com a remoção de PT de saída no efluente; o tanque com planta apresentou-se mais eficiente na remoção/redução dos parâmetros analisados quando comparado com o tanque sem planta; e a cor aparente e turbidez apresentaram-se como potenciais indicadores da qualidade do efluente. Desse modo, o comportamento do sistema piloto no período recortado analisado apresentou dados positivos de remoção de PT e redução de cor e turbidez, contribuindo com o aprimoramento da técnica de *wetlands* construídas no tratamento terciário de efluentes e auxiliando na mitigação da eutrofização dos lagos da FPZSP com o lançamento de cargas menores de PT no efluente.

Agradecimentos

À Fundação Parque Zoológico de São Paulo por disponibilizar o local para a instalação do experimento e por auxiliar na montagem e operação do sistema. Ao Parque de Ciência e Tecnologia da USP por disponibilizar os dados meteorológicos. À Universidade Federal do ABC pela bolsa de mestrado e pelos laboratórios cedidos para as análises químicas das amostras. Ainda, o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.



Referências Bibliográficas

- ANDERSEN, J. M. 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water research*, v. 10, n. 4, pp. 329-331.
- ANSARI, A. A.; GILL, S. S.; LANZA, G. R.; RAST, W. 2011. *Eutrophication: causes, consequences and control*. The Netherlands: Springer.
- APHA, A. W. W. A. WEF. 2012. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, v. 22.
- BENASSI, R. F., MATHEUS, D. R., SUBTIL, E. L., COELHO, L. H. G., OLIVEIRA, L. H. S., MORETTO, M. R. D., JESUS, T. A., PAGANINI, W. S., BALDOVI, A. A., SANCHEZ, A. A., STOPA, J. M. 2018. *Manual de sistemas de Wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitários*. Editora Copiart, 1ª Edição Santo André – SP, pp. 55.
- ÇAKIR, R.; GIDIRISLIOGLU, A. & ÇEBI, U. 2015. A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal flow constructed *wetlands* used for treatment of domestic wastewaters. *Journal of environmental management*, v. 164, 121-128 p.
- GALLI, C. S.; ABE, D. S. 2010. Disponibilidade, poluição e eutrofização das águas. In: BICUDO, C. E. de M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. (ORG). *Águas do Brasil- Análise Estratégica*. 1ed. São Paulo: Instituto de Botânica, pp. 165-174.
- GROSS, M. 2017. Where is all the phosphorus? *Current Biology*. 27(21), pp.1141- 1155.
- GUPTA, P.; ROY, S. & MAHINDRAKAR, A.B. 2012. Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetiver grass - a review. *Resource Environmental*, v. 2, 202–215 p.
- HASAN, S. H.; TALAT, M. & RAI, S. 2007. Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Bioresource Technology*, v. 98, n. 4, 918-928 p.
- HENARES, M. N. P. & CAMARGO, A. F. M. 2013. Treatment efficiency of effluent prawn culture by wetland with floating aquatic macrophytes arranged in series. *Braz. J. Biol.*, 2014, vol. 74, no. 4, p. 906-912.
- JEPPESEN, E.; SONDERGAARD, M.; LIU, Z. 2017. *Lake Restoration and Management in a Climate Change Perspective: An Introduction*. *Water*, v. 9, pp. 122.
- MACHADO, A. I.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R. & DUARTE, E. 2017. Overview of the state of the art of constructed *wetlands* for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management*, v. 187, pp. 560-570.
- PAULO, P.L., BEGOSSO, L., PANSONATO, N., SHRESTHA, R.R. & BONCZ, M.A. 2009. Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. *Water Sci. Technol.* 60 (8), 2001-2007 p. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2009.542>.
- PETZET, S., PEPLINSKI, B., BODKHE, S. Y., & CORNEL, P. 2011. Recovery of phosphorus and aluminium from sewage sludge ash by a new wet chemical elution process. *Water Science and Technology*, 64(3), pp. 693.
- REZANIA, S.; DIN, M. F. M.; TAIB, S. M.; DAHALAN, F. A.; SONGIP, A. R.; SINGH, L. & KAMYAB, H. 2016. The efficient role of aquatic plant (Water hyacinth) in treating domestic wastewater in continuous system. *International journal of phytoremediation*, v. 18, n. 7, 679–685 p.
- TARRAGÓ ABELLA, ELENA & PUIG, SEBASTIÀ & BALAGUER, MARILÓS & RUSCALLEDÀ, MAËL & COLPRIM, JESÚS & VLAEMINCK, SIEGFRIED. 2014. P-recovery



from manure. Phosphorus recovery from pig/cow manure: a sustainable approach. European Sustainable Phosphorus Platform. 106 (1), pp. 100-101.

TRIPATHI, B. D. & UPADHYAY, A. R. 2003. Dairy effluent polishing by aquatic macrophytes. Water, Air & Soil Pollution, v. 143, n. 14, 377-385 p.

VYMAZAL, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*. Science of the Total Environment, v. 380, pp. 48-65.

VYMAZAL, J. 2010. Constructed *wetlands* for wastewater treatment. Water, v. 2, n. 3, pp. 530-549.

VYMAZAL, J. & BŘEZINOVÁ, T. D. 2018. Removal of nutrients, organics and suspended solids in vegetated agricultural drainage ditch. Ecological Engineering, v. 118, 1 97-103 p.

Tratamento de águas residuárias de indústria têxtil por biossorção em cascas de pinhão

^aSilva, D.; ^bSouza, F. B.

^adaniela.engeambiental@gmail.com

^{a,b}Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Resumo

O estado do Paraná é um grande produtor de pinhão, cerca de 3.000 toneladas por ano e, desta forma, a casca foi utilizada como biossorvente para remoção de corantes de efluentes de indústria têxtil. O efluente passou por análises de caracterização (série de sólidos, DQO – Demanda Química de Oxigênio). Os ensaios de biossorção foram realizados em batelada a 150 rpm. Realizou-se um planejamento experimental variando o pH entre 3 e 11 e concentrações de biomassa de 5, 10 e 15 g L⁻¹, utilizando-se um ponto central o pH 7. E, por fim, foi realizado ensaio da cinética de adsorção. A série de sólidos identificou a presença de sais dissolvidos provenientes da etapa de produção da empresa. A DQO obtida para o efluente bruto está fora das normas exigida pela legislação, o valor encontrado de 3.017 mg O₂ L⁻¹ está de acordo com o valor de DQO de efluentes têxteis. Foram realizadas diluições do efluente bruto a fim de se obter uma curva de calibração de concentração para este efluente. Após os ensaios a remoção da cor aparente do efluente ficou em torno de (42%) em 24 horas sob agitação a 150 rpm. Por se tratar de um efluente real, com grande complexidade, considera-se um método promissor, que pode ser ampliado com novas pesquisas aperfeiçoando o tratamento prévio da casca de pinhão, bem como avaliação de novos parâmetros que interferem na adsorção.

Palavras-chave: Adsorção; corantes; efluente têxtil.

Introdução

O Brasil é um dos países com maior disponibilidade de água doce no mundo, detém em torno de 12% do total (ANA, 2017). Porém, com o crescimento da economia e o aumento das produções industriais também cresceu a demanda para a utilização de água nos processos industriais.

As indústrias têxteis demandam grande quantidade de água para realizar sua produção de tecidos e, dessa forma, geram ampla quantidade de efluente, o qual precisa passar por um processo de tratamento antes de ser descartado no corpo hídrico. De forma mais específica, o consumo de água é maior quando as peças estão na fase de acabamento, composta pela lavagem, tingimento e/ou desbotamento. Neste procedimento, uma parte do resíduo que existe no tecido é transferida para a água e, assim, o efluente final da indústria adquire cor e aspecto diferenciado. O efluente da indústria têxtil, dentre os efluentes das demais indústrias, é o que mais polui o meio ambiente, devido ao seu alto volume e a grande concentração de poluentes (PEIXOTO *et al.*, 2013).

Os efluentes têxteis possuem altos teores de DBO -Demanda Bioquímica de Oxigênio, DQO, alcalinidade, salinidade, cor, pH e temperatura, além do corante utilizado na etapa de tingimento dos tecidos, que é o que condiciona cor à água (ZAHARIA; SUTEU, 2012).

Pareceres recentes indicam que cerca de 12% dos corantes sintéticos utilizados na indústria são perdidos durante a fabricação e o processamento e que 20% destes mesmos corantes entram em contato com o meio ambiente através dos efluentes (KALPANA *et al.*, 2014).

A indústria têxtil tem a responsabilidade de aplicar tratamento apropriado ao efluente que ela gera, pois este, quando não recebe um tratamento satisfatório pode ser descartado com amplas concentrações de corantes, prejudicando a comunidade aquática por impedir a entrada de luz necessária para que os organismos realizem os processos biológicos, além disso, há expressiva concentração de compostos químicos que influenciam na qualidade da água do corpo hídrico. A biossorção surge como um processo novo e eficiente, cujo objetivo é reduzir a concentração de cor e matéria orgânica nos efluentes têxteis. A casca de pinhão é um biossorvente alternativo em que a principal vantagem de sua utilização é o baixo custo. A ideia é aliar eficiência com baixo custo para o tratamento de efluentes têxteis, visando assim a remoção adequada de poluentes, a fim de não prejudicar o meio ambiente. A água reutilizada é cerca de 75% mais acessível do que a água potável e pode ser utilizada, por exemplo, na geração de vapor das caldeiras (BASTIAN, 2009).

Um efluente bem tratado beneficia a indústria e o meio ambiente, visto que se a indústria captar menos pagará um valor inferior por esta retirada e se efetuar um tratamento adequado de acordo com a legislação não haverá problemas de poluição dos corpos hídricos. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi verificar a eficiência da casca de pinhão da Araucária como biossorvente com vistas à remoção de cor e matéria orgânica de efluente têxtil.

Material e Métodos

As análises foram realizadas no laboratório de Química, Físico-Química e no laboratório de Águas do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR campus Francisco Beltrão.

1. Caracterização do efluente – foi efetuada por meio de análises de sólidos totais e DQO, com a metodologia do *Standard Methods For the Examination of Water and Wasterwater* (APHA, 2012).

2. Análise Imediata - O biossorvente (casca de pinhão) foi tratado inicialmente por secagem em estufa a 60°C por 24 horas. Em seguida, passou por tratamento químico com ácido sulfúrico a 0,5 mol L⁻¹ e na sequência, uma análise imediata com testes de teor de sólidos voláteis, teor de umidade, carbono fixo e cinzas.

3. Ponto de carga zero – Utilizou-se a metodologia de Schimmel (2010). Misturou-se 50 mg do biossorvente em 100 mL de solução aquosa, cujos pH foram ajustados utilizando HCl ou NaOH 0,1 mol.L⁻¹, entre 2 e 12. Agitou-se as soluções em shaker a 150 rpm por um período de 24 horas.

Posteriormente, mediu-se o pH das soluções após a agitação e plotou-se um gráfico constando o pH inicial versus o pH final.

4. Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) - Realizada por meio do microscópio marca Zeiss e modelo EVO/MAI 15.

5. Espectrometria no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) – utilizou –se o equipamento Ft-IR Varian 640-IR.

6. Titulação de Boehm – Adicionou-se 10 g da amostra do biossorvente em erlenmeyers contendo 100 mL de 0,1 mol.L⁻¹: NaOH, Na₂CO₃, NaHCO₃ e HCl. Os frascos foram fechados e agitados em Shaker por 24 horas a 150 rpm. Após este período, as soluções foram filtradas e 10 mL de cada amostra foi titulada com HCl 0,1mol.L⁻¹ ou NaOH, ambos padronizados.

7. Planejamento Experimental - A fim de verificar os melhores parâmetros para a biossorção. Empregou-se a casca de pinhão posterior ao tratamento químico com tamanho de partícula entre 0,355 mm e 0,710 mm, visto que sem tratamento, a casca libera sua cor natural para o efluente e assim impede a verificação de remoção de cor. Como parâmetros para o planejamento foram utilizadas as variáveis pH e biomassa, no nível 2² e utilizando temperatura ambiente.

8. Cinética de adsorção - efetuada para verificar o comportamento do biossorvente quando em contato com o efluente, contabilizando o tempo de contato e determinando-se o tempo de equilíbrio.

Resultados e Discussão

1. Caracterização do efluente - A DQO do efluente bruto foi de 3.017 mg O₂ L⁻¹. Silva (2016) obteve o valor de DQO no efluente de estudo, coletado na fase final da planta de tingimento e já diluído com lavagem e águas finais, de 2.250 mg O₂ L⁻¹. Avaliando as análises espectrofotométricas de varredura do efluente na região do visível, observou-se que a maior absorção foi obtida em 600 nm e, portanto, as análises de remoção de cor foram obtidas através de leituras neste comprimento de onda.

2. Análise imediata - A Tabela 1 apresenta os resultados alcançados por meio deste ensaio. Os valores obtidos estão em concordância com os valores encontrados por Junior (2016) e Royer (2008) que também trabalharam com a casca de pinhão em seus experimentos. No entanto, ressalta-se que os valores não são exatamente iguais por questões como o local da coleta da casca de pinhão, a granulometria que cada literatura utilizou em suas análises, bem como a metodologia aplicada que podem ter sido diferentes.

Tabela 1. Análise imediata para a casca de pinhão in natura

| Parâmetro | Teor (%) |
|------------------------|-----------------|
| Umidade (U%) | 3,89 |
| Material volátil (MV%) | 62,85 |
| Carbono fixo (CF%) | 24,41 |
| Cinzas (CZ%) | 8,85 |

3. Ponto de carga zero - O ponto de carga zero encontrado para a casca do pinhão foi de aproximadamente 4,5. De acordo com Sonai (2012) que obteve valores semelhantes para os seus adsorventes, este valor significa que o tratamento ácido realizado na casca contribuiu para sua acidez.

4. Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) - Por meio da análise de MEV, observou-se que a superfície do bioissorvente possui os poros bem visíveis em todas as aproximações utilizadas, de 60, 200, 500 e 2000 x. De acordo com Cardoso (2010), a casca de pinhão é um material fibroso e na sua forma in natura quase não apresenta macroporos. É importante salientar que, elementos como o carbono (C), oxigênio (O) e potássio (K), foram encontrados na casca em concentrações diferenciadas (dados não mostrados neste trabalho).

5. Espectrometria no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) – As bandas que foram encontradas neste bioissorvente de 2900 cm^{-1} e no máximo 3600 cm^{-1} identificaram a presença de O-H e C-H, respectivamente, as bandas de 1618 a 1620 cm^{-1} indicaram a presença do anel aromático C-C, logo a casca de pinhão é rica em taninos. Taborda (2009) descreve que as bandas na faixa de 1384 cm^{-1} representam características dos alcanos e que também pode ser atribuída a unidades de carboidratos. E as bandas 625 cm^{-1} e 480 cm^{-1} são bandas características para o grupo funcional sílica: Si-O-Si.

6. Titulação de Boehm – Por meio desta análise foram identificados os grupos funcionais existentes no bioissorvente tratado quimicamente e concluiu-se que este é predominantemente ácido, pois ácidos carboxílicos e acidez total resultaram em maior número que a basicidade, o que está de acordo com o ponto de carga zero encontrado. A Tabela 2 apresenta esses dados.

Tabela 2. Grupos funcionais presentes na casca de pinhão tratada.

| Grupo Funcional | Eq.g de adsorvente |
|------------------------|---------------------------|
| Acidez total | 4,15 |
| Ácidos carboxílicos | 3,08 |
| Lactonas | n.d ¹ |
| Basicidade total | 0,84 |

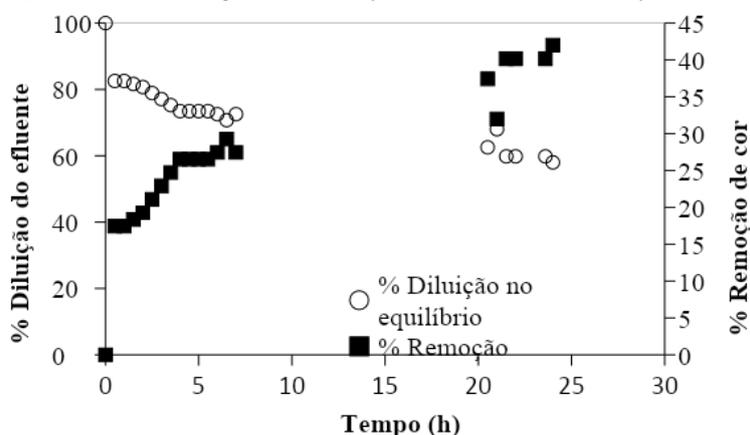
¹ n.d: não detectado.

7. Planejamento experimental - A partir dos parâmetros analisados para o planejamento experimental a porcentagem de remoção obtida ficou em torno de 75%. Porém, as variáveis não apresentaram diferença estatística, possivelmente devido à complexidade do efluente. Entretanto, é

possível dizer que as melhores porcentagens de remoção aconteceram com o pH ácido da solução, ou seja, pH 3. Com base nestas informações é que foi realizada a cinética de adsorção.

8. Cinética de adsorção - O resultado desta análise é evidenciado na Figura 1, mostrando o comportamento da diluição e a remoção do efluente em função do tempo. De acordo com esta figura, a contar de 20 h a porcentagem de remoção aumenta, chegando a cerca de 35%. Por fim, com 24 h de contato a remoção do corante ficou em torno de 42%. Em contrapartida para este mesmo período, a concentração da diluição no equilíbrio estava próxima de 60% e esta foi decrescendo em função do tempo. Por ser um efluente complexo, contendo mistura de diversos compostos e matéria orgânica, foi obtido 42% de remoção de cor, visto que esses materiais podem competir pelos sítios ativos do bioissorvente.

Figura 1. Porcentagem de diluição do efluente e remoção de cor.



Para ajustar os dados da cinética aos modelos experimentais, foi calculado um “q” experimental para cada tempo de amostragem, em seguida, com *Software Microsoft Excel®* os modelos foram ajustados ao de pseudo 1° e 2° ordem. Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros obtidos nos ajustes cinéticos.

Tabela 3. Parâmetros obtidos nos ajustes cinéticos.

| Modelo de pseudo –primeira – ordem | | |
|---|--|-------|
| Parâmetros | | |
| K_1 (min^{-1}) | q_{max} ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) | R^2 |
| 2,303 | 5,716 | 0,961 |
| Modelo de pseudo – segunda – ordem | | |
| Parâmetros | | |
| K_2 ($\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$) | q_{max} ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) | R^2 |
| 0,0402 | 8,928 | 0,989 |

Com base nestes resultados, é possível confirmar que o modelo de pseudo 2° ordem foi o que apresentou melhor ajuste para a casca de pinhão com tratamento ácido, com um R^2 mais próximo de 1,0 comparado ao da pseudo 1° ordem. A capacidade de adsorção, q_{max} calculado para

o modelo de pseudo 2ª ordem foi o que mais se aproximou do valor experimental ($q_{\text{max, experimental}} = 8,4 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$).

Alguns biossorventes requerem modelos cinéticos apropriados, visto que os modelos que foram aplicados neste trabalho são modelos para adsorventes clássicos. No entanto, o biossorvente em questão se ajustou adequadamente ao modelo de pseudo-segunda ordem. Desta forma, Neubauer *et al.* (2014), sugere que a difusão intrapartícula vai ocorrer de forma mais limitada em uma casca in natura, visto que o tratamento químico proporciona que os poros fiquem mais disponíveis e, desta forma, o tempo para atingir o equilíbrio será menor.

A partir dos dados obtidos na cinética foram escolhidos alguns pontos de acordo com o tempo de agitação (pontos de 1h, 6h e 9h) para determinar a DQO e correlacionar com os pontos da cinética. Os dados de DQO obtidos para estes pontos foram de $1.596 \text{ mg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, $2.029 \text{ mg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e $5.673 \text{ mg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Isso indica que houve a remoção de matéria orgânica desse efluente, visto que até 6 h os valores de DQO encontrados são menores que a DQO inicial ($3.017 \text{ mg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{L}^{-1}$). Contudo, o valor da DQO aumentou após 19 h de contato com o biossorvente. Isso pode ser explicado devido ao biossorvente ser um material biológico que pode liberar matéria orgânica da sua superfície. Observa-se na Figura 1 que, às 19 h, a solução já entrou em equilíbrio, e o biossorvente, em termos de remoção de cor e após um longo período de exposição começa a liberar matéria orgânica para a solução.

Considerações Finais

A casca de pinhão é um biossorvente que pode ser utilizado para remoção de cor aparente de efluentes têxteis. Foi obtido na cinética de adsorção uma remoção de 42%. Por se tratar de um efluente real, com grande complexidade, considera-se um método promissor, que pode ser ampliado com novas pesquisas aperfeiçoando o tratamento prévio da casca de pinhão, bem como avaliação de novos parâmetros que interferem na adsorção.

O planejamento experimental não apresentou variáveis significativas na remoção de cor aparente do efluente têxtil, porém demonstrou ser possível obter remoções de cor aparente de 75 % em pH igual a 3,0 a 150 rpm de agitação.

A presença dos grupos funcionais ácidos na casca foi avaliada por meio das análises de Boehm e ponto de carga zero e concluiu-se que a casca tem sua superfície predominantemente ácida, favorecendo a adsorção.

Os modelos cinéticos estudados se ajustaram aos dados experimentais, no entanto, o modelo de pseudo 2ª ordem foi o que melhor se ajustou (com um R^2 de 0,98), indicando que o adsorbato abrange mais de um sítio ativo do adsorvente.



Agradecimentos

Agradeço a Universidade Tecnológica Federal do Paraná – campus Francisco Beltrão pela oportunidade de desenvolver esta pesquisa e ao CTA pela oportunidade de apresentar meu trabalho neste evento de muito prestígio.

Referências Bibliográficas

ANA - Agência Nacional de Águas. Quantidade de água. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/textos-das-paginas-do-portal/quantidade-da-agua>>. Acesso em 10 nov. 2017

APHA - American Public Health Association. 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd. Edition. (Várias paginações). Washington, DC.

BASTIAN, E. Y. O.; ROCCO, J. L. S. 2009. Guia técnico ambiental da indústria têxtil. São Paulo: CETESB: SINDITÊXTIL. Disponível em: <http://www.sinditextilsp.org.br/guia_p%2Bl.pdf.pdf>. Acesso em: 10 out. 2016.

CARDOSO, N.F. 2010. Remoção do corante azul de metileno de efluentes aquosos utilizando casca de pinhão in natura e carbonizada como adsorvente. Dissertação (Mestrado em química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul,.42p.

JUNIOR, N.C.L. 2016. Influência das condições de pirólise na capacidade de adsorção de íons pb(ii) pelo biochar obtido da casca de pinhão (*Araucaria angustifolia*). Dissertação (Mestrado em engenharia química) – Universidade Federal de Santa Catarina.

KALPANA, P.; KING, P. 2014. Biosorption of Malachite Green Dye onto *Araucaria cookii* Bark: Optimization Using Response Surface Methodology. *Asian Journal of Chemistry*, v. 26, n. 1, p. 75.

MORA, A. L.; HIGA, A.R; HIGA, R.C.V; SIMON, A.A. 2001. Melhoramento genético para a produção de tanino no Brasil. Curitiba.

NEUBAUER, T.M. *et al.* 2014. Influência do tratamento ácido em casca de pinhão sobre os parâmetros de equilíbrio e cinéticos no processo de adsorção de corante em solução aquosa. In XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química – COBEQ. Florianópolis.

PEIXOTO, F. P.; MARINHO, G.; RODRIGUES, K. 2013. Corantes têxteis: uma revisão. *HOLOS*, v. 5, p. 98-106.

ROYER, B. 2008. Remoção de corantes têxteis utilizando casca de semente de *Araucaria angustifolia* como bioadsorvente. Dissertação (Mestrado em química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SILVA, C.E.F. *et al.* 2016. Treatment of textile industry effluents using Orange waste: a proposal to reduce color and chemical oxygen demand. *Water Science and Technology*, n. 74.

SONAI, G. G. 2012. Ativação de adsorventes carbonosos para a remoção de corantes de efluentes têxteis. Dissertação (Mestrado em engenharia química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

TABORDA, I. P. 2009. Tratamento de águas contaminadas com crômio por adsorção em bioadsorventes catiônicos (cascas de crustáceos). Dissertação (Mestrado integrado em engenharia química) – Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Portugal.



ZAHARIA, C.; SUTEU, D. 2012. Textile organic dyes—characteristics, polluting effects and separation/elimination procedures from industrial effluents—a critical overview. In: Organic Pollutants Ten Years After the Stockholm Convention-Environmental and Analytical Update.



RECURSOS HÍDRICOS

Política, planejamento e
gestão de recursos
hídricos

Avaliação espaço-temporal das emissões de CH₄ no Reservatório Guarapiranga-SP

^aCosta, D. O.; ^bBenassi, R. F.; ^cHanisch, W. S.; ^bCoelho, L. H. G.; ^dPompêo, M. L. M.; ^bDomingues, M. R.;
^bJesus, T. A.; ^cCarlos, V. M.; ^bPeduto, T. de A. G.

^adanilo.costa@ufabc.edu.br

^{a,b}Universidade Federal do ABC, ^cUniversidade Federal de São Paulo; ^dUniversidade de São Paulo;

^eUniversidade Estadual Paulista

Resumo

Com o objetivo de investigar a influência da sazonalidade e parâmetros físico-químicos nas emissões de CH₄ no reservatório Guarapiranga-SP foram estabelecidas quatro estações de coleta nos diferentes períodos hidrológicos (seco e chuvoso) entre Maio e Dezembro de 2018. Para as coletas dos gases na interface água-atmosfera foram utilizadas câmaras estáticas e análise de cromatografia gasosa com detector de ionização de chama. Para a caracterização da coluna d'água foi utilizada a sonda multiparamétrica Hydrolab DS5X e análises laboratoriais. Os resultados das emissões de gases e parâmetros físico-químicos da água foram tratados estatisticamente no software R® e apresentaram correlação negativa significativa ($p < 0.05$) para temperatura ($r^2 = 0.83$) e oxigênio dissolvido ($r^2 = 0.65$) em relação a emissões de metano. O nitrogênio total foi o único parâmetro que apresentou correlação positiva ($r^2 = 0.6$) para emissões de CH₄. Os resultados mostraram maiores emissões no período de transição entre seco e chuvoso e influência da temperatura da coluna d'água superficial nas emissões de CH₄.

Palavras-chave: Emissão de metano; gases de efeito estufa; sazonalidade; reservatórios urbanos.

Introdução

Zonas alagadas artificiais são todas as zonas úmidas provenientes de atividades antrópicas de forma organizada como piscicultura ou campos de arroz, ou desorganizadas como as zonas alagadas ao redor de reservatórios, represamentos de rios ou de depressões provocadas pela escavação do solo para a construção de estradas (Junk et al. 2014). São locais de intenso processamento de carbono (C) e com influência substancial no armazenamento global do mesmo, além de serem consideradas como a maior fonte natural de emissão de CH₄ do planeta (M., Sauniois, et al., 2016, ESDD; Poulter B et al., 2016).

Embora o CH₄ não seja o gás de efeito estufa (GEE) mais abundante na atmosfera terrestre, seu potencial de aquecimento global é muito maior do que de CO₂. Estima-se que em um horizonte de 100 anos seu potencial de aquecimento será 28 vezes maior que o dióxido de carbono, aumentando, portanto, sua contribuição para o aquecimento global que atualmente é de pelo menos 20% do total dos GEE. Desde 1850, a concentração de CO₂ aumentou aproximadamente 140% e de CH₄ 259% globalmente, tornando-se um ponto estratégico para a comunidade científica entender os processos envolvidos na formação e emissão destes gases (Sauniois et al. 2016, IPCC 2014 5AR).

Conhecer melhor os fatores que governam a dinâmica das emissões de GEE destes corpos hídricos auxiliará no embasamento de decisões que os envolvem, como políticas de saneamento,

hídricas, energéticas e climáticas (Saunois et al. 2016, ESSD, Quéré et al. 2018). Os períodos de maior incidência de precipitações e períodos de estiagem podem influenciar a dinâmica e composição dos reservatórios, sendo, portanto, de extrema importância investigar se existe influência da sazonalidade nas emissões de GEE ao longo dos períodos hidrológicos em escala temporal. Permeando as incertezas dos fatores que controlam as emissões de GEE em reservatórios urbanos, o presente estudo tem por objetivo investigar a influência da sazonalidade e parâmetros físico-químicos nas emissões de CH₄ no reservatório Guarapiranga-SP.

Material e Métodos

A Figura 1 apresenta a área de estudo com a distribuição espacial das estações de coleta no reservatório Guarapiranga (SP). Na Tabela 1 é possível observar a identificação, georreferenciamento e características ambientais das estações estudadas.

As atividades de coleta e seus respectivos períodos hidrológicos foram executados entre Maio e Dezembro de 2018 (período seco 11/05/18, período de transição 29/8/2018 e período chuvoso 12/12/2018). A determinação dos períodos hidrológicos seguiu a Classificação de Koeppen (Cwa), caracterizado pelo clima tropical de altitude, com predominância de chuvas no verão e períodos mais secos no inverno (Alvares et al. 2014).

Figura 1. Distribuição Espacial das estações de coleta no reservatório urbano Guarapiranga na região metropolitana de São Paulo.

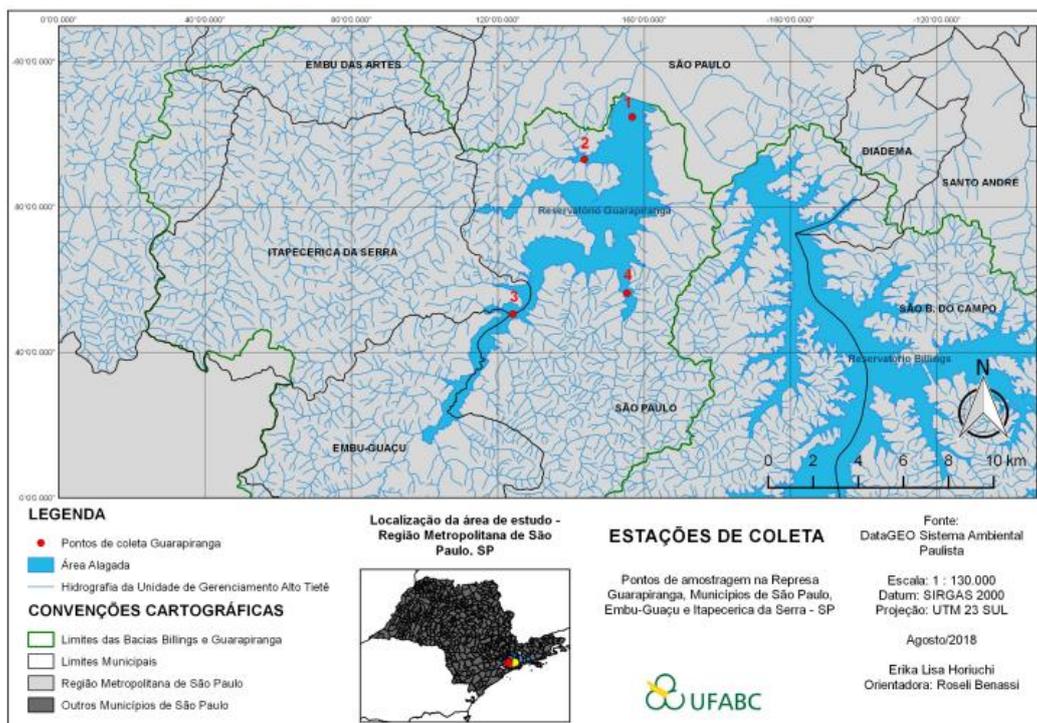


Tabela 1. Identificação, georreferenciamento e características ambientais dos pontos estudados.

| | Estações de coleta | Coordenadas | Características ambientais |
|------------------------------|---------------------------|--------------------------|--|
| Reservatório Guarapiranga | 1-Captação de água | 23°40'49"S 46°43'26"O | Ponto de captação de água |
| | 2-Rivieira | 23°41'56"S 46°44'41"O | Estação com aspecto visual com produção de metano (bolhas eclodindo na superfície da água) |
| | 3-Rodoanel | 23°45'60"S 46°46'33"O | Estação mais preservada ao redor |
| | 4-Parelheiros | 23°45'27"S 46°43'34"O | Estação poluída, aspecto visual e odor que indicam entrada de esgoto doméstico. Transposição do rio Taquacetuba (Billings) |

Os dados das variáveis climáticas foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET na estação Mirante de Santana-SP, que possui maior proximidade geográfica ao reservatório de estudo. Foram coletados dados das chuvas mensais (mm).

Para dados de tempo de residência da água do reservatório foram consultados dados históricos do relatório de qualidade de águas interiores no estado de São Paulo da CETESB de 2017 que auxiliariam nas observações da tendência das movimentações hídricas do reservatório e interpretação dos resultados obtidos.

Para a coleta do CH₄ na interface água-atmosfera foram utilizadas câmaras estáticas para avaliar quantitativamente a emissão de GEE nos reservatórios. A câmara foi montada utilizando um tubo de policloreto de vinil (PVC) de comprimento de 0,15 m, diâmetro nominal de 150 mm (DN 150) e área da seção transversal de 0,016 m². Para impedir a circulação de gases entre a atmosfera e a lâmina de água, o tubo foi tampado com um CAP de mesmo diâmetro e nele foi feito um orifício de aproximadamente 2 mm e acoplada uma válvula conectada a um tubo de polietileno de silicone de 0,10 m de comprimento e diâmetro de 5 mm. Este dispositivo é capaz de mensurar os fluxos totais de CH₄ (difusivo + ebulitivo).

Para a caracterização da água, foram feitas medias *in situ* com o auxílio de sonda multiparamétrica Hydrolab DS5X de temperatura da água (T), pH, oxigênio dissolvido (OD). Para as análises em laboratório, amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn, em profundidades correspondentes à sub-superfície. As variáveis químicas e os métodos utilizados para esta análise encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Variáveis químicas e métodos utilizados para caracterização das amostras da coluna d'água

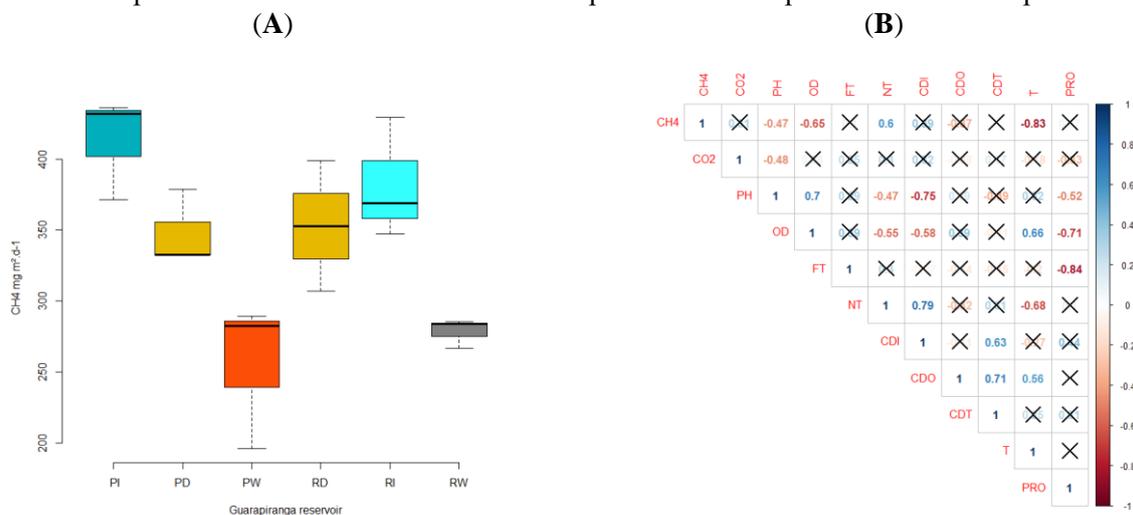
| Parâmetros | Métodos | Referências |
|--------------------------------------|---|-----------------------------|
| Fósforo Total | Espectrométrico Método 4500P B Digestão com Persulfato (A) | APHA (2005) Andersen (1976) |
| Nitrogênio Total | Metodo 4500N C - Digestão com Persulfato Método 4500 Norg - Titulométrico | APHA (2005) |
| Carbono Inorgânico Dissolvido | 5310 B – High Temperature Combustion | APHA (2005) |
| Carbono Orgânico Dissolvido | 5310 B – High Temperature Combustion | APHA (2005) |
| Carbono Total Dissolvido | 5310 B – High Temperature Combustion | APHA (2005) |

Resultados e Discussão

As maiores emissões de CH₄ observadas no reservatório Guarapiranga ocorreram no período de transição (representado pela sigla “T”) entre os períodos seco e chuvoso (Figura 2 A) na estação Parelheiros (413.28 mg m².d⁻¹) seguido da estação Riviera (381.6 mg m².d⁻¹). Os resultados obtidos após análise de correlação de Pearson entre os parâmetros físico químicos da água e as emissões de CH₄ (Figura 2 B) demonstraram que a temperatura ($r^2 = 0.83$) e oxigênio dissolvido ($r^2 = 0.65$) exercem correlação negativa significativa ($p < 0.05$) em relação a emissões de metano. A maior correlação positiva foi com nitrogênio total ($r = 0.6$), enquanto os demais parâmetros (CO₂, fósforo total, nitrogênio total, profundidade e carbono inorgânico dissolvido) apresentaram valores de correlação positiva não significativa em relação às emissões de metano.

Os resultados sugerem que a temperatura e o oxigênio dissolvido exercem maior influência nas emissões de CH₄ em relação aos parâmetros indicativos estudados de poluição. Embora estes parâmetros tenham apontado uma menor influência nas emissões de metano neste estudo, foi possível observar altas concentrações de fósforo total (0,209 mg.L⁻¹), nitrogênio total (4,791 mg.L⁻¹) e carbono orgânico total dissolvido (4,944 mg.L⁻¹), evidenciando a poluição de seus corpos hídricos (Cardoso-Silva et al., 2018). Conquanto a literatura descreva relação positiva entre a metanogênese e a temperatura (Braz, L. et al., 2012), observou-se que as maiores emissões de CH₄ na interface água-atmosfera, assim como as menores temperaturas da superfície d’água (20°C em Parelheiros e 21°C em Riviera) ocorreram durante o período de transição entre seco e chuvoso. A correlação negativa entre temperatura na coluna superficial da água e as emissões de CH₄ sugere que em temperaturas mais baixas o gás metano produzido e aprisionado na coluna d’água próxima ao substrato no período chuvoso é liberado para superfície através circulação vertical da coluna d’água. Este fenômeno também foi observado por De Mello (2015) em condições semelhantes, que diferiu deste estudo ao identificar interferência da estratificação da coluna d’água nas emissões de metano. Os dados divulgados no relatório de qualidade de águas interiores no Estado de São Paulo realizado pela CETESB em 2017 demonstram que o tempo médio mensal de residência da água do reservatório Guarapiranga foi maior no período seco e durante a transição para o chuvoso, sendo Junho o mês com maior tempo de residência (127 dias) e Outubro o menor (84 dias). Dados históricos da CETESB sugerem que o tempo de residência da água do reservatório é um fator relevante nas emissões de CH₄, já que nesses meses o tempo de residência da água aumenta e os volumes dos reservatórios diminuem, favorecendo microrganismos metanogênicos (Domínio Archaea) que degradam macromoléculas em condições anóxicas e produzem metano (UNESCO/IHA-2009). Os dados referentes ao ano e períodos hidrológicos das campanhas realizadas neste estudo devem ser divulgados no segundo semestre de 2019, possibilitando uma análise mais precisa em relação ao comportamento dos dados obtidos.

Figura 2. A) Fluxos de CH₄ no reservatório Guarapiranga. O tamanho do box representa a variação das emissões de CH₄. As faixas horizontais dentro dos boxes representam valores de mediana e as linhas tracejadas o desvio padrão. A identificação das estações de coleta e ciclos hidrológicos são representados pelas siglas: PCPH= Ponto de Campanha + Período Hidrológico, PI=Parelheiros transição, PW=Parelheiros Wet, PD=Parelheiros Dry, RI=Riveira transição, RW=Riviera Wet e RD=Riveira Dry. B) Correlação de Pearson entre os parâmetros analisados. Os dados sobrepostos com “X” possuem valores de $p < 0.05$.



Considerações Finais

O tempo de residência da água no reservatório e a temperatura superficial da coluna d'água observados apresentaram possível interferência nas emissões de CH₄ na superfície água-atmosfera. Os resultados demonstram para uma diferença sazonal nas as emissões de CH₄, que foram maiores no período de transição entre o seco e o chuvoso. Os parâmetros indicativos de poluição analisados não apresentaram correlações significativas com as emissões de CH₄, sugerindo que outros parâmetros não abordados neste estudo podem influenciar nas emissões de metano no reservatório Guarapiranga. A caracterização química do sedimento e os parâmetros físico-químicos da água próximos ao sedimento do reservatório podem auxiliar no entendimento dos processos que governam as emissões de metano.

Agradecimentos

Pelo apoio financeiro da Projeto Fapesp 2017 / 10355-1, suporte técnico e infraestrutura da IB-USP, UNIFESP – Diadema e UNESP - Sorocaba.

Referências Bibliográficas

- ALVARES, C. A. *et al.* 2014. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*. 22:711-728.
- ANDERSEN, JM. 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water. Reserach*. v.10, n. 4, p. 329-331.
- APHA – American Public Health Association (2005). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. Washington .25h edition.
- BRAZ, L. *et al.* 2012. Influence of physicochemical water characteristics in the transport of methane to the atmosphere at rodrigo de freitas lagoon, rj. *Revista Ambiente & Água, SciELO Brasil*, v. 7, n. 3, p. 99–112.
- CARDOSO-SILVA, S., J. C. LÓPEZ-DOVAL, V. MOSCHINI-CARLOS & M. POMPÊO. 2018. Metals and limnological variables in an urban reservoir: compartmentalization and identification of potential impacted areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 (1): 19. doi: 10.1007/s10661-017-6387-3
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2017. Relatório de qualidade de águas interiores no Estado de São Paulo. Série relatórios. v.1. 303 p. Acesso em 20 de Agosto de 2019. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-S%C3%A3o-Paulo-2017.pdf>
- DE MELLO, N. A. S. T. 2015. Mudanças Climáticas como Feedback Positivo para Emissão de Metano (CH₄) por Ecossistemas Aquáticos Tropicais. Tese (Doutorado em Ecologia) - Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Universidade Federal de Minas Gerais.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. 2017. Acesso em 10 de Agosto de 2019. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change*. 2014. Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Geneva, Switzerland. **IPCC**, p. 151, 2014a.
- JUNK WJ, PIEDADE MTF, LOURIVAL R *et al.* 2014. Brazilian *wetlands*: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 24:5–22. doi:10.1002/aqc.2386
- LÓPEZ-DOVAL JC, MONTAGNER CC, DE ALBURQUERQUE AF, MOSCHINI-CARLOS V, UMBUZEIRO G, POMPÊO M. 2017. Nutrients, emerging pollutants and pesticides in a tropical urban reservoir: spatial distributions and risk assessment. *Sci Total Environ* 575:1307–1324
- M., SAUNOIS, *et al.* 2016. The Global Methane budget: 2000–2012, *Earth Syst. Sci. Data Discuss.*, 8, 1-54, <http://dx.doi.org/10.5194/essd-8-1-2016>
- POULTER, B., BOUSQUET, P., CANADELL, J. G., CIAS, P., PEREGON, A., SAUNOIS, M., *et al.* 2017. Global wetland contribution to 2000-2012 atmospheric methane growth rate dynamics. *Environmental Research Letters*, 12(9), 094013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8391>
- QUÉRÉ, CORINNE LE, ROBBIE M. ANDREW, PIERRE FRIEDLINGSTEIN, STEPHEN SITCH, JUDITH HAUCK, JULIA PONGRATZ, PENELOPE A. PICKERS, *et al.* 2018. “Global Carbon Budget 2018.” *Earth System Science Data* 10 (4): 2141–94. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018>.



UNESCO-IHA. 2009. The UNESCO-IHA measurement specification guidance for evaluating the GHG status of man-made freshwater reservoirs. IHP/GHG-WG/5, 15. Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0018/001831/183167e.pdf>. Acesso em :Julho 2018

Alterações físicas e de habitats em riachos de cabeceira próximos de cultivos da cana-de-açúcar

^aFrança, M. V.; ^bFerreira, M.S.; ^bCunha, D. G. F.; ^cSmith, W.S.; ^dTaniwaki, R. H.

^aviniciusila16@outlook.com

^{a,d}Universidade Federal do ABC; ^bUniversidade de São Paulo; ^cUniversidade Paulista

Resumo

O crescimento desordenado da agricultura convencional no Brasil vem afetando ambientes naturais de diversas formas. A falta de planejamento, medidas de controle e manejo adequados dessas áreas podem gerar impactos futuros, por conta do uso de herbicidas, pesticidas e fertilizantes aplicados durante o desenvolvimento do vegetal no período de plantio e pós-plantio. Um dos ambientes afetados são os riachos tropicais de cabeceira, que estão próximos de monoculturas. A cultura mais crescente no Estado de São Paulo é a cana-de-açúcar. Com o aumento dessa monocultura, algumas mudanças nas características químicas, físicas e biológicas de riachos podem ser afetadas. Portanto, é extremamente importante avaliar as mudanças físicas em riachos de cabeceira que estão próximas de monoculturas (cana-de-açúcar), pois 60% desses cursos hídricos drenam água para cursos d'água de ordens maiores. Os resultados deste estudo demonstraram que os riachos de primeira ordem apresentam condições de degradação, principalmente aqueles que estão próximo do cultivo de cana-de-açúcar, diferentemente dos riachos que estão próximo de florestas, que apresentam condições naturais.

Palavras-chave: Características físicas; funcionamento do ecossistema; riachos.

Introdução

Os ecossistemas aquáticos têm sido transformados de maneira significativa devido a constantes impactos ambientais advindos de atividades antrópicas, tais como: mineração, retificação e desvio do curso natural de rios e riachos, intensificação da agricultura, construção de usinas hidrelétricas, lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação (Callisto & Goulart, 2003; Copatti *et al.*, 2010, Coelho *et al.*, 2011). Um destaque para as monoculturas, sendo a cultura que mais cresce no estado de São Paulo é a da cana-de-açúcar, o cultivo é dominante no estado e maior produtor nacional. A agricultura é uma das atividades que mais causam degradação de riachos no Brasil e o cultivo de cana-de-açúcar representa grande importância nesses impactos (Filoso *et al.*, 2015; Taniwaki *et al.*, 2017a). Conforme as áreas agrícolas aumentam, as áreas protegidas podem diminuir, principalmente florestas próximas de rios, riachos, e lagos, podendo gerar mudanças físicas, químicas e biológicas no ambiente aquático.

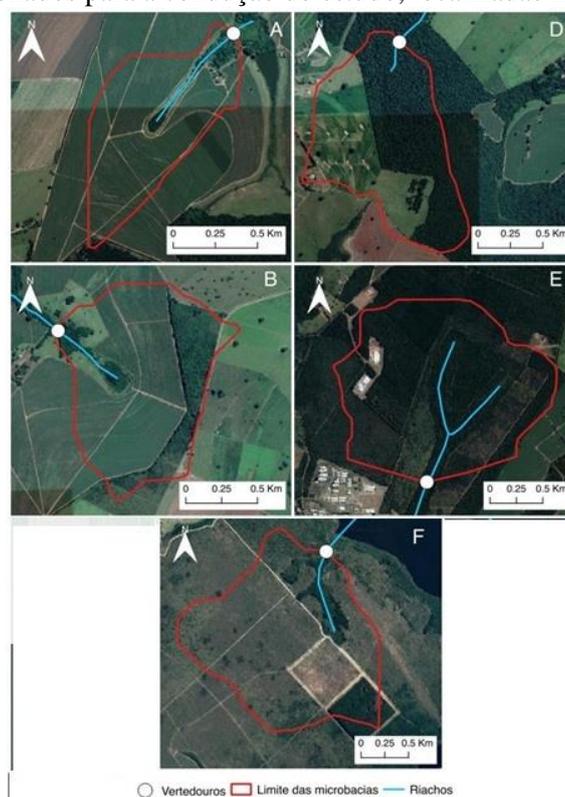
Nesses ambientes, a vegetação ribeirinha é um importante componente na dinâmica e estruturação das áreas de contato entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, representando uma zona de ecótono, sendo crucial na regulação dos ciclos biológicos e biogeoquímicos (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2010). Com isso, estudar a influências do cultivo de cana-de-açúcar nas

características físicas de riachos e da vegetação do entorno tem grande relevância, pois esses ambientes tem importância na estruturação e manutenção de processos que ocorrem em riachos de primeira ordem.

Material e Métodos

O estudo está sendo desenvolvido na cidade de São Carlos-SP em 5 microbacias que drenam riachos de primeira ordem, sendo 3 próximas do cultivo de cana-de-açúcar e 3 próximos de florestas. Para a caracterização física dos riachos, foi aplicado um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats. As condições descritas no protocolo foram averiguadas por somente um observador para atribuir as pontuações determinadas pelo índice. Foram amostrados 100 metros de cada riacho a cada 20 metros com 5 réplicas amostrais. Os resultados obtidos foram analisados calculando a somatória das médias de cada ponto dos riachos a partir da pontuação atribuída a cada parâmetro. O pesquisador Callisto *et al.* (2002) desenvolveu este protocolo a partir da adaptação dos protocolos elaborados pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio EUA (EPA, 1987) e Hannaford *et al.* (1997), onde as pontuações de cada parâmetro são 5, 4, 3, 2 e 0. As pontuações finais ponderam o nível de preservação das condições ecológicas dos trechos estudados, sendo: 0-40 caracterizado como “impactados”; 41-60 “alterados”; e acima de 61 “naturais”.

Figura 1. Riachos selecionados para a condução do estudo, localizadas no município de São Carlos.



Resultados e Discussão

Os resultados obtidos estão expressos na Tabela 1. A partir disso foi aplicado a Análise de Componentes Principais (ACP) (Figura 1) para evidenciar se existe semelhança, ou distinção entre os riachos e quais parâmetros foram mais relevantes em cada um deles.

Segundo os resultados do protocolo, os riachos de primeira ordem próximos de cana-de-açúcar apresentaram condições que os caracterizam em locais impactados, diferentemente das áreas florestadas que estão com suas condições classificadas como naturais, de acordo com o índice aplicado.

Tabela 1. Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats, dados obtidos em 2018.

| | Parâmetros | Cana 1 | Cana 2 | Floresta 1 | Floresta 2 | Floresta 3 |
|----|--|-------------|-------------|-------------|-------------|------------|
| 1 | Tipo de ocupação das margens do corpo d'água | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 |
| 2 | Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito | 1,2 | 1,6 | 4 | 4 | 4 |
| 3 | Alterações antrópicas | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| 4 | Cobertura vegetal no leito | 0 | 0 | 4 | 4 | 4 |
| 5 | Odor da água | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| 6 | Oleosidade da água | 4 | 4 | 3,6 | 2,8 | 4 |
| 7 | Transparência da água | 3,6 | 2,8 | 3,2 | 2,8 | 3,6 |
| 8 | Odor do sedimento | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| 9 | Oleosidade de fundo | 4 | 4 | 4 | 2,8 | 4 |
| 10 | Tipo de fundo | 2 | 2,4 | 2,4 | 2 | 2 |
| 11 | Tipo de fundo (%) | 0 | 1,6 | 5 | 3 | 3,4 |
| 12 | Extensão de rápidos | 2 | 2,2 | 3 | 2,4 | 2,2 |
| 13 | Frequência de rápidos | 0 | 2,4 | 5 | 2,6 | 3,4 |
| 14 | Tipos de substrato | 0 | 3 | 5 | 0 | 0,4 |
| 15 | Depósitos de lama | 0 | 3 | 4,2 | 5 | 5 |
| 16 | Depósitos sedimentares | 0 | 2 | 4,2 | 3,8 | 3 |
| 17 | Alteração no canal do rio | 0 | 1,6 | 5 | 5 | 5 |
| 18 | Características do fluxo das águas | 2 | 2 | 3,8 | 4,6 | 4,6 |
| 19 | Presença de mata ciliar | 0 | 0 | 5 | 5 | 4,6 |
| 20 | Estabilidade das margens | 3 | 2 | 5 | 5 | 5 |
| 21 | Extensão de mata ciliar | 2 | 1,2 | 5 | 5 | 3 |
| 22 | Presença de plantas aquáticas | 0 | 0 | 3,8 | 4,6 | 2,8 |
| | Pontuação total | 37,8 | 49,8 | 91,2 | 80,4 | 80 |

A variação explicada no primeiro eixo da ACP foi de 80%, representando a distinção entre os riachos de estudo, sendo os que estão próximos de atividade canavieira integralmente distinta dos florestados. Os parâmetros que mais destacam essa diferença foram às características 14 e 19 do protocolo que representam o tipo de sedimento e presença da mata ciliar, influenciando a estrutura física de riachos de cabeceira.



Referências Bibliográficas

- CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M. D. C.; PETRUCIO, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v.14, n. 1, p. 91-98.
- COELHO, R.C.T.P.; BUFFON, I. & GUERRA, T. 2011. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Ambiente e Água**, 6(1): 104-117.
- COPATTI, C.E.; SCHIRMER, F.G. & MACHADO, J.V.V. 2010. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. **Revista Perspectiva**, 34: 79-91.
- EPA - Environmental Protection Agency. Biological criteria for the protection of aquatic life. Columbus: **Division of Water Quality Monitoring and Assessment**, v. 1-3, 1987.
- GOULART, M. & CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, no 1.
- HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T.; RESH, V. H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 4, p. 853-860, 1997.
- FILOSO, S., DO CARMO, J.B., MARDEGAN, S.F., MACHADO LINS, S.R., GOMES, T.F., MARTINELLI, L.A. 2015. Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. **Renew. Sustain. Energy Rev.** 52, 1847–1856. doi:10.1016/j.rser.2015.08.01.
- TANIWAKI, R.H.; CASSIANO, C.C.; FILOSO, S.; FERRAZ, S.F.B.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A. 2017a. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **Science of the total environment**, v. 584, p. 339-347.
- TUNDISI; J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. 2010. Ciência, tecnologia, inovação e recursos hídricos: oportunidades para o futuro. In: Bicudo, C. E. M.; Tundisi, J. G.; Scheuentsul, M. C. (Org.). *Águas do Brasil: análises estratégicas*. São Paulo: **Academia Brasileira de Ciências; Instituto Botânica**, p. 179-197.

Avaliação espaço-temporal do índice de estado trófico (IET) do Reservatório Billings (São Paulo-SP)

^aAndrade, N.; ^bCosta, D. O.; ^bJesus, T. A.; ^bHanisch, W. S.; ^bCoelho, L. H. G.; ^bDomingues, M. R.; ^bBenassi, R. F.

^anp.andrade@outlook.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

O uso do solo e o regime hídrico de determinada bacia hidrográfica são fatores de grande influência na qualidade das águas de um corpo hídrico. O presente estudo apresenta uma avaliação da qualidade da água da Represa Billings - SP com base no Índice de Estado Trófico- IET calculado para concentrações de fósforo. Os resultados foram obtidos com base nas análises em laboratório e pela equação proposta por Lamparelli (2004) e classificada pela CETESB. Foram realizadas duas amostragens, sendo uma no período chuvoso com 239,6 mm acumulados no mês e outra no período de estiagem com apenas 10,8 mm de precipitação no mês. Foram contempladas quatro Estações de coleta distintas da represa. As maiores concentrações de fósforo total foram obtidas na Estação 1 – Barragem tendo IET de 69,5 no período seco e 73,7 no chuvoso, caracterizando o estado hipereutrófico e isso pode ser explicado pela transposição do Rio Pinheiros. Ao se tornar um receptor final de esgoto não tratado com grandes quantidades de nutrientes, evidencia-se a necessidade do tratamento do esgoto ali gerado.

Palavras-chave: Billings; eutrofização; índice de estado trófico; qualidade de água.

Introdução

Com o crescimento populacional desordenado e o avanço do uso insustentável do solo, as atividades humanas cada vez mais poluem os corpos d'água. Nos efluentes domésticos, por exemplo, há grandes quantidades de fósforo, nitrogênio e potássio (assim como em produtos químicos agrícolas), causando assim, ao ser disposto no curso d'água, o efeito de eutrofização (MACEDO; TAVARES, 2018). A eutrofização caracteriza-se pelo aumento de comunidades de algas e plantas aquáticas devido ao acréscimo considerável nos níveis de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio. Seus principais efeitos são entre eles: maus odores, perda da biodiversidade aquática, redução na navegação e capacidade de transporte, contaminação da água destinada ao abastecimento público (ANA, 2009). A represa Billings se enquadra neste cenário e devido às suas margens estarem ocupadas, recebe grande quantidade de carga poluidora, necessitando uma avaliação do IET da região para tomada de decisão para proteção do manancial.

O IET é um índice que mede o nível de trofia de determinado curso hídrico com base no enriquecimento de nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio) e no crescimento de algas e plantas aquáticas. (CETESB, 2017). No caso deste estudo, é de grande importância para avaliar a qualidade das águas de um reservatório utilizado para o abastecimento de uma grande população.

A represa Billings é um dos maiores reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Apenas alguns trechos da represa são utilizados para abastecimento de água potável pela Sabesp. O reservatório abastece mais 1,6 milhão de pessoas na RMSP com 5,5 mil litros por segundo (SABESP 2019, online).

A partir deste fato, o presente trabalho dedicou-se a fazer uma avaliação espaço-temporal dos níveis de fósforo, que é um dos parâmetros que compõe o IET (Índice de Estado Trófico) a fim de verificar se há grande variação espaço-temporal no grau de trofia do reservatório.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

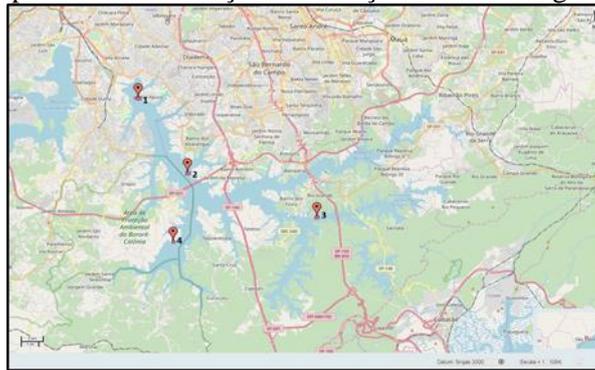
A represa Billings situa-se a Sudeste da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Faz limite, a Oeste, com a bacia hidrográfica da represa Guarapiranga e, ao Sul, com a serra do Mar. Sua área de drenagem abrange integralmente o município de Rio Grande da Serra e parcialmente os municípios de Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo. Está inserida na bacia do Alto Tietê, tem como área da sub-bacia 582,8 km², profundidade média de 10 metros, área do espelho d'água de 127 km² (SABESP, 2019).

Periodicidade e amostragem

De modo a acompanhar as variações do ciclo hidrológico, foram realizadas duas amostragens sendo uma no período de estiagem no mês de Maio de 2018 e outra no período chuvoso em Março de 2019. A tabela 1 relaciona a localização das Estações com suas características ambientais. A figura 1 demarca as Estações em relação ao reservatório.

Tabela 1. Localização geográfica e características ambientais das estações de amostragens no reservatório Billings.

| | Estações de coleta | Coordenadas | Características ambientais |
|-----------------------|-------------------------|------------------------------|---|
| Reservatório Billings | 1. Usina de Pedreira | 23°42'51" S 46°39'57" O | Estação que recebe a transposição do rio Pinheiros |
| | 2. Corpo Central (Bill) | 23°46'21" S 46°37'37" O | Estação central do reservatório |
| | 3. Rio Pequeno | 23° 48'24" S 46° 31'32" O | Estação mais preservada |
| | 4. Taquacetuba | 23°49'33" S 46° 38'18" O | Estação poluída, aspecto visual e odor que indicam entrada de esgoto doméstico. |

Figura 1. Mapa com a distribuição das estações de amostragem consolidadas

Fonte: DataGEO Sistema Ambiental Paulista.

As coletas das amostras de água do reservatório foram feitas com garrafa de Van Dorn, em profundidade correspondente à subsuperfície da coluna d'água. Para análise de fósforo total, utilizou-se o método gravimétrico (métodos 2540D e 2540E) presente em APHA, 2005. Embora o cálculo do IET seja frequentemente utilizado para caracterização dos níveis de trofia através das concentrações de fósforo e clorofila-*a*, o presente estudo possuiu uma limitação devido a basear-se nos níveis de fósforo, apenas.

Índice de estado trófico

O IET (Índice de Estado Trófico) classifica o nível de trofia do corpo hídrico, que indica a qualidade da água considerando a concentração de nutrientes e o crescimento excessivo de algas e macrófitas. O IET determinado nesse estudo foi de acordo com os resultados das concentrações de fósforo total (pt) seguindo a equação (1) para reservatórios (Lamparelli, 2004).

$$IET(pt) = 10 \times 6 - \frac{1,77 - 0,42 \times \ln pt}{\ln 2} \quad (1)$$

Onde: IET(pt)= Índice de estado trófico referente ao fósforo; pt = Concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Os limites de trofia serão classificados seguindo a tabela a seguir:

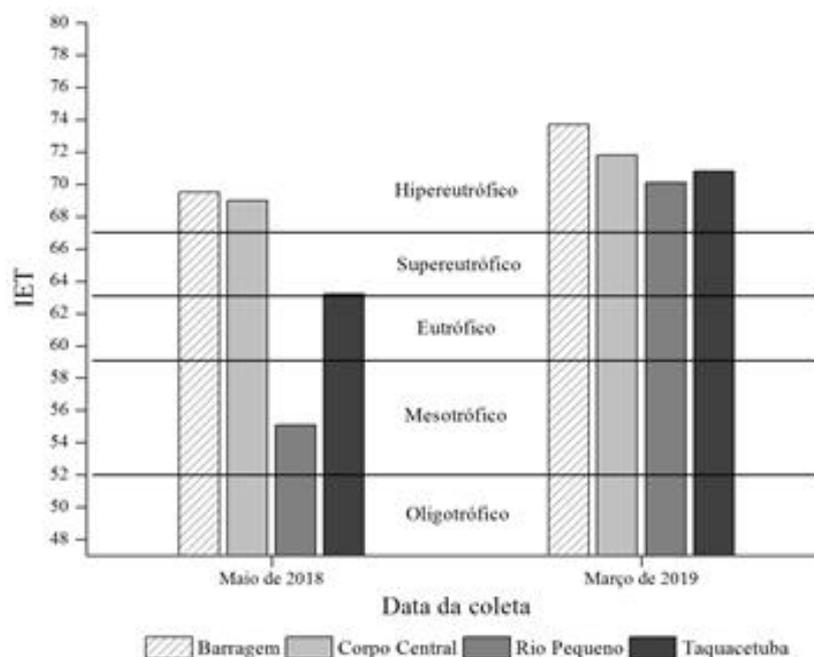
Tabela 2. Classificação do Estado Trófico em Reservatórios segundo Lamparelli, 2004.

| Classificação do Estado Trófico - Reservatórios | | |
|---|--------------------|------------------------------------|
| Categoria (Estado Trófico) | Ponderação | P-Total - P (mg.m^{-3}) |
| Ultraoligotrófico | $IET \leq 47$ | $P \leq 8$ |
| Oligotrófico | $47 < IET \leq 52$ | $8 < P \leq 19$ |
| Mesotrófico | $52 < IET \leq 59$ | $19 < P \leq 52$ |
| Eutrófico | $59 < IET \leq 63$ | $52 < P \leq 120$ |
| Supereutrófico | $63 < IET \leq 67$ | $120 < P \leq 233$ |
| Hipereutrófico | $IET > 67$ | $233 < P$ |

Resultados e Discussão

A Estação 1 – Barragem em ambas as amostragens apresentou IET mais elevado (69,5 em Maio/18 e 73,7 em Mar/19), caracterizando-a no estado hipereutrófico. Este fato pode ser explicado devido a transposição do Rio Pinheiros. A estação 2 – Corpo Central aparece em seguida com um elevado valor de IET (69 em Maio/18 e 71,8 em Mar/19), também caracterizada no estado hipereutrófico, a região situa-se na área mais central do reservatório. A Estação 4- Taquacetuba é a terceira com o índice IET elevado (63,2 em Maio/18 e 70,8 em Março/19), caracterizada pelo mau odor e aspecto visual poluído, a região indica que ali deve haver forte despejo de esgoto doméstico. A Estação que possui a melhor qualidade de água é a estação 3 – Rio Pequeno com IET de 55,1 em Maio/18 e 70,1 em Mar/19, enquadrada no estado mesotrófico em Maio/18 e hipereutrófico no período chuvoso, a região é a mais preservada dentre as outras. De acordo com os resultados é possível observar que as estações sofreram aumento nos valores de IET durante o período de estudo. Isso pode ser explicado pelo fato de que a partir da primavera há um aumento na temperatura da água, maior disponibilidade de nutrientes e condições propícias de penetração de luz na água (FIA, 2014), além do fato de que a CETESB realiza o bombeamento do Rio Pinheiros para a represa Billings com mais intensidade principalmente no período chuvoso, em que a estação 1- Barragem é a mais afetada. O gráfico 1 compara os dois períodos de amostragem e suas respectivas estações em relação aos limites do Índice de Estado Trófico (IET).

Gráfico 1. Períodos de amostragem e suas estações em relação aos limites do Índice de Estado Trófico (IET).



Considerações Finais

Os níveis de IET de Lamparelli (2004), em relação à Billings caracterizaram-se, no período de estudo, nas categorias extremas (Hipereutrófico). Isso se deve devido ao adensamento populacional descontrolado às margens da represa e falta de investimento em tecnologias que reduzam as cargas poluidoras que são despejadas ao reservatório. A eutrofização na represa Billings é realidade em todas as estações de coleta, variando em níveis de criticidade, evidenciando que mesmo em escala espaço-temporal a situação exige monitoramento e tomada de ações corretivas, já que houve variação nos níveis de IET também por fatores da estação do ano. O Índice de Estado Trófico de Lamparelli (2004) mostrou-se eficiente na caracterização dos níveis de trofia do reservatório devido a considerar níveis de fósforo total, que evidencia o potencial de eutrofização, já que é agente causador do fenômeno.

Por fim, o constante monitoramento dos corpos hídricos, assim como as revisões dos métodos de avaliação da qualidade da água são necessários para a tomada de decisão para fins de conservação e redução de gastos em tratamento de água. Sendo assim, métodos como o IET devem atuar em conjunto com outros indicadores de qualidade para que haja precisão no monitoramento da qualidade das águas. Como trabalho futuro o presente estudo sugere a realização da mesma avaliação contemplando todas as estações do ano, assim como checar o comportamento de fósforo e clorofila-*a*, para assim, realizar o cálculo de IET munido de seus principais parâmetros.

Agradecimentos

Agradecemos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) por fomentar o projeto nº processo 2017/10355-1 e pela bolsa DTI processo nº 2018/20417-7. À Universidade Federal do ABC (UFABC) e Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP) por toda a infraestrutura e corpo técnico da Central Multiusuário.

Referências Bibliográficas

APHA – American Public Health Association (2005). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 25h edition. Washington.

CETESB (2017) – Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2017; Apêndice D. São Paulo: CETESB, 2017. (Série Relatórios)

LAMPARELLI, M. C. – Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo : USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

MACEDO, Carla Fernandes; SIPAÚBA-TAVARES, Lúcia Helena. Eutrophication and water quality in pisciculture: consequences and recommendations. Boletim do Instituto de Pesca, [S.l.], v. 36, n. 2, p. 149 - 163, nov. 2018. ISSN 1678-2305.



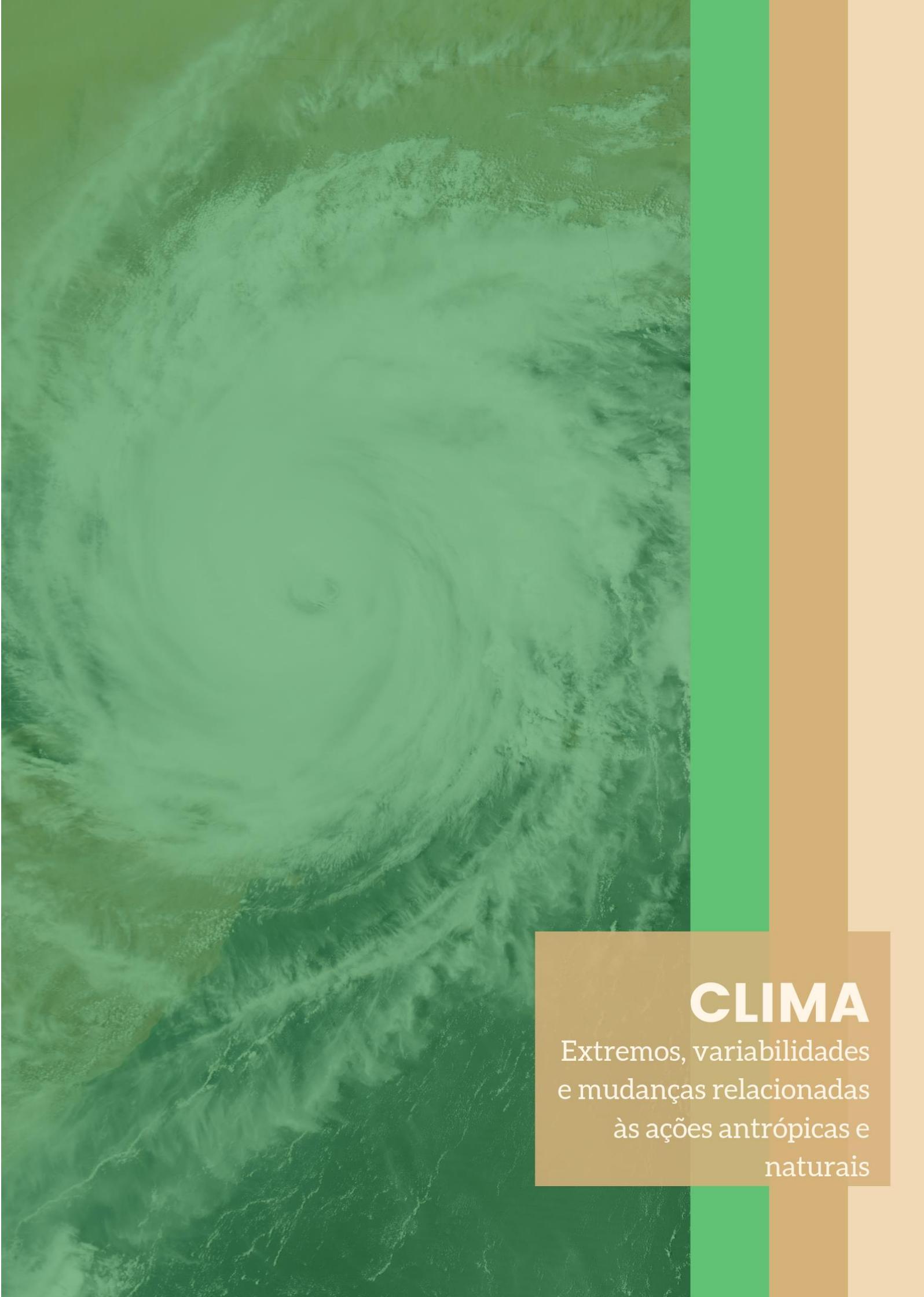
MENEZES, Luciana C.B; GARGIULO, José Ricardo B.C; JÚNIOR, Adalberto José M. Qualidade da água em locais de pesca artesanal no complexo Billings, São Paulo. Revista Bioikos, v. 30, n. 1 (2016).

SABESP (2019) - Situação dos Mananciais. Acesso em 12 de julho de 2019, disponível em <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=31>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS- ANA. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. Acesso em 12 de julho de 2019, disponível em <http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/IET.pdf>

FIA, Ronaldo *et al.* Qualidade de água de um ecossistema lótico urbano. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 20, nº 1 (2015). Porto Alegre.

CARDOSO-SILVA, Sheila *et al.* Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings.. Revista Bioikos, v. 28, nº. 1 (2014).



CLIMA

Extremos, variabilidades
e mudanças relacionadas
às ações antrópicas e
naturais

Desenvolvimento de uma ferramenta computacional em Java para visualização de dados climáticos binários em SIG

^aMajor, L. V. L.; ^bAsano Junior, R.; ^bValverde, M. C.; ^bMotta, J. G.; ^bAsano, P. T. L.

^alucas.major@aluno.ufabc.edu.br

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

O trabalho teve como objetivo desenvolver uma ferramenta em linguagem Java chamada de DataAnalyse, para leitura de arquivos binários (bin, grb e netcdf) provenientes de saídas de modelos climáticos, e de dados observados, interpolados para pontos de grade. A ferramenta realiza a leitura do arquivo binário e converte os dados em formatos txt, xlxs e csv, georeferenciados, possibilitando a sua posterior leitura em *softwares* de Sistema de Informação Geográfica (SIG). A ferramenta também, delimita áreas, seleciona variáveis e realiza cálculos estatísticos (médias, desvio padrão, mediana, etc.). Como resultado se apresentam dois exemplos da utilização do DataAnalyse, uma para os dados de chuva derivados do CHIRPS (*Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data*) e outra para os dados climáticos de Reanálises do ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*). A ferramenta será de grande auxílio para o uso de dados climáticos em formatos binários, possibilitando a leitura desses em SIG, e a integração com outras variáveis ambientais.

Palavras-chave: Linguagem Java; dados climáticos; sistemas de informação geográfica.

Introdução

Estudos climáticos aplicados a sistemas ambientais, frequentemente utilizam dados derivados de modelos climáticos, devido a estes dados apresentarem, diversas variáveis atmosféricas, séries completas, uma cobertura espacial de todo o globo e períodos de no mínimo 30 anos. Diferentemente, dados observados *in situ* comumente apresentam muitas falhas, um número de variáveis limitadas e não possuem uma boa cobertura espacial.

O tipo mais comum de dados climáticos derivados de modelos é chamado de Reanálises, e pode ser utilizado satisfatoriamente quando não se tem informação observada de qualidade (Valverde & Marengo, 2010; Lima *et al.*, 2018). A Reanálises é construída com base em observações meteorológicas em superfície e estimativas de satélites meteorológicos, como dados de entrada para modelos numéricos com a finalidade de simular as condições atmosféricas sobre a superfície terrestre, sendo estas organizadas em pontos de grade uniformemente espaçadas em intervalos específicos de latitude e longitude sobre o globo, e para diferentes níveis de altitude na atmosfera (Kanamitsu, *et al.*, 2002; Dee *et al.*, 2011).

Dados de modelos climáticos, como os da Reanálises, armazenam suas saídas em formatos binários (*grb*, *bin* e *netcdf*), isso por que geram uma grande quantidade de variáveis atmosféricas (aproximadamente 21 variáveis) em escalas temporais de horas e para uma área espacial que abrange todo o planeta. Formatos binários possibilitam compactar os dados, e conseqüentemente é

possível minimizar o espaço físico do disco para armazenamento. Os *softwares* mais amplamente utilizado para a leitura e visualização desses dados no espaço e no tempo é o *Grid Analysis and Display System* (GrADS) desenvolvido pelo Programa de Pesquisa de Sistemas Avançados de Informação da NASA (Dotty & Kinter, 1993), e o *Climate Data Operators*¹ (CDO) desenvolvido pelo Instituto Max Planck da Alemanha. O GrADS e o CDO são *softwares* amigáveis, mas a sua utilização fica restrita quando é necessário utilizar os dados climáticos conjuntamente com outro tipo de dados ambientais, como, por exemplo, áreas de cobertura de tipos de vegetação, arquivos de modelos de elevação digital, limites digitais de bacias hidrográficas e drenagem, entre outros, impossibilitando assim a integração de informações. Por outro lado, *softwares* de SIG surgem para possibilitar a manipulação e integração de uma ampla gama de dados ambientais georreferenciados, dentre eles os dados climáticos.

Nesse contexto, o presente trabalho teve o objetivo de desenvolver uma ferramenta computacional em linguagem Java² que possibilitasse a leitura de arquivos derivados de modelos climáticos em formatos binários e a posterior transformação desses dados em arquivos georreferenciados em formato texto (txt), xlsx, csv, para serem lidos e visualizados em *softwares* de SIG. A ferramenta possibilita que usuários de outras áreas, além da climática, utilizem os dados binários, e possam integrar estes com qualquer outro conjunto de dados ambientais, uma vez que os *softwares* exclusivamente climáticos só podem ler formatos binários.

Material e Métodos

Para o desenvolvimento da ferramenta foi utilizada a linguagem de programação Java, a qual é uma linguagem orientada a objetos que começou a ser criada em 1991, na Sun Microsystem. A programação foi desenvolvida em Java 8 na plataforma *NetBeans*³ em um computador equipado com processador *Intel Core 2 Duo* com 2 Gb de memória RAM e sistema operacional *Ubuntu*⁴. Os dados de modelos climáticos em formato binário que foram utilizados para a aplicação são provenientes do *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS). Esses dados foram gerados pelo Grupo de Cientistas de Risco Climático do Instituto Geológico e do Centro de Observação da Terra dos Estados Unidos, e é resultado da combinação de dados de chuva derivados de satélite *The Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM) e dados de estações pluviométricas (Funk *et al.*, 2015). Os dados do CHIRPS são disponibilizados em formato *netcdf*

¹ <https://code.mpimet.mpg.de/projects/cdo>

² <https://www.java.com/>

³ <https://netbeans.org>

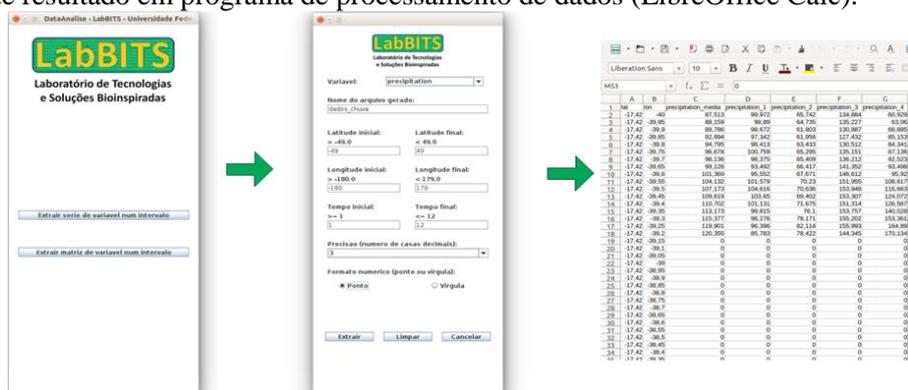
⁴ <https://ubuntu.com/>

(binário) em uma grade espacial com resolução espacial de 5,5 km. Os dados em escala mensal foram obtidos do site⁵ do CHIRPS, para todo o globo e para o período de 1961-1990. Também, foram utilizados dados de intensidade de vento proveniente da Reanálise climática do ERA-Interim⁶ do ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*), em formato *netcdf* (Dee *et al.*, 2011). Os dados apresentam resolução temporal de 6 horas e resolução espacial aproximada de 13,75 km, para o período de 1979 a 2017, para a altura de 10 m acima do solo. Os dois conjuntos de dados acima mencionados serviram para ilustrar a utilização da ferramenta, leitura de dados binários e a conversão para formatos (xlsx) lidos em SIG, com a posterior integração de outro conjunto de dados ambientais. Não se aprofunda no mérito de comparação de técnicas de interpolação ou cálculo de erros.

Resultados e Discussão

O programa desenvolvido possui uma interface gráfica (GUI) para possibilitar ao usuário a leitura e extração dos dados em arquivos informados pelo usuário em cada execução. A Figura 1 mostra a interface da ferramenta com as especificações de leitura de arquivos em formato binário, opções de seleção de variáveis, opções para especificar a área selecionada, e para o intervalo de tempo desejado. O resultado dessa leitura é a transformação para arquivos em formatos: txt, csv, xlsx, georeferenciados que podem ser lidos em programas de processamento de dados (Excel, LibreOffice Calc, etc.), e em *softwares* de Sistemas de Informação Geográfica, tais como o ArcGIS ou QGIS, entre outros.

Figura 1. Telas do módulo da ferramenta DataAnalyse para a leitura dos dados em formatos binários e representação de resultado em programa de processamento de dados (LibreOffice Calc).



A ferramenta desenvolvida, cujo registro de patente está pendente, faz parte da plataforma de ferramentas de inteligência artificial e otimização desenvolvida pelo Laboratório de Tecnologia e

⁵ https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/UCSB-CHG_CHIRPS_DAILY

⁶ <https://apps.ecmwf.int/datasets/data/interim-full-daily/levtype=sfc/>

Soluções Bioinspiradas (LabBITS) da Universidade Federal do ABC (UFABC) e que é aplicada para a resolução de problemas de planejamento energéticos e do sistema elétrico de potência. Uma aplicação da ferramenta foi realizada com dados mensais de chuva derivados do CHIRPS para o período de 1961-1990 e com uma abrangência espacial de todo o globo. A Figura 2a, mostra esses dados, para o mês de janeiro, e para todo o globo, através da utilização do *software* GrADS. Assim, observa-se a distribuição espacial da chuva, onde especificamente sobre o centro da América do Sul e a região do sudeste do Brasil se observam as maiores intensidades. O interesse da utilização dos dados do CHIRPS era poder utilizá-los em estudos hidroclimatológicos para bacias urbanas, para o qual seria necessário fazer um recorte, para área de interesse, e integrar esses dados com arquivos georreferenciados de bacias hidrográficas. Como o GrADS não possibilita a integração dessas informações, foi utilizado o DataAnalyse. Assim, a ferramenta fez a leitura do arquivo CHIRPS em seu formato original *netcdf*, e fez o recorte para a área de estudo selecionada, que é a região do ABC Paulista, localizada no setor sudeste da Região Metropolitana de São Paulo, gerando os arquivos em formato txt e diferenciando a série temporal, que nesse caso foi mensal. Obtidas as informações em formato txt e estando georreferenciadas ponto a ponto de acordo com a resolução espacial do dado original, foram importadas para uma planilha Excel, o que possibilitou a leitura no aplicativo ArcMAP do ArcGIS. A Figura 2b mostra o mapa da distribuição espacial da chuva para a região do estudo utilizando o GrADS. A Figura 3a mostra o mesmo mapa da distribuição espacial da chuva mensal gerado no ArcMAP, utilizando o recorte realizado pelo DataAnalyse. O ArcMAP utiliza o método *kriging* de interpolação implementada no ArcMAP para a espacialização.

Figura 2. Distribuição espacial da chuva derivado dos dados do CHIRPS para o mês de Janeiro e para todo o globo, no período 1961-1990 (a). Recorte da área do ABC Paulista, considerando a média anual e o período de 1961-1990 (b).

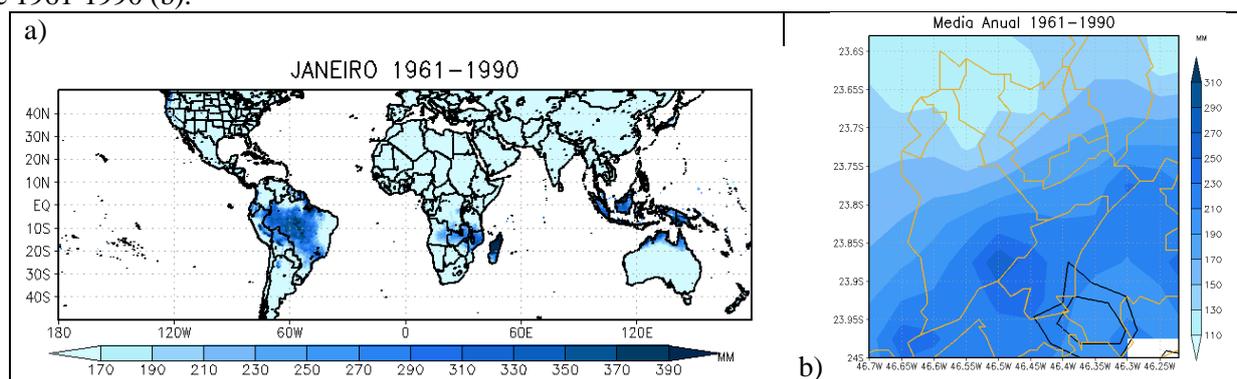
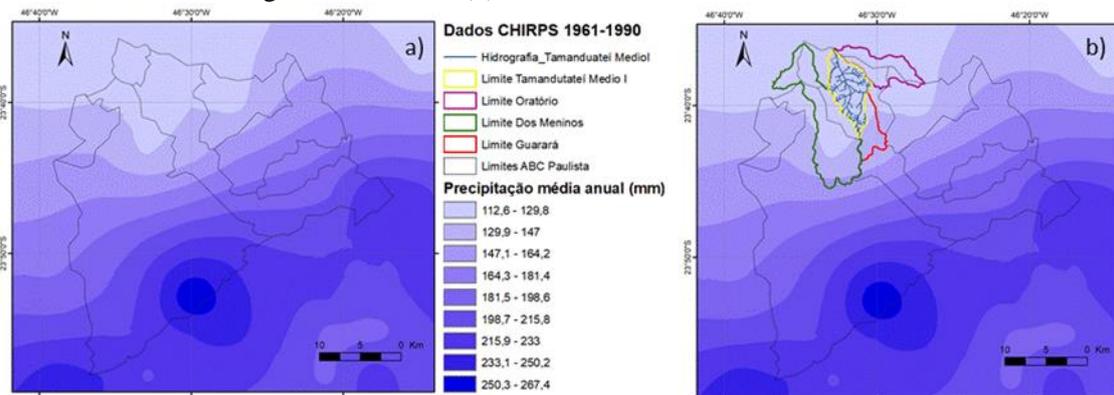


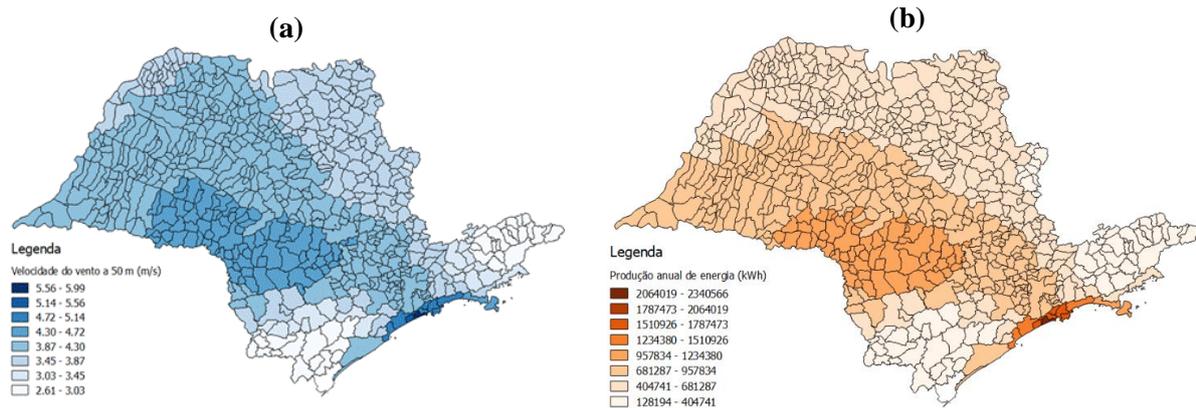
Figura 3. Distribuição espacial da chuva na região do ABC Paulista, para a média anual, período de 1961-1990, derivados dos dados do CHIRP, gerado com o ArcMAP (a) e o mapa que integra os arquivos referenciados de bacias hidrográficas urbanas (b).



Para verificar se a ferramenta DataAnálise fez o recorte correto da área selecionada, comparam-se as Figuras 2b e 3a, e percebe-se, que em ambas figuras o padrão espacial da chuva é semelhante. Algumas diferenças são observadas, devido à escala de intensidades, e ao método de interpolação que cada um dos *softwares* utiliza para espacializar a chuva. Na figura 3b observam-se a integração dos limites de 4 sub-bacias urbanas (Oratório, Guarará, dos Meninos e Tamanduateí médio I) no ABC Paulista, assim como a rede de drenagem, especificamente para a sub-bacia do Tamanduateí médio I, no mapa da distribuição espacial da chuva. Essa integração possibilitará o estudo hidroclimatológico das sub-bacias.

Em outra aplicação do DataAnálise utilizaram-se dados de intensidade de vento proveniente da Reanálise climática do modelo ERA-Interim do ECMWF em formato *netcdf*. O objetivo da utilização desses dados foi determinar áreas propícias à implantação de geradores eólicos. Os dados de vento disponibilizados pelo ECMWF em formato *netcdf* foram recortados com o auxílio da ferramenta para os limites do estado de São Paulo. A Figura 4a representa as velocidades médias a 50 m de altura, de acordo com a divisão política dos municípios do estado de São Paulo. A elaboração desse mapa foi possível graças aos dados obtidos a partir da ferramenta que foram integrados a uma única tabela de atributos relacionada aos limites políticos dos municípios que se associaram a uma velocidade específica. A etapa de espacialização da intensidade do vento na região de estudo foi importante para a caracterização geral do recurso eólico disponível. A Figura 4b mostra o resultado final da espacialização da produção anual de energia para um determinado aerogerador, o qual foi derivado da intensidade do vento à uma altura de 50m. Dessa maneira, é possível identificar os municípios no estado de São Paulo com melhores condições técnicas para receber novos empreendimentos eólicos (Motta *et al.*, 2016).

Figura 4. Velocidade média do vento a 50 m de altura nos municípios do estado de São Paulo (a); Produção anual média de um aerogerador em cada um dos municípios do estado de São Paulo (b).



Considerações Finais

Com o desenvolvimento da ferramenta DataAnálise é possível a manipulação de dados climáticos em formato binário para serem lidos e transformados em formatos que possam ser reconhecidos em *softwares* de SIG. A utilização de um SIG possibilita a integração de diferentes variáveis ambientais com objetivo de visualizar e analisar dados georeferenciados, permitindo ao usuário ter noção gráfica dos dados manipulados. Os exemplos de aplicação aqui mostrados evidenciaram a utilidade do DataAnálise, seja para trabalhar com dados de chuvas junto com bacias hidrográficas ou para processar dados de vento, que poderão servir para conhecer o potencial eólico de uma região. Como o principal atributo do DataAnálise é ler arquivos binários a sua utilização pode-se estender para qualquer outra variável ambiental que apresente este tipo de formato

Agradecimentos

Agradecimentos à Pró-reitoria de Pesquisa e de Graduação da UFABC, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, CAPES, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, projeto número 432423/2016-8.

Referências Bibliográficas

- DOTY, B. AND J.L. KINTER III. 1993. The Grid Analysis and Display System (GrADS): a desktop tool for earth science visualization. American Geophysical Union 1993 Fall Meeting, San Francisco, CA, 6-10 December.
- DEE, D. P., *et al.* 2011. The ERA - Interim reanalysis: Configuration and performance of the data assimilation system” . Quarterly Journal of the royal meteorological society, v. 137, n. 656, p. 553-597.
- KANAMITSU, M; W. EBISUZAKI, J. WOOLLEN, C.K. YANG, J.J. HNILO, M. FIORINO, G. L. POTTER. 2002. NCEP-DOE AMIP-II REANALYSIS (R-2). Bulletin of American Meteorological Society, v. 83, n. 11, p. 1631-1643.
- FUNK, C. *et al.* 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. Sci. Data 2, 150066.



LIMA, G. S. C.; LOPES, E. C.; MOTTA, J. G.; ASANO, R.; VALVERDE, M. C.; SUYAMA, R.; LEITE, P. T. 2018. Sustainable development enhanced in the decision process of electricity generation expansion planning. *Renewable Energy*, v. 123, p. 563-577.

MOTTA, J. G. et al. 2016. Metodologia para caracterização de vento no estado de São Paulo para a implantação de geradores eólicos sob a perspectiva do desenvolvimento sustentável”. In: X Congresso Brasileiro de Planejamento Energético – CBPE. Gramado.

VALVERDE, M. C.; MARENGO, J. 2010. Mudanças na Circulação Atmosférica sobre a América do Sul para cenários futuros de clima projetados pelos modelos globais do IPCC AR4. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 25, p. 125-145.

Diferenças nas variáveis meteorológicas sobre a cidade de Santo André

^aDuarte, K. P. A.; ^bCardoso, A. O.

^akarinaandradeduarte@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

Este trabalho tem por objetivo caracterizar os padrões de variáveis meteorológicas internas ao município de Santo André e destacar as diferenças encontradas entre os pontos estudados em determinado período. Para isso, foram utilizados dados horários de temperatura do ar, umidade relativa, direção e velocidade do vento e precipitação, de estações do SEMASA, no período de 2011 a 2017. Os padrões das variáveis são muito semelhantes para os diferentes pontos, em termos do ciclo sazonal. No entanto, existem algumas diferenças que são ressaltadas pelo ciclo diurno, como foi o caso da estação Camilópolis, que mostrou-se mais quente e menos úmida do que as demais estações. A direção e intensidade do vento é similar em todos os pontos, em termos de frequência, exceto no horário de mudança da direção do vento de noroeste para sudeste, que ocorre mais no início da tarde quanto mais próximo do litoral. As precipitações médias também são similares, sendo apenas observado valores ligeiramente maiores (menores) em janeiro (agosto), no posto localizado mais à oeste (leste).

Palavras-chave: Diferenças locais; Santo André; variáveis meteorológicas.

Introdução

Além da radiação solar, que é a principal fonte de energia do planeta, a interação entre superfície e atmosfera afeta o clima de uma região. Do mesmo modo, o gradiente de temperatura e pressão ocasiona a movimentação de massas de ar, formação de nuvens e precipitação, que por sua vez é influenciada também pela umidade relativa do ar no local (Torres e Machado, 2008). Além disso, o clima também pode ser influenciado por ações antrópicas, de modo que o meio urbano pode adquirir um clima totalmente distinto do clima das áreas rurais circundantes, tornando-se um ambiente propício para a ocorrência do fenômeno de ilha de calor, que aumenta a temperatura local tornando-a mais elevada do que a das regiões periféricas. Neste contexto, a vegetação no meio urbano pode ocasionar um efeito de resfriamento, pois afeta o balanço de radiação da atmosfera, uma vez que a diminuição da temperatura é uma consequência da variação desse balanço (Assis, 2006; Torpalar *et al.*, 2017, Torres e Machado, 2008).

Existem poucos estudos que abordam as condições meteorológicas dominantes na região do ABC Paulista com foco nas diferentes variáveis meteorológicas. Em termos de precipitação, verificam-se diferenças nos padrões de precipitação nos municípios dessa região (Valverde *et al.*, 2018), havendo variabilidade da precipitação diária principalmente entre áreas mais adensadas, com chuvas mais intensas e menos regulares, em relação às áreas com maior vegetação, com precipitação mais distribuída ao longo do ano (Cardoso e Valverde, 2018). Além disso, há indícios de ilhas de calor urbanas também relacionadas a variações de temperatura em regiões internas ao

município de Santo André e São Bernardo do Campo (Valverde *et al.*, 2017; Valverde e Cardoso, 2012; Torres e Machado, 2008; Simeão e Scopel, 2017; Simeão *et al.*, 2019). Um exemplo é o estudo realizado por Simeão *et al.* (2019) para São Bernardo do Campo, que demonstrou que há diferenças bem definidas de temperatura do ar entre pontos da cidade, sendo que a estação meteorológica localizada em área com pouca urbanização e grande densidade de vegetação apresentou temperaturas mais amenas durante todo o dia em comparação à estação localizada em área densamente ocupada e urbanizada no centro da cidade, de modo que a variabilidade de temperatura encontrada permitiu identificar a ocorrência de uma ilha de calor urbana de intensidade média.

Dados os indícios de variabilidades espaço-temporal das variáveis meteorológicas na região do ABC Paulista, este estudo visa caracterizar os padrões de variáveis meteorológicas internas a Santo André e destacar as diferenças encontradas.

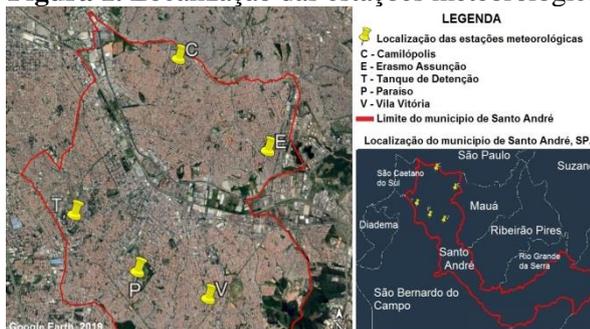
Material e Métodos

Foram utilizados dados de precipitação, umidade relativa, temperatura do ar, velocidade e direção do vento, disponibilizados pelo Serviço Municipal de Saneamento Ambiental de Santo André (SEMASA) de cinco estações meteorológicas, ao redor do centro da cidade, do período de 2011 a 2017 (Tabela 1 e Figura 1). Esta base de dados é recente, dispondo de apenas 7 anos para análise, mas foi escolhida por conter as principais variáveis meteorológicas, o que permitiu uma análise comparativa entre os mesmos pontos, considerando diversas variáveis.

Os dados foram tratados, removendo as falhas e os dados duvidosos com valores discrepantes, mantendo todas as estações com o mesmo período, para fins comparativos. Foram obtidas as médias mensais, para caracterizar a sazonalidade, e as médias diárias, para capturar o ciclo diurno das variáveis. Para caracterizar as diferenças entre as estações foi escolhida a estação Camilópolis, localizada em área mais adensada, como estação de referência. Para a variável vento, os dados (mensais e horários) foram representados pela rosa dos ventos (direção, velocidade e frequência).

Tabela 1. Estações meteorológicas do SEMASA. **Figura 1.** Localização das estações meteorológicas.

| Estação | Endereço | Latitude | Longitude | Altitude |
|--------------------|---|----------|-----------|----------|
| Camilópolis | Rua Olegário Mariano, n. 218 Jardim Utinga, Santo André – SP | -23.622° | -46.521° | 814 m |
| Erasmó Assunção | Rua Miguel Guillen, n. 297 Jardim Rina, Santo André – SP | -23.647° | -46.494° | 810 m |
| Tanque de Detenção | Rua Grã Betânia, Piscinão Rm9, Santo André – SP | -23.664° | -46.552° | 751 m |
| Paraiso | Rua Osvaldo Cruz n. 99, Paraiso, Santo André - SP | -23.679° | -46.533° | 823 m |
| Vila Vitória | Rua Batuíra n. 59, Vila Vitoria, Santo André – SP. | -23.686° | -46.512° | 813 m |



Resultados e Discussão

Como foram estudadas somente estações distribuídas na área mais urbanizada de Santo André (faixa central – norte), a indicação da localidade dos pontos será baseada somente nesta zona considerada. Além disso, é importante destacar que essa análise comparativa considera um curto período histórico, não representando o padrão climatológico, mas sim o padrão médio e as diferenças entre pontos para o período analisado.

De um modo geral, a sazonalidade é muito semelhante em todas as estações estudadas. Em termos de precipitação, chuvas mais intensas ocorrem nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro (não mostrado). A estação Tanque de Detenção (no oeste) foi a que apresentou maior média de precipitação com aproximadamente 12 mm/dia no mês de janeiro e Erasmo Assunção (no leste) apresentou a menor média, com menos de 2 mm/dia no mês de agosto, que foi o mês mais seco. Comparativamente à Camilópolis (faixa mais adensada, ao norte), apenas a estação Tanque de Detenção apresentou precipitações superiores ao longo do ano, e o oposto foi verificado para as demais estações. Apesar do curto período de análise (7 anos) há semelhanças com os resultados encontrados por Cardoso e Valverde (2018), para o ABC Paulista (17 anos), quanto ao regime sazonal e ao fato de regiões mais adensadas apresentarem precipitações mais intensas.

O ciclo diurno de temperatura é semelhante nas estações, variando em torno de 20°C e 29°C, no mês mais quente e 13°C e 21°C, no mês mais frio (Figura 2a). Em relação à temperatura do ar, durante o dia, Camilópolis se mostra mais quente do que as demais estações e as maiores diferenças positivas aumentam principalmente à tarde, sendo que com Paraíso, Vila Vitória (Figura 2b) e Erasmo o pico ocorre no meio da tarde, por volta das 15:00 horas. Somente com Tanque de Detenção verificou-se diferenças negativas no final da noite e durante a madrugada, sendo neste período Tanque de Detenção mais quente. O ciclo sazonal de temperatura média é semelhante nas estações, variando em torno de 25°C no mês mais quente e 17°C no mês mais frio (Figura 3a). Camilópolis também se mostra mais quente e as diferenças de temperatura média são positivas em praticamente todos os meses do ano, com todas as estações analisadas, sendo que com Paraíso, Vila Vitória e Erasmo essas diferenças são maiores (Figura 3b). Esta faixa mais aquecida foi identificada como ilha de calor por Valverde e Paiva Junior (2018), que verificaram para a região do ABC Paulista a presença de ilha de calor na faixa norte da região, nos municípios de São Caetano do Sul, norte e noroeste da região urbana de Santo André e São Bernardo do Campo.

Com relação à umidade relativa, o ciclo diurno é semelhante nas estações, variando em torno de 43% a 60% de umidade no meio do dia e em torno de 65% a 72% durante a noite e de madrugada (Figura 4a). Durante o dia, Camilópolis é a que apresentou menor umidade em comparação às demais estações (Figuras 4b). No ciclo diurno esta variável é inversamente proporcional à temperatura, de modo que as estações Paraíso, Vila Vitória e Erasmo apresentam

diferenças negativas que também se estendem ao longo da tarde, com máximos negativos por volta das 15:00 horas (Figura 4b) e apenas com Tanque de Detenção ocorreu diferenças positivas no final da noite e durante a madrugada. Em relação ao ciclo sazonal, as diferenças entre Camilópolis e as demais estações são negativas durante todo o ano (Figura 5). As maiores diferenças, em ambos os ciclos, diurno e sazonal, foram observadas com Paraíso e Vila Vitória (Figuras 4b e 5), sendo verificado que estas estações são próximas uma da outra e possuem mais áreas verdes e arborização em seu entorno, o que pode contribuir para o aumento de umidade nesta parte da cidade.

Figura 2. Ciclo diurno de temperatura: a) Ciclo diurno de temperatura do ar na estação Camilópolis de 2011 a 2017; b) Diferença entre o ciclo diurno da temperatura do ar entre Camilópolis e Vila Vitória.

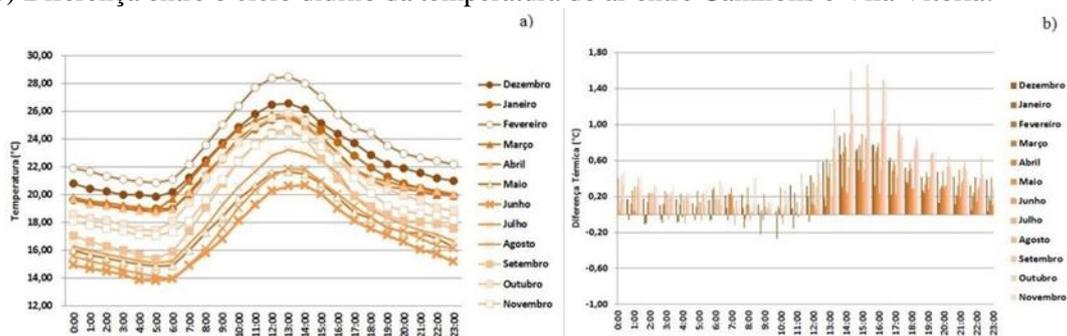


Figura 3. Ciclo sazonal de temperatura média: a) Ciclo sazonal de temperatura média do ar e umidade relativa na estação Camilópolis de 2011 a 2017; b) Diferença entre o ciclo sazonal de temperatura média do ar entre Camilópolis e as demais estações.

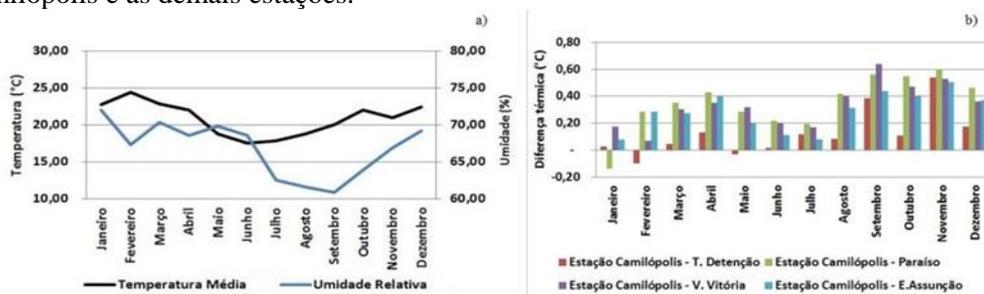


Figura 4. Ciclo diurno de umidade relativa: a) Ciclo diurno de umidade relativa na estação Camilópolis de 2011 a 2017; b) Diferença entre o ciclo diurno de umidade relativa entre Camilópolis e Paraíso.

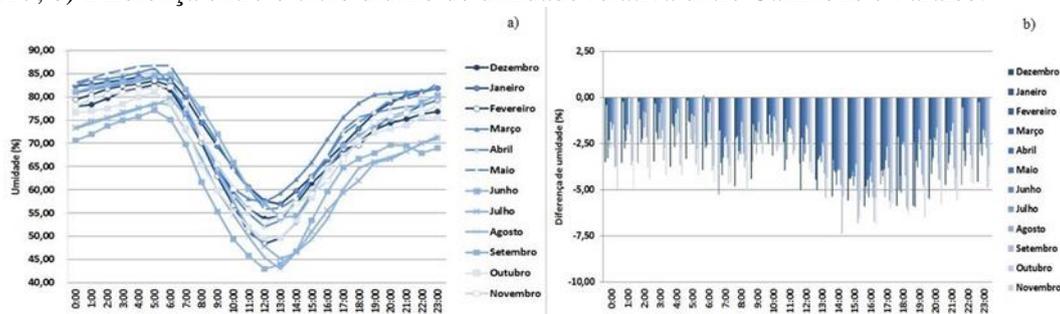


Figura 5. Diferença entre o ciclo sazonal de umidade relativa entre Camilópolis e as demais estações de 2011 a 2017.

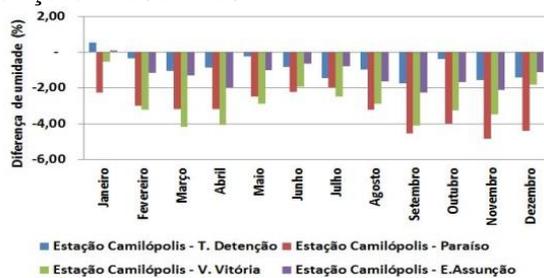
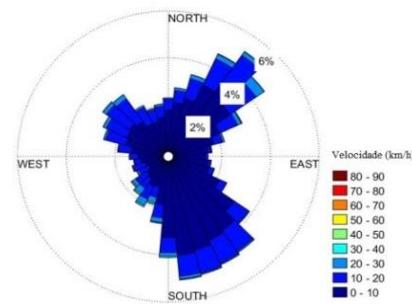


Figura 6. Direção e velocidade do vento mais frequentes na estação Camilópolis de 2011 a 2017.



Quanto à direção vento, as maiores frequências são de nordeste e sudeste, durante a madrugada até o início da manhã e uma menor frequência de noroeste, em alguns horários da manhã até por volta no meio do dia. A figura 6 apresenta a rosa dos ventos da estação Camilópolis com direção e velocidades mais frequentes. Quanto à intensidade do vento, esta é semelhante em todas as estações, variando entre 0 e 15 km/h. Entretanto, a estação de Vila Vitória apresenta ventos de menor intensidade em relação às demais estações, enquanto Paraíso e Erasmo apresentam ventos mais intensos, principalmente durante a tarde. Observando a rosa dos ventos hora a hora (não mostrado) nota-se que a mudança dos ventos de sudeste é ocasionada pela entrada da brisa e ocorre, de modo geral, entre as 14:00 e 16:00 horas, quando também atinge as maiores intensidades. A inversão começa a ocorrer primeiro nas estações Erasmo e Vila Vitória (nordeste e leste, respectivamente), por volta das 14:00 horas, seguidas de Paraíso e Tanque de Detenção (oeste), por volta das 15:00 horas e posteriormente em Camilópolis que está mais distante do litoral, às 16:00 horas.

É possível notar que na faixa de horário que ocorre a mudança na direção do vento de sudeste, a temperatura do ar está mais elevada (maior diferença continente-oceano). Como a brisa atinge as estações em horários distintos, as maiores diferenças identificadas no ciclo diurno podem ser explicadas, além da cobertura da superfície (efeito de ilha de calor), pelas diferenças de temperaturas e umidade geradas através da passagem da brisa.

Considerações Finais

Apesar da limitação do curto período de dados para análise (7 anos), foi possível realizar um estudo comparativo para diversas variáveis meteorológicas na faixa mais adensada da cidade de Santo André e detectar algumas diferenças. As variáveis meteorológicas estudadas são semelhantes no ciclo sazonal em ambas as estações. No entanto, existem algumas diferenças que são ressaltadas principalmente quando se compara o ciclo diurno. Em termos de precipitação, a estação Tanque de Detenção apresentou a maior média de chuva no mês de janeiro e Erasmo Assunção apresentou a

menor média no mês de agosto. Com relação à temperatura, os resultados mostraram que a estação Camilópolis é a mais quente e com menor umidade, comparada às demais estações, sendo que as maiores diferenças ocorrem durante à tarde. Também foi verificado que a direção do vento mais frequente nessas estações é de nordeste e sudeste, com intensidade semelhante em todas elas. A mudança na direção do vento de sudeste ocorre no meio da tarde, atingindo primeiro as estações mais próximas ao litoral e é quando o vento atinge também as maiores intensidades, podendo contribuir para a queda de temperatura e aumento da umidade, o que pode potencializar as diferenças no ciclo diurno.

De um modo geral, os resultados corroboram com estudos prévios realizados para o ABC Paulista sobre clima urbano. Estudos mais aprofundados, para períodos mais longos e para casos específicos (extremos, p.e.), podem contribuir para o maior entendimento das diferenças de clima local em Santo André e dar subsídios para a explicação dos processos envolvidos.

Agradecimentos

Agradecimentos ao SEMASA pela disponibilização dos dados e à UFABC pelo apoio técnico.

Referências Bibliográficas

ASSIS, E. S. 2006. Aplicações da climatologia urbana no planejamento da cidade: revisão dos estudos brasileiros. *Revista de Urbanismo e Arquitetura*, 1 (9): 20-25.

CARDOSO, A. O.; VALVERDE, M. C. 2018. Variabilidade da precipitação diária no ABC Paulista e aplicação de regionalização. In: 16º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental, 2018, São Paulo. Anais do 16º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental.

SIMEAO, A. B.; SCOPEL, S. B. 2017. Estudo e identificação de ilhas de calor urbanas e interurbanas atmosféricas nos municípios de São Bernardo do Campo e Santo André – SP. Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Urbana, Universidade Federal do ABC.

SIMEAO, A. B.; SCOPEL, S. B. ; VALVERDE, M. C. 2019. Estudo da ilha de calor urbana atmosférica em São Bernardo do Campo-SP e propostas de mitigação. *Revista Hipótese*, v. 5, p. 671-698.

TOPARLAR, Y., BLOCKEN, B., MAIHEU, B.; VAN HEIJST, G. J. F. 2017. The effect of an urban park on the microclimate in its vicinity: a case study for Antwerp, Belgium. *International Journal of Climatology*. In: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/joc.5371>.

TORRES, F. T. P; MACHADO, P. J. O. 2008. Introdução à Climatologia. Ed. Geographica, 2008, Série Textos Básicos de Geografia, 234p.

VALVERDE, M. C.; CARDOSO, A. O. 2012. Eventos extremos de chuva associados com a ocorrência de enchentes na região do Grande ABC Paulista. In: XVII Congresso Brasileiro de Meteorologia: Incertezas e Desafios para a Sustentabilidade Planetária: O papel da Ciência Meteorológica. Gramado. Anais.



VALVERDE, M.C. 2017. The Interdependence of Climate and socioeconomic vulnerability in the ABC Paulist Region. *Ambiente e Sociedade (Online)*, v. 20, p. 39-60.

VALVERDE, M. C.; CARDOSO, A. O.; BRAMBILA, R. B. 2018. O padrão de chuvas na Região do ABC Paulista: os extremos e seus impactos. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 22, p.165-187.

VALVERDE, M. C.; PAIVA JUNIOR, H. 2018. Temperatura do ar e emissões urbanas em região industrial de São Paulo, Brasil. *Acta Brasiliensis*, v. 2, n. 2, p. 45-52.

Mudanças Climáticas e o Impacto na Saúde Respiratória: Estudo sobre o Grande ABC Paulista

^aPereira, D. V.; ^bValverde, M. C.; ^bAsmus, G. F.

^adanilo.vassari@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

As mudanças climáticas e suas consequências tem sido foco de diversos estudos recentes. O presente trabalho teve por objetivo analisar os possíveis impactos das mudanças climáticas na saúde respiratória dos municípios do Grande ABC Paulista (com foco em Santo André e São Caetano do Sul) e projetar os cenários futuros a partir de uma modelagem estatística. Para isso foram analisados dados meteorológicos históricos, dados de qualidade do ar e dados de saúde respiratória. Com eles foi criado um modelo estatístico de Regressão Linear Múltipla (RLM) para os municípios de Santo André e São Caetano do Sul. Também foram utilizados dados meteorológicos futuros, simulados até o ano 2099 por dois modelos climáticos diferentes e com dois cenários de emissões cada. Projeções do impacto na saúde foram obtidos em três períodos distintos. A projeção de Santo André indicou uma possível estabilidade, enquanto São Caetano do Sul apresentou possível aumento das doenças respiratórias no futuro. Outros estudos são sugeridos para maior aprofundamento.

Palavras-chave: Grande ABC Paulista; Mudanças Climáticas; Saúde Respiratória,

Introdução

As mudanças climáticas podem ser definidas como variações estatisticamente significantes em longo prazo, considerando um parâmetro climático (precipitação, temperatura ou outros fenômenos meteorológicos), seja em sua média ou mesmo em sua variabilidade para um período relativamente extenso (IPCC, 2014). A literatura indica que as mudanças climáticas podem impactar a saúde humana através de 3 mecanismos: efeito direto (como por estresse fisiológico por ondas de calor), efeito indireto (como nas alterações na poluição do ar) e efeito social (como as migrações por conflitos de origem climática) (SMITH *et al.*, 2014). Uma pesquisa recente utilizando modelos climáticos para projeções municipais das mudanças climáticas indicou que até 2099 a temperatura pode aumentar 4°C na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), impactando diretamente na saúde dos habitantes. (HACON *et al.*, 2016). Outros estudos relacionam mudanças climáticas com poluentes e saúde, como o aumento das alergias e doenças respiratórias nas cidades europeias causadas por partículas alergênicas (D'AMATO *et al.*, 2014). No ambiente urbano, a atuação dos poluentes atmosféricos é de extrema importância, uma vez que são responsáveis por 7 mil mortes por ano na RMSP (VORMITTAG *et al.*, 2013). Em regiões densamente industrializadas, relações de poluição com doenças respiratórias (MORAES *et al.*, 2010) ou endócrinas (ZACCARELLI-MARINO, 2012) tem sido objeto de estudo. Motivado pelo 13º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que trata da ação contra a mudança global do

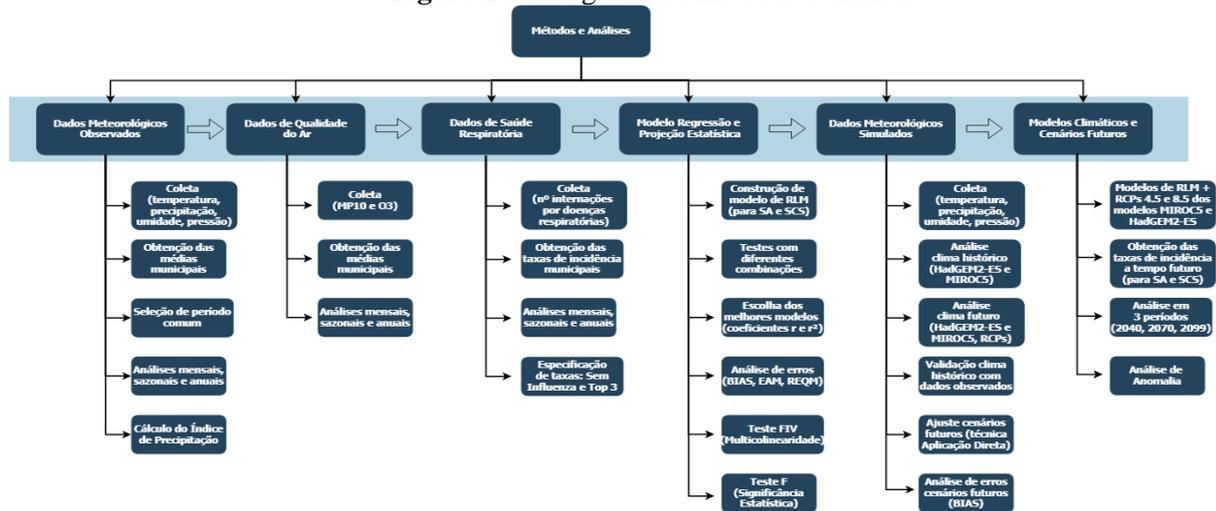
clima (BRASIL, 2016), o presente trabalho teve por objetivo analisar os impactos das mudanças climáticas na saúde respiratória dos habitantes do Grande ABC Paulista. Sua finalidade consistiu em diagnosticar conexões entre alterações do clima com saúde urbana, projetar cenários futuros a partir de modelagem estatística e apresentar considerações sobre adaptação e mitigação para os municípios da região.

Material e Métodos

Considerando a região de estudo, foram analisados a nível municipal dados meteorológicos históricos (temperatura, precipitação, umidade relativa e pressão atmosférica) no período de 1998 a 2017 em escalas mensais, sazonais e anuais. De forma similar, os dados de qualidade do ar (material particulado e ozônio troposférico) foram observados. Já os dados de saúde (número de internações por doenças respiratórias, segundo o SUS) também foram explorados de forma a gerar as taxas de incidência de internações por doenças respiratórias (número de internações por 100.000 habitantes) em três versões distintas: taxa Geral, taxa Sem Influenza (composta por registros de doenças respiratórias, exceto Influenza) e taxa Top 3 (composta exclusivamente por registros de asma, bronquite e pneumonia). Além disso, variáveis meteorológicas simuladas para o futuro (até o ano 2099) pelos modelos climáticos Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5 foram validadas e corrigidas a partir dos dados históricos. Esses dois modelos climáticos são utilizados para projeções regionais no Brasil pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (CHOU *et al.*, 2014) e possibilitam estudos em dois cenários de emissões: RCP 4,5 e RCP 8,5. Os cenários de emissões (em inglês, *Representative Concentration Pathways* ou RCP) representam diferentes trajetórias de concentração dos Gases de Efeito Estufa (GEE) no clima futuro, sendo que o número representa a forçante radiativa (CHOU *et al.*, 2016). Uma forçante positiva induz aquecimento e, quanto maior o valor, mais pessimista é o cenário. Foram então criados modelos estatísticos de Regressão Linear Múltipla (RLM) exclusivamente para os municípios de Santo André e São Caetano do Sul (escolhidos por serem os únicos municípios da região com uma série de dados suficientemente longa) com dados históricos. Os modelos estatísticos de RLM servem para relacionar as variáveis de interesse (as taxas de incidência) com variáveis explicativas (dados meteorológicos e/ou de qualidade do ar) em uma equação de regressão (TADANO, UGAYA E FRANCO, 2009). Diferentes combinações de modelos de RLM foram testados, tendo escolhido os melhores de acordo com o valor do coeficiente de correlação e determinação (quanto mais próximo de 1, melhor) (NAGHETTINI e PINTO, 2007 apud SILVA e VALVERDE, 2017). Os modelos de RLM foram sujeitos a análise de erros (Viés, Erro Amostral e Raiz do Erro Quadrático Médio), prezando sempre pelos menores valores de erro. Os modelos também foram avaliados e aprovados estatisticamente para significância e ausência de multicolinearidade). A partir da equação gerada no

modelo de RLM criado com dados históricos (exclusivamente meteorológicos), foram utilizados os dados futuros (2019 a 2099) ajustados dos modelos climáticos Eta-HadGEM2-ES e do Eta-MIRCO5 nos cenários de emissão RCP 4,5 e RCP 8,5. Com isso, projeções estatísticas da taxa de incidência foram obtidas em três períodos separados (até 2039, até 2069 e até 2099). A figura 1 traz o fluxograma da metodologia.

Figura 1. Fluxograma de métodos e análises



Resultados e Discussão

Observou-se que as características atmosféricas da região diferem de acordo com o município. Por exemplo, para o período de dados analisado, São Caetano do Sul tem os maiores índices médios de precipitação, entretanto Mauá é o município mais frio e úmido. Enquanto isso, Santo André apresentou a menor umidade relativa. No que diz respeito às concentrações de poluentes, São Caetano do Sul tem as maiores concentrações de MP_{10} no inverno e Mauá concentra mais O_3 na primavera. Essa dinâmica com variáveis atmosféricas é importante devido às consequências na modelagem ambiental. As taxas de incidência de doenças respiratórias são mais elevadas ao longo de todo período nos municípios de São Caetano do Sul (picos entre 2006 e 2009) e Diadema (picos entre 2010 e 2013), conforme a figura 2. Provavelmente isso é devido ao grande fluxo de veículos (emissões de fontes móveis) e densa urbanização, com ausência de áreas verdes em tais municípios. É válido lembrar que os dados de saúde utilizados neste trabalho são informados pelo SUS e, portanto, representam a parcela da sociedade que utiliza a rede pública de saúde. Caso também fossem considerados também os registros da rede privada, as taxas de incidência seriam ainda maiores.

Figura 2. Taxa Geral de incidência anual de internações por doenças respiratórias em Diadema e São Caetano do Sul (1998 a 2017).



Quanto aos modelos de RLM construídos a partir dos dados observados para Santo André e São Caetano do Sul, aqueles que incluíram todas as variáveis explicativas (dados meteorológicos e dados de qualidade do ar) apresentaram maior correlação (acima de 0,70) com a variável de interesse (taxa de incidência). Entretanto, para os modelos de RLM construídos somente com variáveis meteorológicas também foi encontrada uma correlação classificada como forte (acima de 0,60) (CAVALCANTE, 2003 apud SANTOS e TOLEDO FILHO, 2014). As equações (1) e (2) abaixo foram obtidas a partir do modelo estatístico de RLM para Santo André e São Caetano do Sul (somente com dados meteorológicos), respectivamente.

$$y = 541,45 - 1,94x_1 - 0,17x_2 - 0,49x_3 - 0,02x_4 + 1,71x_5 \quad (1)$$

$$y = -1848,10 - 0,80x_1 + 0,27x_2 + 2,03x_3 - 0,04x_4 + 1,56x_5 \quad (2)$$

Onde: y = taxa de incidência, x_1 = temperatura do ar; x_2 = umidade relativa do ar; x_3 = pressão atmosférica do ar; x_4 = precipitação; x_5 = SPI;

Além disso, o modelo de Santo André (figura 3) apresentou maior precisão em relação ao modelo de São Caetano. A projeção a tempo futuro da taxa de incidência Sem Influenza apresentou redução em Santo André para todos os três períodos analisados, considerando os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5 dos modelos climáticos regionalizados Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5. Em São Caetano do Sul, a projeção futura da taxa de incidência Top 3 apresentou aumento (entre 3% e 6%) para os três períodos analisados em ambos cenários RCP do modelo Eta-MIROC5 (conforme figura 4), mas alternou entre aumento e redução no modelo Eta-HadGEM2-ES. Isso provavelmente aconteceu devido às características dos modelos climáticos, combinados com os coeficientes de regressão dos modelos de RLM (equações 1 e 2). Chou *et al.* (2014) exemplifica que o Eta-HadGEM2-ES é o mais sensível a aumentos de emissão dos gases de efeito estufa e de temperatura, enquanto o Eta-MIROC5 produz maiores volumes de precipitação. Como os coeficientes são diferentes entre Santo André e São Caetano do Sul, um mesmo valor do modelo climático pode trazer resultados distintos para cada variável (exemplo: temperatura é inversamente proporcional para ambos municípios, mas tem um impacto maior em Santo André).

Figura 3. Comparação das taxas de incidência observadas (“TaxaO”, vermelho) e reconstruídas (“TaxaM”, azul) partir das variáveis explicativas meteorológicas para os modelos de RLM de Santo André (direita) e São Caetano do Sul (esquerda) entre 2011 e 2017.

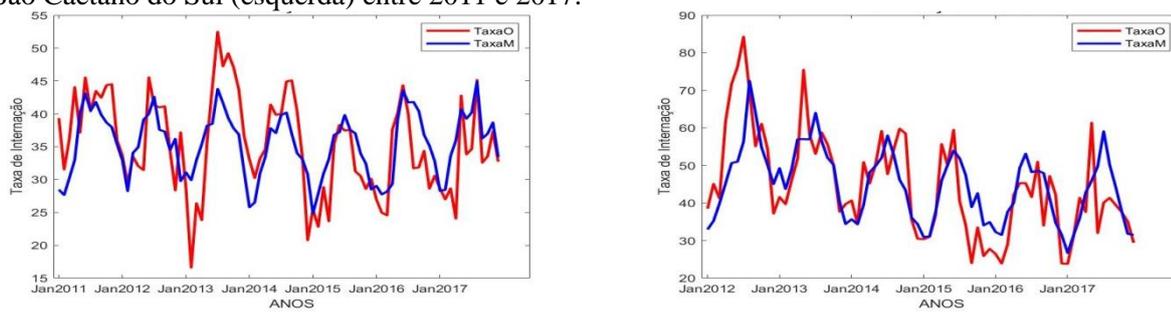
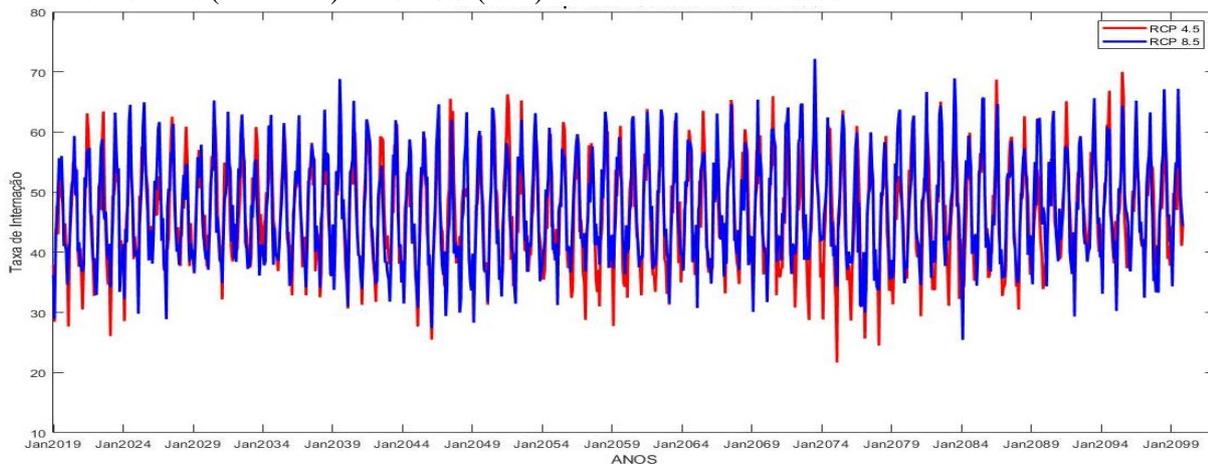


Figura 4. Projeção a tempo futuro (2019 a 2099) da taxa de incidência Top 3 para São Caetano do Sul nos cenários RCP 4.5 (vermelho) e RCP 8.5 (azul) do modelo Eta-MIROC5.



Considerações Finais

Os impactos das mudanças climáticas na saúde respiratória podem ser diferentes de acordo com as características e vulnerabilidades locais. Este trabalho encontrou resultados distintos para municípios vizinhos, com aumento futuro em São Caetano do Sul e estabilidade em Santo André. Assim, são essenciais as políticas públicas voltadas a área da saúde e que considerem as características do clima municipal ou ao menos regional. É necessário a tomada de ação por parte dos governos e das empresas, visando a redução das emissões de GEE e do demais poluentes atmosféricos que degradam a qualidade do ar. Os setores públicos, privados e a sociedade devem unir forças para viabilizar ações de combate às mudanças climáticas. Os municípios da região deram os primeiros passos ao lançar seu Inventário de Emissões de GEE, assim como o Plano de Ação de Enfrentamento às Mudanças Climáticas (CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL, 2016). Ainda que os impactos à saúde sejam multifatoriais (sociais, comportamentais ou genéticos), não se deve negligenciar a importância das mudanças climáticas e dos poluentes na saúde respiratória. Apesar das limitações do trabalho (período de dados, erros da modelagem estatística ou climática e afins), acredita-se que a exploração inicial foi válida, uma vez que até então não foram encontrados outros estudos similares para a região.



Agradecimentos

A Universidade Federal do ABC e ao curso de Engenharia Ambiental e Urbana.

Referências Bibliográficas

BRASIL. 2016 Centro de Informações das Nações Unidas para o Brasil. Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Rio de Janeiro.

CHOU, S. C.; LYRA, A.; MOURÃO, C.; DEREZYNSKI, C.; PILOTTO, I.; GOMES, J.; BUSTAMANTE, J.; TAVARES, P.; SILVA, A.; RODRIGUES, D.; CAMPOS, D.; CHAGAS, D.; SUEIRO, G.; SIQUEIRA, G.; NOBRE, P.; MARENGO, J. 2014 Evaluation of the Eta Simulations Nested in Three Global Climate Models. *American Journal of Climate Change*. v.3, p.438-454.

CHOU, S. C.; SILVA, A.; LYRA, A.; MOURÃO, C.; DEREZYNSKI, C.; RODRIGUES, D.; CAMPO, D.; CHAGAS, D.; SIQUEIRA, G.; SUEIRO, G.; PILOTTO, I.; GOMES, J.; BUSTAMANTE, J.; TAVARES, P. 2016. Capítulo 2. Simulações em alta resolução das mudanças climáticas sobre a América do Sul. In *Modelagem Climática e Vulnerabilidades Setoriais à Mudança do Clima no Brasil*. 1ed. v.1.

CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL GRANDE ABC (Brasil). 2016. Grupo Temático Mudanças Climáticas. 1º Inventário Regional de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Grande ABC. 42 p.

D'AMATO, G.; BERGMANN, K. C.; CECCHI, L.; ANNESI-MAESANO, I.; SANDUZZI, A.; LICCARDI, G.; VITALE, C.; STANZIOLA, A.; D'AMATO, M. 2014. Climate Change and air pollution: Effects on pollen allergy and other allergic respiratory diseases. *Allergo Journal International*, v.23.

DATASUS. 2018 Ministério da Saúde. Sistema de Internações Hospitalares do Sistema Único de Saúde (SIH/SUS). Disponível em <<http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=02>>

HACON, S. S.; COSTA, S.; SIQUEIRA, A. S. P.; PINHEIRO, S. L.; GONÇALVES, K. S.; OLIVEIRA, A.; BARCELLOS, C. 2016. Capítulo 8. Vulnerabilidade, riscos e impactos das mudanças climáticas sobre a saúde no Brasil. In *Modelagem Climática e Vulnerabilidades Setoriais à Mudança do Clima no Brasil*. 1ed. 2016, v.1, p. 387- 460.

IPCC. 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

MORAES, A. C. L.; IGNOTTI, E.; NETTO, P. A.; JACOBSON, L. S. V.; CASTRO, H.; HACON, S. S. 2010. Wheezing in children and adolescents living next to a petrochemical plant in Rio Grande do Norte, Brazil. *Jornal de Pediatria*. v.86, n.4.

SANTOS, D.; TOLEDO FILHO, M. R. 2014. Estudo sobre a influência de variáveis meteorológicas em internações hospitalares em Maceió – AL, durante o período 1998 a 2006. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.29, n.3.

SILVA, M. C. O.; VALVERDE, M. C. 2017. Cenário futuro da disponibilidade hídrica na bacia do Alto Tietê. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n.43.

SMITH, K.R., A. WOODWARD, D. CAMPBELL-LENDRUM, D.D. CHADEE, Y. HONDA, Q. LIU, J.M. OLWOCH, B. REVICH, AND R. SAUERBORN, 2014: Human health: impacts, adaptation, and co-benefits. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Part



A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

TADANO, Y. S.; UGAYA, C. M. L.; FRANCO, A. T. 2009. Método de Regressão de Poisson: metodologia para avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde populacional. Revista Ambiente e Sociedade. v.9, n.2.

VORMITTAG, E. M. P. A. A.; RODRIGUES, C. G.; MIRANDA, M. J.; CAVALCANTE, J. A.; COSTA, R. R.; CAMARGO, C. A.; SALDIVA, P. H. N. 2013. Avaliação do impacto da poluição atmosférica no estado de São Paulo sob a visão da saúde. 1ª ed. São Paulo: Instituto Saúde e Sustentabilidade.

ZACCARELLI-MARINO, M. A. 2012. Chronic Autoimmune Thyroiditis in Industrial Areas in Brazil: A 15-Year Survey. Journal of Clinical Immunology. v.32, n.5.



GESTÃO AMBIENTAL E URBANA

Política e planejamento



Ciência, Tecnologia e Inovação como modelo de Desenvolvimento Sustentável para a Amazônia

Costa, G. M.

giovana_matos@hotmail.com.br

Universidade Federal do ABC

Resumo

A presente pesquisa discorre sobre a geopolítica do complexo amazônico, no que concerne ao fomento à Ciência, Tecnologia e Inovação. Seu objetivo geral é evidenciar a importância da produção de inovação científica pautada na biotecnologia para o desenvolvimento sustentável da região. Contudo, seus resultados apontam para a existência de entraves estruturais como a desigualdade inter-regional e a interferência de atores exógenos nas políticas implementadas na região e na construção do discurso científico e midiático sobre ela. A pesquisa foi realizada por meio de fontes bibliográficas, utilizando-se fontes primárias e secundárias. Ademais, para conhecer o funcionamento prático deste projeto, realizou-se uma pesquisa de campo no Centro de Biotecnologia da Amazônia (CBA - AM) e na Universidade Federal do Amazonas (UFAM -AM).

Palavras-chave: Amazônia; ciência; desenvolvimento; inovação; política; tecnologia; território.

Introdução

A Amazônia configura-se como a região mais sociobiodiversa do mundo. Por isso, é preciso ter um total domínio sobre sua ampla realidade regional (AB'SÁBER, 2003). Historicamente diversas ações com origens exógenas foram introduzidas neste território, desconsiderando suas especificidades socioculturais e ambientais, gerando impactos que pouco promoveram para um desenvolvimento autônomo e sustentável. O crescimento econômico local em termos de bens e serviços baseia-se em um trabalho velho, reciclado, no qual a divisão de trabalho permanece inalterada.

Buscou-se, assim, salientar a importância de um modelo de desenvolvimento alternativo para a região, pautado no fomento à ciência, tecnologia e inovação, em vista de substituir um modelo de crescimento econômico, de sustentabilidade fraca, por um modelo que considere a manutenção da “floresta em pé”, a partir dos recursos próprios da Amazônia, concordante com as especificidades do seu território e das suas populações.

Contudo, essas políticas de incentivo enfrentam entraves, marcados pelas desigualdades de distribuição dos recursos, imagens distorcidas pelos discursos científico e midiático sobre a região e pela priorização do crescimento econômico frente às políticas de sustentabilidade forte. Priorizou-se o uso de fontes bibliográficas, primárias e secundárias, bem como em vista de conhecer quais tipos de projetos estavam sendo executados na região e viabilidade desses, realizou-se, em janeiro de 2018, uma pesquisa de campo no Centro de Biotecnologia da Amazônia (CBA - AM) - no qual foi

apresentado o projeto temático sobre o pau-rosa - e na Universidade Federal do Amazonas, para conhecer o Parque Científico e Tecnológico para Inclusão Social (PCTIS - UFAM).

Material e Métodos

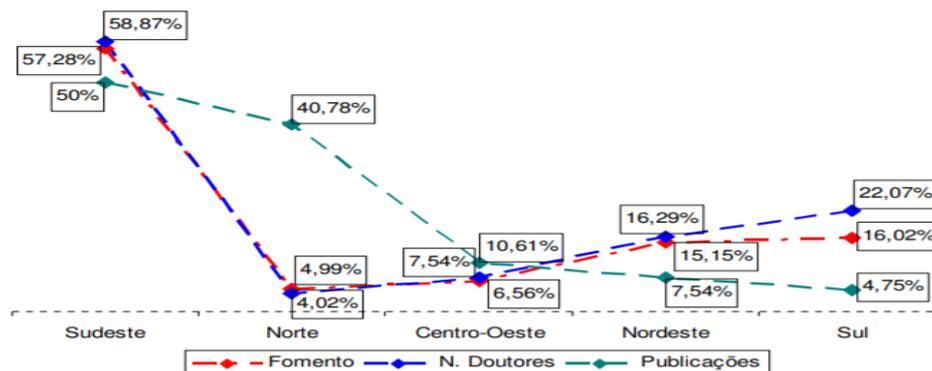
Priorizou-se a utilização de fontes bibliográficas, primárias e secundárias, como livros e artigos. Salienta-se que não há literatura recente sobre as discussões apresentadas. Ademais, realizou-se uma pesquisa de campo no Centro de Biotecnologia da Amazônia (AM) e na Universidade Federal do Amazonas, em busca do Parque Científico e Tecnológico para Inclusão Social (PCTIS - UFAM), com vista a observar e compreender a práxis dos projetos de inovação na região.

Resultados e Discussão

Segundo Pierre Bourdieu (1989), o campo é um espaço simbólico, que funciona com relativa autonomia e possui disputas internas por determinados agentes com uma distribuição desigual de capitais. A distribuição dos recursos incorporada à organização do campo científico, depende não apenas da demanda presente dos agentes e acordos por eles realizados, mas igualmente do seu histórico de estratégias. Isso contextualiza a vantagem que as regiões pioneiras em seu modelo de desenvolvimento socioeconômico possuem em termos quantitativos no recebimento de incentivos à pesquisa. A desigualdade inter-regional brasileira possui, dentre outras raízes, o modelo desenvolvimentista de industrialização conservadora iniciado nos anos 30 e intensificado a partir dos anos 50.

A partir de um estudo realizado em 2007, de análise bibliométrica, com a recuperação de publicações sobre a Amazônia Brasileira na base de dados *Web of Science*, quantificou-se os estados que mais realizaram pesquisas sobre esse tema comparando-se concomitantemente os investimentos recebidos para isso (NUNES, 2007). Segundo os resultados, a região sudeste configurou-se como a produtora da maior parte das produções científicas sobre a Amazônia, correspondendo a 50% do total, sendo que só o estado de São Paulo - pólo científico do país - foi responsável por 29,05% dessas. Do mesmo modo, é a região que possui o maior número de doutores por habitante, sendo receptor dos maiores investimentos em pesquisa do Brasil. Em paralelo, a região norte recebe os menores incentivos financeiros em pesquisa pelo Estado, possui menor corpo doutoral e ainda assim supera-se com o percentual de 40,78% de pesquisas sobre o complexo amazônico, ocupando o segundo lugar dentre as cinco regiões brasileiras. Destaque para os estados do Pará e Amazonas que juntos são responsáveis por 32,78% das produções sobre Amazônia.

Figura 1. Dados referentes às publicações sobre a Amazônia Brasileira pela base de dados WoS, classificados por região, 2007. Valores sobre os investimentos financeiros em pesquisa, número de doutores por habitante e número de publicações com essa temática.



Fonte: CNPQ e Dados da pesquisa. NUNES, 2007.

De acordo com a Figura 1, a região sudeste configura-se como a detentora da maior parte das produções científicas sobre a Amazônia, correspondendo a 50% do total, sendo o estado de São Paulo responsável por 29,05% dessas, além de configurar-se como pólo científico do país. Do mesmo modo, é a região que possui o maior número de doutores por habitante, sendo receptora dos maiores investimentos em pesquisa do Brasil. Em paralelo, a região norte possui os menores incentivos financeiros em pesquisa, menor corpo doutoral e ainda assim supera-se com o percentual de 40,78% de pesquisas sobre o núcleo amazônico, ocupando o segundo lugar dentre as cinco regiões brasileiras. Becker (2009) afirma a importância da inovação e do conhecimento derivado dos projetos científico-tecnológicos para a valoração da “floresta em pé”, o que impediria sua exploração predatória e serviria como motor sustentável de sua biodiversidade. Contudo, os ínfimos incentivos financeiros dirigidos à região, em conjunto com o desconhecimento acerca do alcance das pesquisas científicas na região amazônica, além de atuarem como principais entraves para as CT&I, são insuficientes para a garantia de sua biodiversidade (VAL, 2004 apud NUNES, 2007). Para além disso, os baixos investimentos na região também afetam as pesquisas já realizadas, a exemplo das coleções taxonômicas e biogeográficas que pela inadequada manutenção, correm o risco de serem perdidas.

Para Acemoglu & Robinson (2013) os choques exógenos sobre um determinado espaço teriam o poder de transformar sua estrutura interna. Na região amazônica, o histórico de interferências comandadas por outras regiões e países não trouxeram uma mudança endógena efetiva em sua estrutura, mas sim a exploração dos recursos locais com benefícios, em sua maioria, direcionados igualmente à destinos exteriores, deixando a população interna ainda mais desassistida (LOUREIRO, 2002). O pouco da riqueza que permaneceu internamente destinou-se às duas metrópoles, Belém e Manaus, bem como às elites nelas residentes. Mesmo durante o Ciclo da Borracha, havia um contraste entre as cidades modernas encravadas na floresta e a precária situação

da maioria da população composta por índios e caboclos, explorados pela extração gumífera e privados de sua própria terra (HUERTAS, 2009), contraste hoje que permanece e intensificou-se com o aumento do povoamento e das imigrações.

Sendo a ciência dotada de subjetividade, sua produção não é desprovida de preconceitos (CHALMERS, 1993), o agente que produz ciência sobre a Amazônia, por vezes não a compreende em sua totalidade e reproduz um discurso marcado por idealizações ou preconceitos que podem beneficiar a grupos de interesses. A disseminada imagem da região amazônica como Eldorado, reserva infinita de recursos naturais, capaz de solucionar os problemas do mundo, advém de um olhar de fora, o “olhar do descobridor” que “percebe a região enquanto paisagem, que a prioriza enquanto bioma, mas que negligencia ou invisibiliza o ser humano que a habita” (DUTRA, 2005 apud STEINBRENNER, 2014). Sua atual interpretação de Eldorado apoia-se no uso ou não de sua biodiversidade, ditado pelo olhar estrangeiro que reproduz a imagem mitológica da região desde outras épocas e ciclos - como nas primeiras navegações, especiarias, borracha, mineração. Apoia-se em aparelhos midiáticos, políticos e científicos, para disseminar uma imagem estritamente ambiental da região, negligenciando o intenso processo de urbanização que ocorre desde os anos 80 e dessa forma, suas carências e desigualdades. Como afirma Lajolo (2006 apud STEINBRENNER, 2014) “(...) a divulgação científica constrói significado, viabilizando interpretações, que acabam, em última análise, desembocando em políticas públicas.” O senso comum que ora a têm como riqueza, ora como empecilho, que não a compreende enquanto urbana, rural e ambiental configura-se como outra barreira para a revolução científica-tecnológica.

Ademais, ocorre uma falsa concepção de que o mercado seria capaz de resolver as degradações ambientais que avançam pela Amazônia. Ignora-se um fator político que orienta a desigual distribuição de poder dos indivíduos, segundo Acselrad (2002):

Os sujeitos sociais que procuram evidenciar a importância de uma relação lógica entre injustiça social e degradação ambiental são aqueles que não confiam no mercado como instrumento de superação da desigualdade ambiental e da promoção dos princípios do que se entenderia por justiça ambiental.

Segundo o autor, existe uma clara desigualdade na exposição aos riscos ambientais, bem como à proteção a eles, que ultrapassam a lógica tecnicista. A justiça ambiental aborda a relação inerente entre sociedade e natureza e as assimetrias de distribuição dos riscos entre áreas geográficas e grupos sociais. Desde a Antiguidade, pode-se perceber que as degradações ambientais ocorrem em territórios habitados majoritariamente por populações pertencentes a minorias sociais de baixa renda, comunidades indígenas e negras. A exposição a áreas de riscos ambientais, incorpora questões de gênero, raça e classe, visto que esses grupos não possuem as mesmas oportunidades e aparatos políticos para garantir sua defesa. Consoante a essa teoria, pode-se inferir

que uma das hipóteses para a região amazônica ser alvo constante de obras desenvolvimentistas que degradam seu território é justamente em razão da vulnerabilidade de suas populações - indígenas, ribeirinhas, quilombolas, caboclas - frente a instituições de poder. Os sujeitos que possuem baixa capacidade de mobilização ou submetem-se a um espaço degradado ou deslocam-se para outro espaço, deixando o seu para as obras de cunho economicista. A possibilidade de escolha restringe-se ao capital, que se move com facilidade pelos espaços de sua preferência e instala-se nos locais em que considera útil aos seus empreendimentos (ACSELRAD, 2002). O valor simbólico, cultural e estético dos rios e florestas para determinadas comunidades é negligenciado pois sua preservação não reverbera em crescimento econômico. Enfrentar esse movimento discriminatório vai além de ganhos eficientes e mercadológicos, mas avança para um processo de democratização. Priorizar o crescimento econômico em detrimento da sustentabilidade ou acreditar que essa é resultado do crescimento é ignorar a irreversibilidade das degradações ambientais. Em um modelo predatório, o meio ambiente serve apenas como espaço de reprodução do capital e negligencia a autonomia da natureza. Segundo Cechin (2008), a esfera econômica (econosfera), é apenas uma parte embutida dentro de um sistema mais amplo, a natureza (ecosfera). Esse sistema é finito, tendo um limite material e energético de recursos que impede a expansão econômica ilimitada.

O Centro de Biotecnologia da Amazônia, localizado na cidade de Manaus (AM), expressa-se como um projeto de caráter nacional e internacional, com parcerias público-privadas, visando o desenvolvimento de inovações tecnológicas de processos advindos da biodiversidade regional, a partir do fomento à pesquisa. Além disso, potencializa novas descobertas científicas no que se refere à biodiversidade, em diálogo com as populações tradicionais que são parte fundamental do processo sustentável. Os fundamentos da atuação do CBA são a bioindústria, a biodiversidade e a biotecnologia. Possui foco em produção e modificação de biocosméticos, fitoterápicos, alimentos funcionais e nutracêuticos, possibilitando o crescimento de empresas já existentes na região, de modo a atuar como um polo de atração referente à biotecnologia.

Em janeiro de 2018, estavam sendo desenvolvidos dois tipos de projetos no Centro de Biotecnologia da Amazônia, que se dividiam entre os temáticos, de pesquisa aplicada e os tecnológicos, que atuavam como apoio aos primeiros. Os dois projetos temáticos que estavam sendo desenvolvidos na época eram os dedicados ao Pau-rosa e ao Guaraná. O primeiro denominado "O Desenvolvimento do Protocolo de Produção de Muda de Pau-rosa", surgiu por uma alta demanda do setor empresarial por mudas de pau-rosa com alta quantidade de metabólitos. Esse setor estava com dificuldades em produzir o composto de interesse nessas plantas, visto que pela variabilidade genética, cada uma produz uma quantidade distinta de metabólitos. Assim, foi solicitado aos técnicos e pesquisadores do CBA que se selecionam algumas plantas para a avaliação e posterior quantificação dos metabólitos secundários de cada uma delas, em vista de desenvolver

um protocolo para cloná-las. Se por um lado realizar esses processos através de sementes configura-se como simples, pois já há sementes germinadas, a diversidade das plantas torna a clonagem das mudas com altos metabólitos secundários, o principal desafio dos pesquisadores. Além disso, é necessário avaliar se, com os testes, há interferência na quantidade desses metabólitos.

O processo de clonagem serve para oferecer os serviços de produção de mudas em larga escala do Centro no site do INMETRO. Após a produção, a central analítica avalia a quantidade de compostos para identificar se houve modificação exagerada na composição química da planta, visto que, em alguns casos ocorre um estímulo para o desenvolvimento da planta, contudo, perde-se um composto que é de grande interesse comercial. A inserção do pau-rosa no contexto internacional ocorre devido à alta exportação do seu óleo, dono de um mercado próprio. Vale salientar que durante a visita ao Centro de Biotecnologia da Amazônia, em 2018, o acesso a maior parte das informações sobre os projetos era de caráter confidencial, sendo possível apenas acompanhar as etapas de desenvolvimento do projeto temático sobre o Pau-rosa. Para além dos projetos temáticos, o CBA estava passando por uma crise na administração da época, com parte de seu corpo de funcionários ausente, de modo que os pesquisadores e técnicos tiveram que assumir as atividades administrativas para que o Centro continuasse em funcionamento.

O Parque Científico e Tecnológico para Inclusão Social (PCTIS), criado pela Universidade Federal do Amazonas (UFAM), possui como objetivo a promoção de inovação, ciência e tecnologia nas áreas de pesquisa e extensão com parcerias de grupos de pesquisa, ONGs, empresas solidárias, universidades públicas e privadas, instituições nacionais e internacionais. São tidos como prioritários os empreendimentos solidários, micro, pequenas empresas, com responsabilidade social e ambiental, bem como as parcerias com o poder público, visto que ele promove a ampliação da oferta e melhoria da educação técnico-científica (CHAVES, 2013). O que sustenta essa rede de complexas interações é a busca comum por novas tecnologias, inovações sociais e culturais, economia criativa e tecnologias sociais - capazes de garantir um pleno desenvolvimento socioeconômico, baseado na sustentabilidade, promovido pela inovação e com acesso democrático para as populações tradicionais e urbanas.

O PCTIS atuava, em 2016, em seis redes organizacionais, sendo uma regional, uma nacional e quatro internacionais, sua área abarcava 37 municípios do estado do Amazonas e o estado do Pará, atendendo comunidades rurais de ribeirinhos, indígenas, extrativistas, através de um diálogo multidisciplinar entre as Ciências Humanas, Exatas e Biológicas. A empresa Natura se destaca pelo apoio às ações do Parque, de modo a ser considerada como uma empresa “vítoria régia” ou “uapé açu”, que designa interações inovadoras e flexíveis, dada uma parceria que envolve diversos agentes com papéis diferenciados mas que quando conectados, se interligam de maneira que todos obtêm relevância. Contudo, em 2018, na ocasião da pesquisa de campo, a Pró-Reitoria de Inovação



Tecnológica da Universidade Federal do Amazonas (UFAM), informou que o projeto tinha sido interrompido, sem tempo determinado.

Considerações Finais

A possibilidade de alcançar um modelo de desenvolvimento autônomo para a região amazônica, a partir de seus próprios recursos e priorizando a participação de suas populações, configura-se como a base para o fomento de projetos de ciência, tecnologia e inovação para a região. Além de gerar trabalho novo e alterar a divisão de trabalho, ocorre a integração de conhecimentos - tradicional e científico - impondo-se como uma alternativa às políticas de exploração da região. Todavia, entraves como a desigualdade inter-regional, o crescimento econômico em detrimento da sustentabilidade e o discurso exógeno capaz de interferir em políticas públicas, prejudicam que os modelos de CT&I sejam plenamente desenvolvidos e que a floresta permaneça em pé. Os projetos analisados - CBA e PCTIS - estavam pautados nas bases do desenvolvimento sustentável, no diálogo com as diversas comunidades amazônicas, bem como por uma rede de apoio e parcerias nacionais e internacionais. Contudo, ambos os projetos estavam enfrentando dificuldades, em janeiro de 2018, principalmente pela falta de repasse público de recursos, reverberando no funcionamento e infraestrutura desses. Isso não significa um fracasso das políticas de ciência, inovação e tecnologia na região, mas sim um alerta para que essas políticas sejam analisadas, assistidas e revisadas, considerando-se as especificidades e carências do território amazônico.

Agradecimentos

Este trabalho foi financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ).

Referências Bibliográficas

- AB' SÁBER, A. Os domínios da Natureza no Brasil. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- ACEMOGLU, D. & ROBINSON, J. Por que as nações fracassam – as origens do poder, da prosperidade e da pobreza. Rio de Janeiro: Elsevier, 2012.
- ACSELRAD, H. Justiça ambiental e construção social do risco. In: Desenvolvimento e meio ambiente. n 5. Curitiba: UFPR, jan/jun 2002. p. 49-60.
- AGUIAR, E. *et al.* Hidrolato de Pau Rosa (Aniba roseadora Ducke) como insumo para cosméticos. Scientia Amazônia, v. 6, n. 1, 94-101, 2017.
- BECKER, B. Amazônia: Geopolítica na virada do III milênio. 2 edição. Rio de Janeiro: Editora Garamond, 2009.
- BOURDIEU, P. O poder simbólico. Lisboa: Difel, 1989.



CECHIN, A. & VEIGA, J.E. O fundamento central da Economia Ecológica. Economia do meio ambiente: teoria e prática. 2.ed. Rio de Janeiro: Elsevier; Campus, 2010.

CHALMERS A. F. O que é Ciência afinal?. São Paulo, Editora Brasiliense, 1993.

CHAVES, M. P. S. R. Ciência, Tecnologia e Inovação para o Desenvolvimento da Amazônia: experiência da Universidade Federal do Amazonas. Parcerias Estratégicas, v. 18, p. 55-74, 2013b.

HUERTAS, D. M. Fachada Atlântica à Imensidão Amazônica: fronteira agrícola e integração territorial. São Paulo: Annablume, 2009; Fapesp; Belém: Banco da Amazônia.

LOUREIRO, V. Amazônia: uma história de perdas e danos, um futuro a (re)construir. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/ea/v16n45/v16n45a08.pdf>>. Acesso em 20 de julho de 2018.

NUNES, I. *et al.* O Conhecimento na Amazônia: Análise sobre a Socialização da Ciência, Tecnologia e Inovação. IV Encontro Nacional da Anppas, Brasília, 2007.

STEINBRENNER, R. A. Amazônia na Fronteira entre a Ciência e a Mídia: Submissão ou Superação do Mito? NAEA, 2007.



A Lei de Proteção da Vegetação Nativa favorece a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos?

^aSilva, F. L.; ^bOliveira, E. Z.; ^bMachado, R.; ^bLópez, F. M. A.; ^bCunha-Santino, M. B.; ^cFushita, Â. T.;
^bBianchini Junior., I.

^afabioleodasilva@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal de São Carlos; ^cUniversidade Federal do ABC

Resumo

Pesquisas científicas evidenciam uma relação inerente entre a preservação da vegetação ripária com a qualidade da água. Apesar disso, a legislação existente pode não se relacionar de maneira positiva, podendo comprometer a conservação dos corpos hídricos. Dessa forma, este artigo buscou averiguar se a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) vigente no Brasil pode contribuir com a implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Para tal, foi necessária uma revisão da literatura a partir da busca na base de dados "*Web of Science*" a partir de uma expressão booleana, com a seleção de artigos pertinentes ao escopo abrangido pela pesquisa e a leitura. No geral, apesar de alguns pontos negativos associados a LPVN, esta pode contribuir positivamente para a implementação da PNRH por meio da recuperação das áreas degradadas e o atendimento integral dos aspectos protecionistas. Ainda assim, faz-se necessário a realização de estudos a partir de cenários diferentes de cumprimento da LPVN e as possíveis implicações para a ocorrência de eventos extremos que já são abordados pela PNRH.

Palavras-chave: Ecossistemas aquáticos; gestão ambiental; políticas públicas.

Introdução

Leis relacionadas à proteção das matas no Brasil vigoram desde 1934, embora nunca tenham solucionado com o problema do desmatamento. Na década de 80 por exemplo, a pressão sobre as florestas nativas era principalmente em razão da modernização agrícola e da ausência de um manejo sustentável na produção. A Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) - Lei 12.651, de 25 de maio de 2012 - oriunda do projeto de Lei 1.876 de 1999, revogou o Código Florestal Brasileiro de 1965. Desde a década de 1990, a então proposta despertou polêmicas entre ruralistas e ambientalistas.

A LPVN é marcada por uma série de retrocessos em relação ao Código Florestal de 1965. Em seu texto, existem vários pontos polêmicos, dos quais se destacam: a redução das faixas mínimas de preservação permanente, flexibilização das áreas de reserva legal, não confere proteção aos ecossistemas de áreas úmidas, desconsidera o regime hidrológico e permite a antropização de áreas naturais que eram anteriormente protegidas. Se tratando dos recursos hídricos, a LPVN modifica as exigências de conservação de APPs e RLs do Código Florestal 1965, entres os quais se destacam: a exclusão das nascentes intermitentes da categoria das áreas de preservação permanente, o que o torna mais vulnerável à degradação, pois quando não provê água deixa de ser considerado

como nascente; a preservação da vegetação nos topos dos morros reduziu em 87%; e estreitamento da faixa potencial de vegetação nativa ao longo dos cursos d'água (Brançalion, 2016).

Roriz *et al.* (2017) salientam ainda que, a LPVN pode favorecer o aumento do desmatamento e não protege efetivamente os ambientes aquáticos de transição, podendo levar a um aumento na emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE). Tal fator possui relação direta com as mudanças climáticas, e pode estar contribuindo para a ocorrência de eventos extremos (e.g. chuvas intensas, estiagens prolongadas), podendo conferir o não atendimento da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.443/97).

Esta lei busca promover os múltiplos usos da água sendo considerando os aspectos quali/quantitativos, bem como busca prevenir a ocorrência de eventos hidrológicos críticos em função da utilização inadequada dos recursos hídricos. Frente as mudanças dos parâmetros protetivos impostos pela LPVN no que se remete aos usos da terra, investigações devem ocorrer para verificar as principais implicações e possíveis relações com outras políticas.

Wolkmer & Figueiro (2013) salientam que as relações que envolve o homem e a natureza requer uma nova forma de tratamento jurídico e, nesse sentido, a água representa uma complexidade prioritária na temática ambiental, constituindo um bem com valor econômico e intrínseco à qualidade de vida. Por isso, a criação de políticas públicas setorializadas é uma proposta interessante para um tratamento especializado.

Sendo assim, é preciso a realização de avaliações das políticas públicas, situação que permite a elaboração de estratégias para lidar com possíveis lacunas ou até mesmo verificar o caráter de complementaridade desses mecanismos. Diante o já exposto, o presente trabalho buscou verificar por meio de uma revisão bibliográfica se a Lei de Proteção da Vegetação Nativa pode contribuir à implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos.

Material e Métodos

O presente trabalho foi desenvolvido mediante a realização de uma revisão da literatura. Para tanto, foi realizada uma busca na base de dados “*Web of Science*”, utilizando a seguinte expressão booleana: (“*Brazil*”) AND (“*Native Vegetation Protection Law*” OR “*New Forest Code*”) AND (“*Water*” OR “*Streams*” OR “*Wetlands*” OR “*Rivers*”). Foram encontrados 6 artigos, dos quais somente 5 foram selecionados por serem pertinentes ao escopo abrangido pela pesquisa, ou seja, artigos que tratavam sobre as possíveis implicações da atual legislação florestal sobre os recursos hídricos. Os artigos selecionados (Pires *et al.*, 2017; Grassel *et al.*, 2018; Maltchik *et al.*, 2018; Taniwaki *et al.*, 2018; Valera *et al.*, 2019) foram lidos e interpretados, a análise documental possibilitou o levantamento de informações que possibilitaram responder a questão proposta.

Ademais, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) também foram lidas na íntegra para dar suporte a discussão.

Resultados e Discussão

A PNRH estabelece como um de seus objetivos assegurar disponibilidade de água para a geração atual assim como as futuras. Para tanto, a água deve possuir padrões de qualidade que propiciem os usos múltiplos. Dentre suas diretrizes, merecem destaque: a gestão sistemática dos recursos hídricos; a integração dos recursos hídricos com a gestão ambiental; e a articulação da gestão dos recursos hídricos com o uso e cobertura da terra.

Nesse sentido, foi possível estabelecer uma relação direta com a LPVN, uma vez que tal dispositivo normativo estabelece restrições para o ocupação do território por estabelecer faixas de proteção (i.e. áreas de proteção permanente) ao redor dos corpos hídricos, preconiza a manutenção de vegetação nas propriedades rurais na forma de reservas legais (situação que sofre alterações conforme o bioma) e torna necessário a recuperação de áreas suprimidas ilegalmente após 27 julho de 2008.

A recuperação das áreas desmatadas irregularmente pode contribuir para o aumento da resiliência das bacias hidrográficas e reduzir a variabilidade da qualidade dos corpos hídricos durante as estações climáticas (Pires *et al.*, 2017), situação que contribui para a redução de eventos extremos e propicia os usos múltiplos da água, conforme disposto pela PNRH. Cabe salientar que 12 milhões de hectares devem ser restaurados, situação está, que se relaciona diretamente com o débito ambiental dos proprietários rurais em uma possível mitigação para as mudanças climáticas (Rezende *et al.* 2018), contribuindo para minimizar a ocorrência de eventos hidrológicos extremos, dado o papel da vegetação na manutenção do ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas.

Apesar da importante relação existente entre vegetação nativa e qualidade da água, alguns ambientes como os ecossistemas de áreas úmidas e rios de primeira ordem encontram-se ameaçados pela PNRH, visto que tal mecanismo normativo dispensa a obrigatoriedade da manutenção de faixas de vegetação ao redor desses ambientes (Grasel *et al.* 2018; Taniwhaki *et al.*, 2018). Tal ação pode aumentar a suscetibilidade para a poluição/contaminação, além de contribuir para a perda de qualidade dos corpos hídricos (Silva *et al.*, 2016) e prejudicar a provisão dos serviços ecossistêmicos proporcionados para a sociedade. Valera *et al.* (2018) verificaram que as faixas de delimitação impostas pela LPVN não conferem proteção efetiva aos recursos hídricos.

Xavier *et al.* (2019) salientam que algumas políticas acabam por não considerar toda a complexidade e dependência existentes com o meio aquático. Roriz *et al.* (2017) destacam o enfraquecimento da proteção conferida aos ecossistemas aquáticos e de transição mediante a aprovação da LPVN, assim como ressaltam a supressão de vegetação legal que pode ocorrer.

Soterroni *et al.* (2018) afirmam que se a LPVN não receber o engajamento necessário para o seu cumprimento, o desmatamento ilegal e a mudança dos usos e cobertura da terra podem se intensificar. Juntos, esses fatores acarretam uma série de efeitos adversos para a implementação da PNRH, uma vez que os usos múltiplos da água se tornam comprometidos devido a degradação dos ecossistemas aquáticos e a entrada de substâncias nesses ambientes.

Por outro lado, se devidamente aplicada, a LPVN pode contribuir para a manutenção da segurança hídrica e salvaguardar os serviços ecossistêmicos proporcionados pelos ambientes aquáticos, além de favorecer a recuperação de uma série de nascentes em áreas intensamente antropizadas (Vieira *et al.*, 2018), contribuindo para com a PNRH. Ademais, a definição do termo “áreas úmidas” pela LPVN pode ser útil e tornar as demais terminologias existentes no país redundantes (Maltchik *et al.*, 2018).

Considerações Finais

Fica claro que a LPVN pode contribuir para a implementação da PNRH, visto a recuperação da vegetação nativa ao redor dos corpos hídricos. Todavia, uma série de aspectos negativos associados com a LPVN foram levantados na literatura, demonstrando que o comprometimento dos usos múltiplos da água e a ocorrência de eventos climáticos extremos podem ser favorecidos. Ademais, as faixas de vegetação estabelecidas ao redor dos corpos hídricos não conseguem assegurar de maneira efetiva a qualidade da água. Sendo assim, torna-se indispensável a adoção de estratégias que favoreçam a recuperação das áreas desmatadas ilegalmente e dificultem a realização de novas supressões de vegetação nativa. Recomenda-se também a realização de estudos que utilizem cenários abordando o cumprimento total e parcial da LPVN e as possíveis implicações para a ocorrência de eventos extremos, aspecto abordado pela PNRH.

Agradecimentos

O suporte financeiro foi provido pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Proc. 1618451/2016), pelo Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Proc. 382397/2016) e pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Proc. 158927/2018-4 and 141217/2018-9).

Referências Bibliográficas

BRANCALION, P. H. S. *et al.*, 2016. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações em curso. *Natureza & Conservação* 14, 1 - 16, <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>



BRASIL, 1997. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 - Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm

BRASIL, 2012. Lei nº 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. Disponível: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm

GRASEL, D.; MORMUL, R. P.; BOZELLI, R. L.; THOMAZ, S. M.; JARENKOW, J. A., 2018. Brazil's Native Vegetation Protection Law threatens to collapse pond functions. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16(4), 234 - 237. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.08.003>

MALTCHIK, L., *et al.*, 2018. Legislation for wetland conservation in Brazil: Are existing terms and definitions sufficient? *Environmental Conservation* 45(3), 301 - 305. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000522>

MARONEZE, M.M., ZEPKA, L.Q., VIEIRA, J.G., QUEIROZ, M.I., JACOB-LOPES, E., 2014. A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. *Rev. Ambient. e Água* 9, 445 – 458. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>

PIRES, A. P. F.; REZENDE, C. L.; ASSAD, E. D.; LOYOLA, R.; SCARANO, F. R., 2017. Forest restoration can increase the rio Doce watershed resilience?. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15(3), 187 - 193. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.003>

REZENDE, C. L. *et al.*, 2018. Land use policy as a driver for climate change adaptation: A case in the domain of the Brazilian Atlantic forest. *Land Use Policy* 72, 563 - 569. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.01.027>

RORIZ, P. A. C.; YANAI, A. M.; FEARNSIDE, P. M., 2017. Deforestation and Carbon Loss in Southwest Amazonia: Impact of Brazil's Revised Forest Code. *Environ Manage* 60(3), 367 - 382. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0879-3>

SILVA, F. L.; MOITAS, M. L.; BIANCHINI JR, I.; CUNHA-SANTINO, M. B. Qualidade dos sedimentos do rio Monjolinho: índice de geoacumulação. *Rev. Ciência, Tecnologia & Ambiente* 4(1), 79 - 87. <http://dx.doi.org/10.4322/2359-6643.04111>



SOTERRONI, A. C.; *et al.*, 2017. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. *Environmental Research Letters* 13(7), 1 - 12.

TANIWHAKI, R. H. *et al.*, 2017. The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the challenge for first-order stream conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16(1), 49 - 53. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.007>

VALERA, C. A. *et al.*, 2019. The Buffer Capacity of Riparian Vegetation to Control Water Quality in anthropogenic Catchments from a Legally Protected Area: A Critical View over the Brazilian New Forest Code. *Water* 11, 1 - 16, <https://doi.org/doi.org/10.3390/w11030549>

WOLKMER, M. de F.S., PIMMEL, N.F., 2013. Política nacional de recursos hídricos: governança da água e cidadania ambiental TT - National water resources policy: water governance and environmental citizenship. *Sequência (Florianópolis)* 165–198. <https://doi.org/10.5007/2177-7055.2013v34n67p165>

XAVIER, R. A.; CAMARGO, V. C.; CARDOSO, O. R.; TASSI, R. , 2019. Eco-hidrologia integrada ao manejo dos recursos hídricos em áreas úmidas: caso do Banhado do Taim, RS. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 24(1), 187-197. <https://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019147356>.

Cobertura da terra e expansão urbana na Ilha Comprida (Estado de São Paulo) entre 2010 e 2018.

^aAndrade, H. M.; ^bBorges, I.; ^bFushita, A. T.; ^bVasconcelos, V. V.

^ahedlla@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

O presente trabalho avalia a expansão urbana no município de Ilha Comprida – SP, entre os anos de 2010 e 2018. Para tanto, foram atualizadas bases de uso urbano e cobertura da terra com imagens aéreas Emplasa e Digital Globe e os cálculos de área. Os resultados apontam que a expansão urbana concentrou em áreas classificadas como cobertura por gramíneas que também apresentaram maior quantidade (em área) da tipologia área construída entre os anos de 2010 e 2018, que diminuíram nas áreas classificadas como dunas. Os ecossistemas de restinga, mangues e dunas, legalmente protegidos, apresentaram menor expansão urbana entre 2010 e 2018.

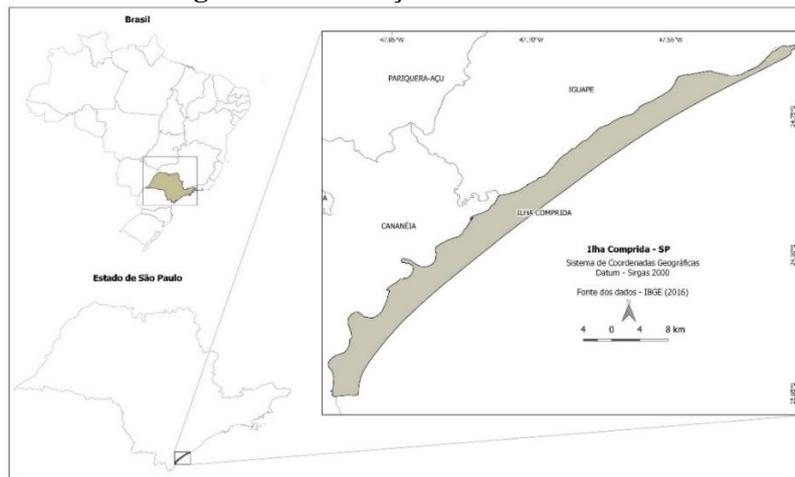
Palavras-chave: Áreas protegidas, geoprocessamento.

Introdução

As mudanças de cobertura da terra têm amplo impacto no funcionamento dos ecossistemas, sendo fortemente conduzidas pela ação antrópica, sendo os processos de urbanização conduzidos pelo homem uma das principais razões de mudança (TURNER; LAMBIN; REENBERG, 2007).

O processo de urbanização em Ilha Comprida – SP e conseqüente mudanças de cobertura do solo é recente, começando a ser intensificado a partir da década de 1960, devido à construção da Rodovia Régis Bittencourt (BR-116), que facilitou o acesso a toda a região do litoral sul, atraindo as atividades turísticas (ARAÚJO, 2015), que gerou grande especulação imobiliária a partir da década de 1950, com forte intensificação em 1970 (ARARIPE; FIGUEIREDO; DEUS, 2008).

Integrando o complexo estuarino lagunar localizado no litoral sul de São Paulo (Figura 1), o município é notoriamente alvo de ações para a conservação da biodiversidade, com a incidência de cinco Unidades de Conservação em seu território. Apesar destas ações, o impacto da expansão urbana vem ocorrendo sobre áreas de fragilidade ambiental nos últimos anos, concomitante com a discussão do plano diretor do município (SOUZA, 2014) e elaboração do plano de manejo da Área de Proteção Ambiental Ilha Comprida (APAIC) e revisão do zoneamento proposto pelo Decreto Estadual nº 26.881 de 1987 (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2019a, 2019b).

Figura 1. Localização da área de estudo.

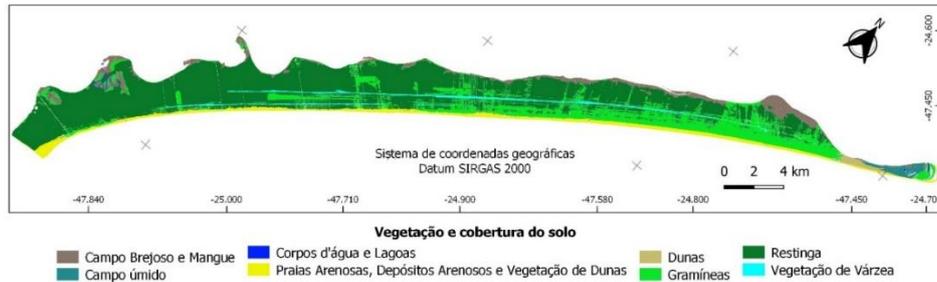
Fonte: Autoral.

Com base neste cenário, o presente trabalho procurou identificar as classes de vegetação e de cobertura da terra que têm sofrido maior impacto com a expansão urbana entre os anos de 2010 e 2018, de modo que os resultados presentes neste trabalho podem embasar ainda mais as discussões do plano diretor municipal.

Material e Métodos

Os dados de uso e cobertura da terra foram obtidos através do trabalho de Souza (2014) e do Atlas da Restinga de Brizzotti e Faria (2016). Para elaboração dos mapas de área construída, foi atualizada a base dos dados do trabalho de Souza (2014) por meio da interpretação de imagem aérea da Emplasa para o ano de 2010, com resolução de 1 metro, disponível na infraestrutura estadual de dados espaciais ambientais do Estado de São Paulo no portal Datageo (<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/>), e interpretação de imagens de satélite de alta resolução da Digital Globe disponíveis no sistema Google Maps para o ano de 2018, com resolução de 0,50 metro.

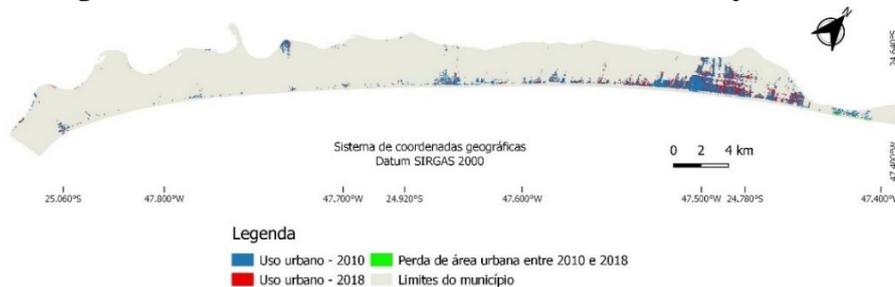
Por meio da base de dados vetoriais, foram calculadas as áreas de uso e cobertura da terra incidentes sobre o município estudado, além da área construída sobre cada classe de cobertura do solo, com as funções de cálculo de áreas e de intersecção do *software* de geoprocessamento QGIS, versão 3.4. Agrupou-se as classes campo brejoso, mangue, praias arenosas, depósitos arenosos e vegetação de dunas, para viabilizar a análise de áreas menores a 1,3 km². Neste trabalho, foram consideradas as classes gramíneas, campo brejoso, mangue, campo úmido, praias arenosas, depósitos arenosos, vegetação de dunas, restinga, dunas e vegetação de várzea, conforme Figura 2.

Figura 2. Vegetação e cobertura da terra em Ilha Comprida – SP.

Fonte: Adaptado de Souza (2014) e Atlas da Restinga (BRIZOTTI; FARIA, 2016).

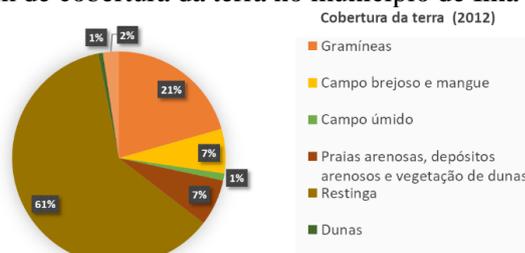
Resultados e Discussão

A espacialização da área construída para os anos de 2010 e 2018 (Figura 3) permite observar o crescimento urbano, especialmente na região nordeste do município de Ilha Comprida. Nesta região mais ao extremo, ocorreu redução de área urbana entre 2010 e 2018, que se deve à ação erosiva do mar (magnitude e frequência das ressacas), que tem destruído residências nos últimos anos e foi observada em anos anteriores por Farinnacio (2008), Nascimento-Júnior, Tanaka e Guedes (2008) e Souza (2014).

Figura 3. Área construída entre 2010 e 2018 na Ilha Comprida – SP.

Fonte: Autoral.

A porcentagem de cada classe de cobertura da terra, referentes ao ano de 2012, está apresentada na Figura 4. Ressalta-se que os ecossistemas de restinga, mangues e de vegetação fixadora de dunas são classificadas como Áreas de Preservação Permanente pela Lei Federal nº 12.651, de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa.

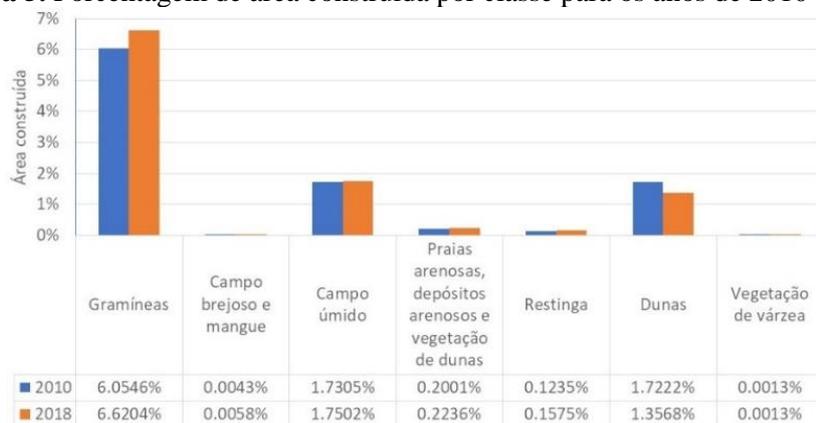
Figura 4. Porcentagem de cobertura da terra no município de Ilha Comprida – SP.

Fonte: Autoral.

Como as áreas das classes analisadas possuem valores muito discrepantes, os resultados referentes a área construída por classe estão apresentados como porcentagem da área construída sobre a área total da classe, conforme Figura 5. Esses resultados mostram que as áreas ocupadas por gramíneas são as que possuem maior área construída (6,05% em 2010 e 6,62% em 2018), apresentando também o maior crescimento urbano entre os anos de 2010 e 2018. A classe de restinga, apesar de ser a de maior área no município (61%), não possui grandes pressões de ocupação e expansão urbana.

A classe de dunas, em contrapartida, apresenta um decréscimo de área construída no intervalo estudado, com taxa de ocupação de 1,72% em 2010 e 1,35% em 2018. Tal comportamento deve-se ao fato de a região de dunas estar localizada no extremo nordeste da ilha, região que sofreu perdas devido à ação erosiva do mar, conforme também observado na Figura 3. Apesar da baixa porcentagem de área construída nas áreas úmidas (campo brejoso e mangue com 0.0043% em 2010 e 0.0058% em 2018, e campo úmido com 1,73% em 2010 e 1,75% em 2018), a presença de expansão observada merece atenção devido ao alto grau de fragilidade e degradação ambiental decorrentes da construção destas áreas. Além disso, Jesus (2002) demonstra preocupação com questões de insalubridade das edificações, visto que boa parte dos loteamentos tem parcela implantada em áreas de mangue. As áreas de praias arenosas, depósitos arenosos, vegetação de dunas (0.20% em 2010 e 0.22% em 2018) e restinga (0.12% em 2010 e 0.15% em 2018), apesar da baixa taxa de ocupação, ainda merecem atenção, tendo em vista que ocorreu um aumento no período analisado. Vale ressaltar ainda que grande parte da restinga encontra-se protegida pelo zoneamento proposto pelo Decreto Estadual nº 26.881 de 1989, devido a sua incidência na Zona de Vida Silvestre, onde não é permitido o parcelamento do solo. A única classe que não sofreu avanços de áreas construída foi a de vegetação de várzea (0.0013% nos dois anos analisados).

Figura 5. Porcentagem de área construída por classe para os anos de 2010 e 2018.



Fonte: Autoral.

Considerações Finais

A análise realizada permitiu identificar as principais áreas do município de Ilha Comprida que merecem atenção devido ao percentual ocupado de área construída e a taxa de expansão urbana, como o caso da região de gramíneas, que possui a maior área ocupada e também a maior expansão (6.05% em 2010 e 6.62% em 2018). Áreas de alta fragilidade (praias arenosas, depósitos arenosos, vegetação de dunas, campo brejoso, mangue e restinga) merecem atenção, pois, apesar da baixa taxa de ocupação, apresentaram evolução da área construída no período estudado. Por fim, os resultados também evidenciaram a diminuição de área urbana na região de dunas (1.72% em 2010 e 1.35% em 2018), que tem sofrido nos últimos anos com as ações erosivas do mar. Evidenciou-se também a relevância das políticas ambientais na proteção dos ecossistemas de restinga, mangues e dunas na ilha, dada a baixa ocupação dessas áreas.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, e do Programa de Iniciação Científica PIC/UFABC.

Referências Bibliográficas

ARARIPE, C. A.; FIGUEIREDO, P. J. M.; DEUS, A. S. DE. 2008. Zoneamento de APA . Preocupação com a Capacidade de Suporte ou garantia da Ação Antrópica Capitalista ? O caso de Ilha Comprida , Litoral Sul de São Paulo . IV Encontro Nacional da Anppas. Brasília - DF: IV Encontro Nacional da Anppas, 2008

ARAÚJO, V. G. DE. 2015. Conflitos entre áreas de uso e ocupação das terras e áreas de conservação no município de Ilha Comprida (SP). Campinas – SP. Monografia de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP

BRASIL. Lei nº 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, ea Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União.

BRIZZOTTI, M.M.; FARIA, M.B.B.C. Atlas da Restinga. 2016. USP. Disponível em: <<http://labtrop.ib.usp.br/doku.php?id=projetos:restinga:restsul:divulga:atlas>>, Acesso em: 30 mar. 2019.

FARINACCIO, A. 2008. Impactos na dinâmica costeira decorrentes de intervenções em praias arenosas e canais estuarinos de áreas densamente ocupadas no litoral de São Paulo, uma aplicação do conhecimento a áreas não ocupadas. Tese. (Doutorado em Ciências) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. 2019a. Plano de Manejo – Área de Proteção Ambiental Ilha Comprida. Disponível em <<https://www.infraestrurameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/pagina-inicial/apas/plano-de-manejo-area-de-protecao-ambiental-ilha-comprida/>>. Acesso em 18/8/2019.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. 2019b. Planos de Manejo – Planos em Elaboração. Disponível em <<https://www.infraestrurameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-em-elaboracao/>>. Acesso em 18/8/2019.

JESUS, A. R. G. 2002. Análise da sustentabilidade ambiental do uso e ocupação do solo no Município de Ilha Comprida - SP. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

NASCIMENTO-JÚNIOR, D. R. TANAKA, A. P. B. GUEDES, C. C. F. 2008. Mudanças Morfológicas da Extremidade NE da Ilha Comprida (SP) nos Últimos Dois Séculos. Revista do Instituto de Geociências – USP. São Paulo, v.8, n.1, p.35-39.

SÃO PAULO (Estado). 1989. Decreto Estadual nº 26.881, de 30 de novembro de 1989. Regulamenta a Área de Proteção Ambiental da Ilha Comprida, criada pelo Decreto nº 26.881, de 11/03/1987 declara a mesma APA como de Interesse Especial e cria, em seu território, Reservas Ecológicas e Área de Relevante Interesse Ecológico. Diário Oficial - Executivo, 01/12/1989, p.11.

SOUZA, T. DE A. DE. 2014 Dinâmica geomorfológica e alterações antrópicas da Ilha Comprida (SP). Tese (Doutorado em Geografia) – Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

TURNER, B. L., LAMBIN, E. F., & REENBERG, A. 2007. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. Proceedings of the National Academy of Sciences, 104(52), 20666-20671.



Conexão entre áreas verdes urbanas em atividades de Educação Ambiental: a experiência da Caminhada Interparques em Santo André

^aMartins, A.; ^bSouza, E. A.; ^bMoraes Neto, J. V.; ^bBatista, D. V.; ^bSavóia, E. J. L.; ^bMendes, J. A.

^aandreamar01@gmail.com

^aPrefeitura de Santo André; ^bDepartamento de Parques Municipais

Resumo

A crescente ocupação nas cidades atua como um vetor de mudança, pressionando a redução no tamanho das áreas verdes que se tornam cada vez mais isoladas. A Caminhada Interparques é uma atividade de Educação Ambiental realizada há sete anos no Município de Santo André que tem como objetivo conectar áreas verdes urbanas atrelando a atividade física, a uma reflexão crítica sobre nossos hábitos e costumes em relação ao ambiente que nos cerca. Mais de 800 pessoas já participaram da atividade durante as sete edições já realizadas. A conectividade entre áreas verdes tem se demonstrado como um assunto relevante para proposições de atividades de Educação Ambiental.

Palavras-chave: Parques urbanos, prática esportiva, meio ambiente, ações educativas.

Introdução

O aumento da população nas grandes cidades tem sido um dos grandes fatores para os processos de urbanização dessas áreas.

Com a crescente ocupação urbana, os fragmentos vegetais têm se tornado cada vez menores e mais isolados. Poucos espaços verdes nas cidades ocasionam consequências adversas ao ambiente, como a diminuição de habitats para pássaros, pequenos mamíferos, insetos ou répteis; e afeta, também, a saúde da população.

As áreas urbanas pouco arborizadas apresentam menor sombreamento e temperatura média mais elevada, se comparada com regiões mais arborizadas. Observa-se maior concentração de partículas de poluentes em suspensão no ar, e a retenção e a infiltração das águas da chuva tende a ser menor, aumentando o risco ou intensificando as enchentes e alagamentos.

Diversos estudos apresentam que o isolamento entre as áreas verdes dificulta o deslocamento da fauna local, e torna as cidades menos agradáveis a pedestre e ciclistas.

O Município de Santo André, localizado no ABC paulista é uma das cidades mais arborizadas da macrometrópole de São Paulo, além de conter, em seu território, um importante remanescente de Mata Atlântica na Região Metropolitana de São Paulo.

Aproximadamente 62% do território do município de Santo André está coberto por remanescentes de vegetação nativa, sendo que 55% do município encontra-se na área de mananciais, incluindo duas Unidades de Conservação de Proteção Integral, e estão localizadas na

Macrozona de Proteção Ambiental, conforme o Plano Diretor de Santo André (Lei nº 8.696/04 alterada pela Lei 9394/12)

Além das unidades de conservação e áreas legalmente protegidas, o município de Santo André, possui, na Macrozona Urbana, 10 Parques Urbanos, que somam mais de 600 mil de metros quadrados de área, com rica vegetação que, além de áreas de lazer, permitem o contato com a natureza, manutenção do microclima, além de outros serviços ambientais prestados para todos os moradores.

Segundo a Resolução CONAMA nº 369 de 2006, Parque urbano é definido como “espaço de domínio público que desempenhe função ecológica, paisagística e recreativa, propiciando a melhoria da qualidade estética, funcional e ambiental da cidade, sendo dotado de vegetação e espaços livres de impermeabilização”

Os Parques Urbanos são locais que possuem diversas funções que garantem o equilíbrio e qualidade ambiental da Cidade. Além das funções ecológicas, paisagísticas e sociais, os Parques Urbanos são importantes locais para o desenvolvimento práticas esportivas e de atividades educacionais.

A presença de áreas verdes além de aumentar a qualidade ambiental das cidades também e permite a proposição e o desenvolvimento de inúmeras atividades de Educação Ambiental.

Diante deste contexto, desde 2013 acontece a Caminha Interparques que conecta dois Parques Urbanos do Município de Santo André. Em 2019, a atividade está em sua sétima edição tem como objetivo exemplificar a conexão entre áreas verdes por meio de uma atividade física (caminhada) que é também uma atividade de educação ambiental crítica e reflexiva, abordando de forma prática a importância das áreas verdes, do contato com a natureza, do exercício físico, da menor utilização do carro, entre outros fatores que podem contribuir para a construção de uma cidade ambientalmente agradável para todos. O presente trabalho tem como objetivo relatar e apresentar a reflexão das sete edições da atividade de Educação Ambiental “Caminhada Interparques” realizada em Santo André.

Material e Métodos

Santo André é um Município localizado no ABC Paulista, que possui 10 Parques urbanos, que juntos somam mais 600 mil metros quadrados de área verde. Pensando em atrelar a prática esportiva e a reflexão sobre os hábitos e como eles interferem no Ambiente, foi organizada, em 2013, a 1ª. edição da Caminhada Interparques.

O objetivo dessa atividade de Educação Ambiental é sensibilizar e promover a reflexão sobre a importância das áreas verdes e da reconexão com a natureza ao escolher um percurso que interliga dois parques urbanos. Esta atividade pretende também incentivar a redução da utilização



de automóveis, e a carona solidária como hábito rotineiro. As caminhadas como práticas saudáveis é uma atitude simples que podem melhorar a qualidade de vida e a qualidade ambiental das Grandes Cidades. Para realizar essa atividade de Educação Ambiental, as diversas Secretarias da Prefeitura Municipal de Santo André, como Meio Ambiente, Semasa, Trânsito, Guarda Municipal, Esporte, Lazer e Saúde, atuam conjuntamente para que a atividade ocorra de forma segura para todos os participantes.

Resultados e Discussão

O número de participantes por edição da atividade, os Parques Urbanos e distância percorrida estão expressos no Quadro 1. Durante as sete edições da Caminhada Interparques, foi registrado um público total superior a 800 pessoas, entre 100 e 200 por edição.

Quadro 1. Síntese das informações sobre as sete Edições da Caminhada Interparques.

| Ano de Realização | Parque Inicial | Parque Final | Extensão | Número de participantes |
|-------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------|-------------------------|
| 2013 | Parque Antonio Fláquer | Parque Deputado José Cicote | 1,5 Km | 100 |
| 2014 | Parque Celso Daniel | Parque Deputado José Cicote | 3 Km | 200 |
| 2015 | Parque Celso Daniel | Parque Deputado José Cicote | 3 Km | 100 |
| 2016 | Parque Celso Daniel | Parque Deputado José Cicote | 3 Km | 115 |
| 2017 | Parque Deputado José Cicote | Parque Celso Daniel | 3 Km | 130 |
| 2018 | Parque Celso Daniel | Parque Deputado José Cicote | 3 Km | 100 |
| 2019 | Parque Deputado José Cicote | Parque Celso Daniel | 3 Km | 150 |

O percurso realizado na primeira edição conectou os Parques Antônio Fláquer (Ipiranguinha), localizado na Vila Alzira em Santo André e o Parque Deputado José Cicote (Central), localizado na Vila Assunção em uma caminhada de cerca de 1,5km de extensão. A atividade teve início com exercícios de aquecimento que antecedeu a saída para a Caminhada, que seguiu acompanhada de um carro de som, cujo objetivo foi animar os participantes e trazer informações sobre as questões ambientais atreladas a importância das áreas verdes e da menor utilização de veículos automotores para o meio ambiente. Ao final, o grupo foi recepcionado por um professor de dança, que realizou uma aula aberta em meio a um evento repleto de atividades esportivas como aulas de danças e Oficinas de Educação Ambiental como cestaria em Jornal, Bio Jóias, entre outras, que permitem a ampliação da discussão ambiental sobre pequenos hábitos cotidianos que podem contribuir com a questão ambiental de forma lúdica e interativa.

A segunda Edição da Caminhada, realizada em 2014, ganhou novo roteiro interligando dois dos principais Parques do Município: o Parque Celso Daniel, localizado no Bairro Jardim, num percurso de cerca de 3 km de extensão até o Parque Central (Figura 1).

A segunda edição da Caminhada contou com intervenções teatrais no aquecimento, durante o percurso e ao final uma peça de teatro de cunho ambiental.

Devido à facilidade de acesso ao Parque Celso Daniel, e também ao fechamento de vias mais centrais para realização deste trajeto a caminhada seguindo o Percurso Parque Celso Daniel – Parque Central foi o percurso realizado durante os anos de 2015 e 2016 (Figura 1).

No ano de 2017, o percurso foi invertido (Parque Central-Parque Celso Daniel) e incluiu atividades de saúde e bem estar, como aferição de pressão arterial e massagem além das tradicionais oficinas ambientais oferecidas ao final do evento. Em 2018, seguiu-se o percurso Parque Celso Daniel – Parque Central e a atividade contou com a participação de um grupo de integrantes do Tiro de Guerra de Santo André que participaram da Caminhada junto aos munícipes.

Em 2019, a atividade chegou a sua Sétima edição e teve novamente uma inversão no trajeto. Neste ano, os participantes partiram do Parque Central e foram recepcionados no Parque Celso Daniel por uma Feira Vegana, que trouxe, além de atividades de cunho ambiental, opções de produtos e alimentos produzidos sem crueldade animal, além de uma programação musical que se estendeu ao longo de todo o dia no Parque.

Figura 1. Trajeto da Caminhada Interparques, interligando os Parques Celso Daniel e Central



Figura 2. Terceira Edição da Caminhada Interparques realizada em 2015



Apesar da caminhada ser a atividade principal, a sensibilização para a questão ambiental também é realizada por meio de aulas abertas e oficinas de caráter ambiental, além de atividades culturais como intervenções e apresentações teatrais que acontecem nos parques, e ao longo das sete edições foram incorporadas na Caminhada Interparques.

Durante a caminhada, o carro de som traz informações sobre as questões ambientais atreladas a importância das áreas verdes, de reduzir o uso de automóveis, e a carona solidária como hábito rotineiro. Ao longo das sete edições, a atividade tem sido bem avaliada através de relatos dos participantes, porém alguns questionamentos sobre a necessidade de infraestrutura de retorno para o Parque de origem nos fazem questionar e refletir sobre estratégias para sensibilizar a importância de atividades que estimulem o caminhar como prática para o bem estar e saúde e para estimular o menos uso de veículos para pequenas distâncias.

Considerações Finais

A realização da atividade “Caminhada Interparques” com intervenções pontuais e ações associadas à principal (caminhada) sensibilizou, durante a execução da atividade, sobre a importância de áreas verdes, da conexão (e proximidade) entre parques, principalmente aqueles que são os pontos inicial e final.

A conexão entre áreas verdes tem se demonstrado como um assunto interessante e prático para atividades de Educação Ambiental, por estarem no cotidiano dos munícipes e pode ser facilmente executado de forma contínua, como no caso da “Caminhada Interparques”.

Agradecimentos

Agradecimentos ao Departamento de Parques Municipais da Secretaria do Meio Ambiente de Santo André e ao Departamento de Gestão Ambiental do Serviço Municipal de Saneamento Ambiental de Santo André, e as demais Secretarias envolvidas na atividade.

Identificação de áreas suscetíveis às inundações por meio de modelagem hidráulico-hidrológica – Estudo de caso da bacia hidrográfica do Ribeirão dos Perus – São Paulo – SP

^aCavalcanti, G. X.; ^bGraciosa, M. C.

^agi.x.cavalcanti@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

A expansão urbana provoca impactos e contribui para a ocorrência das inundações nas bacias hidrográficas em decorrência da impermeabilização do solo, retificação dos cursos d'água e ocupação das várzeas, resultando em significativo aumento dos volumes de chuva convertidos em escoamento superficial. Esta realidade comum nas grandes cidades é especialmente relevante nos municípios da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP. O objetivo deste trabalho foi identificar as áreas suscetíveis às inundações na bacia hidrográfica Ribeirão dos Perus, a qual apresenta recorrentes problemas de enchentes, localizada na Zona Norte do Município de São Paulo. Por meio de modelagem hidráulico-hidrológica. Foram avaliados as vazões de pico e os níveis de inundação na bacia para os cenários atual e futuro de urbanização, para os Tempos de Recorrência – TRs 10, 25 e 100 anos. A modelagem foi realizada com o modelo hidrológico do SCS e modelo hidráulico de remanso, utilizando, para a simulação, os *softwares* da plataforma HEC – Hydrological Engineering Center. Os níveis de inundação foram projetados sobre o terreno utilizando-se ferramenta de Sistema de Informações Geográficas, para obter as manchas de inundação. Os resultados indicaram vazões de pico e níveis de cheia superiores à capacidade de escoamento do canal, desde o cenário menos crítico – TR 10, atual, agravando-se, progressivamente, até o cenário mais crítico – TR 100, futuro. Em todos os cenários a mancha de inundação estendeu-se por sobre áreas ocupadas por residências, comércio, áreas institucionais e sistema viário. As manchas de inundação simuladas podem ser utilizadas como ferramenta de planejamento, projeto e gestão para o controle das inundações na bacia. A metodologia pode ser replicada para a obtenção de manchas de inundação em outras bacias hidrográficas urbanas.

Palavras-chave: Inundações urbanas; mancha de inundação; modelagem hidráulico-hidrológica; Ribeirão dos Perus.

Introdução

A expansão urbana traz muitos impactos físicos nas bacias hidrográficas, como aumento dos picos e volumes de cheia e das velocidades do escoamento, dada a redução da infiltração, a retificação e canalização dos cursos d'água, a implantação de vias de fundo de vale e a supressão das planícies naturais de inundação. Nesse contexto se encontra a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) que tem especial relevância no cenário nacional por sua complexidade e impacto na vida de aproximadamente 21,4 milhões de habitantes, segundo estimativa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para 2017.

Desde o início do intenso processo de urbanização da RMSP, os cursos d'água metropolitanos sofreram descaracterização hidráulica, bem como as bacias sofreram forte alteração em suas condicionantes hidrológicas. Os processos naturais de escoamento superficial foram

fortemente afetados. As vazões de cheia atingem o pico em curtos períodos de tempo, caracterizando a condição de cheias rápidas com pouco tempo de resposta, o que tende a agravar os danos provocados pelas inundações.

Existem diversas medidas de controle de inundações e para isso é necessário compreender os aspectos técnicos, econômicos, institucionais e ambientais envolvidos (CANHOLI, 2014). Sendo assim, o intuito deste trabalho foi identificar, por meio de modelagem hidráulico-hidrológica áreas suscetíveis às inundações, para uma dada cheia de projeto, em uma bacia hidrográfica em processo de expansão urbana e já fortemente impactada pelas condicionantes antrópicas, na RMSP. Tomou-se, por estudo de caso, a bacia hidrográfica Ribeirão dos Perus – localizada na Zona Norte do Município de São Paulo e que abrange um importante distrito localizado na bacia do médio Juqueri, afluente direito do Rio Tietê.

Material e Métodos

Área de estudo – bacia hidrográfica do Ribeirão dos Perus – São Paulo – SP – Brasil

A bacia hidrográfica do Ribeirão dos Perus está inserida na porção norte do município de São Paulo, abrangendo região do Distrito de Perus. Drena uma área de aproximadamente 28,0 km² pertencente à bacia do Rio Juqueri, nele desaguando em sua margem esquerda, na divisa entre os municípios de São Paulo e Caieiras. Pertence, portanto, à bacia Hidrográfica do Alto Tietê, contribuindo para a sua margem direita, próximo ao limite jusante da RMSP. A bacia do Ribeirão dos Perus encontra-se em processo de expansão urbana, havendo áreas não ocupadas e trechos de várzea preservados. A relevância de tomar esta bacia por objeto de estudo está relacionada ao estágio de ocupação da bacia e das possibilidades que a mesma apresenta em termos de planejamento da ocupação futura das áreas ainda não urbanizadas a fim de prevenir o agravamento dos problemas relacionados às enchentes.

Elaboração de base de dados georreferenciada da bacia hidrográfica de estudo

A base cartográfica georreferenciada foi elaborada em escala 1:10.000 no *software* QGIS, a partir de dados disponibilizados na plataforma GeoSampa, da Prefeitura Municipal de São Paulo, abrangendo: hidrografia, altimetria com curvas de nível de 1 em 1 metro, sistema viário e ortofoto. A batimetria com as seções e perfil longitudinal dos cursos d'água foram obtidos a partir de cadastro disponibilizado pela Prefeitura Municipal de São Paulo.

Cenários simulados

Foram simuladas as cheias correspondentes aos Tempos de Recorrência TR-10, 25 e 100 anos, nos cenários atual e futuro, sendo que, no cenário futuro, estimou-se um maior grau de urbanização e impermeabilização do solo.

Modelagem hidrológica

Foi utilizado o modelo SCS – *Soil Conservation Service (Natural Resources Conservation Service, 1986)*, com propagação da onda de cheia pelo método de *Muskingum*. A aplicação do modelo SCS contempla as etapas de obtenção da precipitação efetiva e transformação chuva-vazão, por meio do parâmetro “*curve number*” – CN, que varia de 0 a 100 e é tanto maior quanto menor a capacidade de infiltração do solo, definida por três variáveis principais:

- a) o grupo hidrológico do solo, indicativo de sua capacidade de infiltração, definido em quatro tipos que variam desde A – maior propensão à infiltração, onde enquadram-se os solos arenosos até D – menor propensão à infiltração, onde enquadram-se os solos argilosos; a literatura de referência (Canholi, 2014; Prefeitura Municipal de São Paulo (2013)) estima, para o município de São Paulo, que os solos enquadram-se majoritariamente no grupo hidrológico B;
- b) a umidade anterior do solo, que, no modelo SCS, é categorizada em três tipos: I – solo seco; II – solo medianamente úmido e III – solo saturado. Por tratar-se de simulação voltada para o planejamento, a Prefeitura Municipal de São Paulo (2013) recomenda a adoção da condição de umidade anterior tipo II – solo medianamente úmido.
- c) tipo de uso e ocupação do solo, que varia desde campos com vegetação, com menores coeficientes CN, até áreas urbanas edificadas de alto adensamento, com CN próximo de 100. Esses valores foram obtidos, a partir da ortofoto e mapa de uso e ocupação do solo, aplicando-se tabelas disponíveis na literatura de referência: Prefeitura Municipal de São Paulo (2013); Tucci (2001); Canholi (2014).

Os traçados das sub-bacias foram delimitados a partir de nós de simulação definidos em pontos característicos da bacia para a obtenção das vazões de projeto, quais sejam: exutório da bacia e dos córregos contribuintes; travessias sob o sistema viário principal e secundário e travessias restritivas ao escoamento; a jusante e a montante das confluências; nas singularidades que caracterizam alteração de tipologia do canal, nos pontos de característica alteração do uso e ocupação do solo da bacia contribuinte. Foram adotados trechos de amortecimento em canal entre os nós de simulação no curso d'água principal e afluentes de 1ª ordem e, nesses trechos, aplicou-se o modelo de *Muskingum* para a propagação da onda de cheia no canal.

As simulações foram realizadas com o uso do *software* HEC-HMS, da plataforma HEC (*Hydrologic Engineering Center*). Este módulo calcula a precipitação excedente e simula o processo chuva-vazão em sistemas de bacias e sub-bacias hidrográficas, dados a chuva de projeto, os parâmetros físicos da bacia e os parâmetros do modelo de simulação hidrológica selecionado. Os parâmetros de simulação foram estimados conforme Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros de simulação e metodologia de obtenção.

| Parâmetro | Símbolo | Unidade | Forma de obtenção / Fonte da informação |
|---------------------------|----------------|-----------------|--|
| Área das sub-bacias | A | km ² | Base cartográfica georreferenciada |
| Tempo de concentração | T _c | minutos | Método Cinemático |
| Curve number | CN | adimensional | Tabelas de referências (PMSP, 2013). Tipo de solo B e condição anterior de umidade II |
| Amortecimento nos trechos | K | minutos | Método de <i>Muskingum</i> , considerando velocidade média de escoamento para escoamento permanente uniforme |
| | X | minutos | Método de <i>Muskingum</i> , adotado X = 0,2 (médio amortecimento) |

Modelagem hidráulica

Para a modelagem hidráulica foi aplicado o modelo de remanso hidráulico para a determinação dos níveis de inundação. Este modelo é baseado nos princípios da conservação de energia (equação de *Bernoulli*) e conservação da massa (equação de continuidade) e pode ser aplicado quando for admitida a hipótese de regime de escoamento permanente uniforme ou gradualmente variado. Os parâmetros hidráulicos dos cursos d'água foram obtidos a partir do cadastro topobatimétrico.

As simulações hidráulicas dos cenários avaliados foram realizadas com o *software* HEC-RAS – *River Analysis System*. Foram simulados o curso d'água principal – Ribeirão dos Perus e o seu principal afluente - Córrego Areião, no trecho a jusante do Rodoanel, a partir de onde ocorrem os problemas de inundação na bacia e onde se identificam déficits hidráulicos para as cheias de projeto. Para a modelagem, considerou-se trechos entre seções hidraulicamente homogêneas, inserindo-se, no modelo, tantas seções quanto necessárias para definir a tipologia dos trechos, considerando: trechos de geometria, declividade e revestimento homogêneos; singularidades restritivas ao escoamento; confluências com córregos afluentes, além das seções de contorno, a jusante e montante dos cursos d'água simulados. Ao todo, foram adotadas 30 seções para possibilitar a representação da tipologia do canal nos trechos considerados. Os parâmetros *n* de *Manning* foram obtidos a partir da bibliografia de referência (Canholi, 2012), considerando as tipologias de revestimento do canal.

Resultados e Discussão

Modelagem hidrológica

Obteve-se 64 nós de simulação e 48 sub-bacias como demonstra a Figura 1. As vazões máximas simuladas nos principais nós de simulação, para os cenários avaliados estão apresentadas na Tabela 2.

Figura 1. Topologia da bacia hidrográfica do Ribeirão dos Perus para simulação hidrológica.

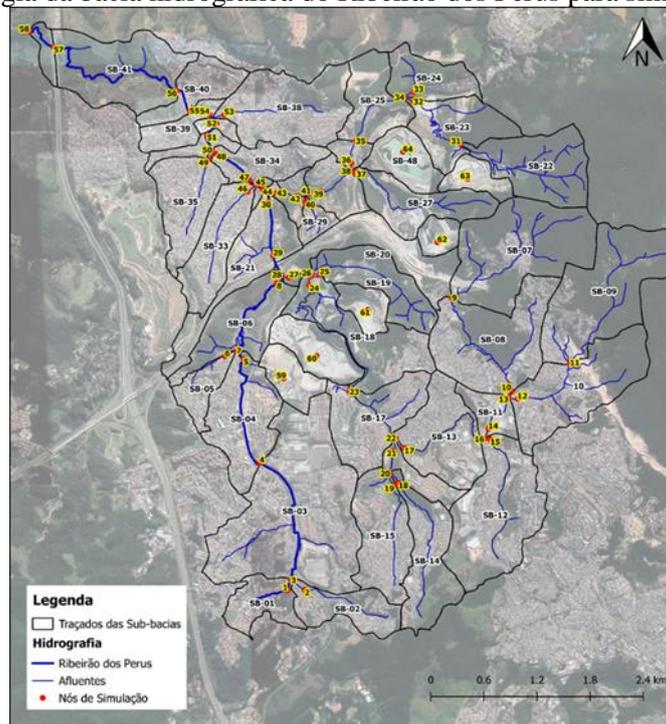


Tabela 2. Vazões máximas simuladas nos nós (m³/s) para os cenários atual e futuro e TRs 10, 25 e 100 anos.

| Nó HEC- HMS | Descrição | Área Dren. (km ²) | Cenário Atual | | | Cenário Futuro | | |
|-------------------|---|-------------------------------------|---------------|----------|-----------|----------------|----------|-----------|
| | | | TR 10 | TR 25 | TR 100 | TR 10 | TR 25 | TR 100 |
| 27 | Foz do Córrego Ajuá no Ribeirão dos Perus | 11.61 | 50.2 | 68.7 | 98.7 | 72.7 | 95.9 | 132.7 |
| 28 | Rib. dos Perus jusante confluência Córrego Ajuá | 16.79 | 77.1 | 105. | 150.2 | 120. | 156. | 213.3 |
| 29 | Ribeirão dos Perus, travessia sob o Rodoanel | 17.54 | 79.3 | 108. | 155.2 | 126. | 164. | 223.9 |
| 43 | Foz do Córrego Areião no Ribeirão dos Perus | 3.84 | 13.6 | 19.9 | 30.5 | 30.8 | 40.8 | 56.5 |
| 44 | Rib. dos Perus jusante confluência Córrego Areião | 22.12 | 94.1 | 128. | 184.3 | 159. | 207. | 283.2 |
| 52 | Ribeirão dos Perus, Praça Inácio Dias / CEU PERUS | 24.14 | 100. | 137. | 197.6 | 171. | 222. | 301.2 |
| 58 | Foz do Ribeirão dos Perus no Rio Juqueri | 27.07 | 108. | 147. | 209.3 | 176. | 228. | 308.4 |

Modelagem hidráulica

A Tabela 3 apresenta os parâmetros hidráulicos para as seções principais de simulação.

Tabela 3. Parâmetros Hidráulicos das seções

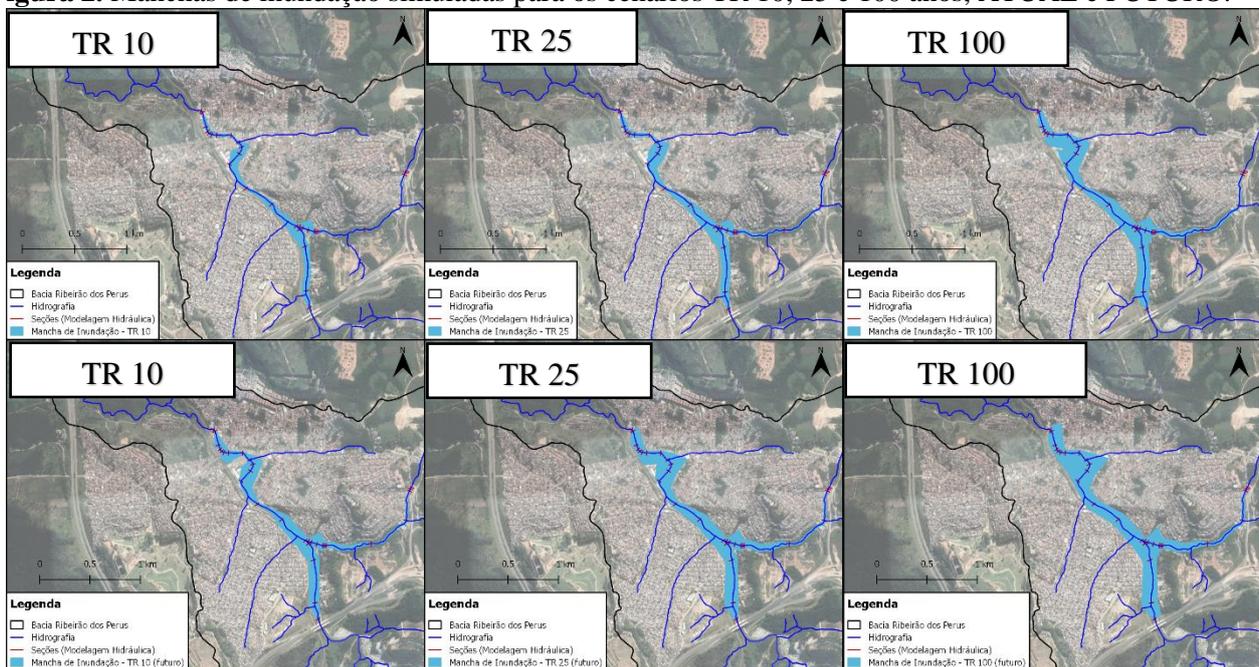
| (1) | Descrição | (2) DA (m) | (1) Nó | (3) CME (m) | (4) CMD (m) | Cenário Atual | | | Cenário Futuro | | |
|-----|--|------------------|-----------|-------------------|-------------------|------------------|--------|--------|------------------|--------|--------|
| | | | | | | Nível d'Água (m) | | | Nível d'Água (m) | | |
| | | | | | | TR 10 | TR 25 | TR 100 | TR 10 | TR 25 | TR 100 |
| 19 | Trav. Rib. dos Perus sob o Rodoanel | 2568.20 | 29 | 743.76 | 743.88 | 743.64 | 744.30 | 745.42 | 744.86 | 745.82 | 747.23 |
| 11 | CEU Perus | 684.80 | 52 | 738.33 | 738.32 | 737.42 | 738.13 | 739.15 | 738.71 | 739.52 | 740.67 |
| 7 | Pç. Inácio Dias | 310.60 | 55 | 737.27 | 737.00 | 735.72 | 736.30 | 737.17 | 736.82 | 737.52 | 738.51 |
| 1 | Trav. Rib. dos Perus sob a linha férrea | 0.00 | 56 | 732.96 | 732.96 | 732.72 | 732.78 | 733.52 | 733.22 | 733.83 | 734.69 |
| 27 | R. Ernesto Botoni | 1084.01 | 38 | 753.09 | 752.81 | 747.68 | 747.92 | 748.27 | 748.27 | 748.52 | 748.86 |
| 23 | Trav. sob R. Ana Maria Franco Laranjeira | 125.21 | 42 | 745.24 | 743.73 | 742.86 | 743.69 | 744.93 | 744.38 | 745.41 | 746.87 |
| 20 | Foz do Córrego Areião no Rib. dos Perus | 0.00 | 43 | 740.89 | 740.90 | 742.80 | 743.61 | 744.82 | 744.23 | 745.22 | 746.63 |

(1) Seção HEC-RAS; (2) Distância Acumulada; (3) Cota Margem Esquerda; (4) Cota Margem Direita

Manchas de inundação

As manchas resultantes, para cada cenário, estão apresentadas na Figura 2, a seguir.

Figura 2. Manchas de inundação simuladas para os cenários TR 10, 25 e 100 anos, ATUAL e FUTURO.



Analisando as vazões de pico e os níveis de inundação simulados, ambos crescentes em função do Tempo de Retorno – TR e da expansão urbana – cenário atual e futuro, corrobora-se o conhecimento prévio das frequentes e graves inundações que ocorrem no Ribeirão dos Perus e o que se tem obtido na literatura, como é o caso dos trabalhos de Moraes *et al.* (2012) e de Damé *et al.* (2010) que apresentaram essa lógica de crescimento destes parâmetros para bacias urbanas, além

de utilizar o mesmo método base SCS para modelagem hidrológica. Tais inundações acabam causando prejuízos ao patrimônio, ao ambiente e, principalmente, à vida humana, tendo sido registradas mortes em decorrência das inundações na bacia. Destaca-se a profundidade dos níveis de submersão simulados. Os mapas de inundação possibilitaram visualizar e avaliar a extensão da mancha de inundação, contribuindo para o diagnóstico quantitativo das cheias na bacia, podendo servir de base para o planejamento das ações estruturais e não estruturais para a contenção das mesmas, como por exemplo, na atuação mais eficiente da Defesa Civil (GUASSELLI *et al.*, 2016).

Considerações Finais

A metodologia desenvolvida neste estudo resultou em mapas de inundação que revelaram a extensão e severidade das inundações na bacia hidrográfica estudada, corroborando as observações e relatos sobre o impacto das inundações da bacia. Os mapas de inundação são ferramentas primordiais para o desenvolvimento das medidas de controle das enchentes e inundações urbanas, assim como sua prevenção e gestão.

Agradecimentos

Este trabalho foi financiado pelo Programa de Iniciação Científica da UFABC (PIC/UFABC).

Referências Bibliográficas

CANHOLI, A. P. Drenagem Urbana e Controle de Enchentes. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.

GUASSELLI, L. A. *et al.* MODELAGEM HIDROLÓGICA E ESPACIALIZAÇÃO DE ÁREAS SUSCETÍVEIS ÀS INUNDAÇÕES NO MUNICÍPIO DE IGREJINHA, RS. *Geo Uerj*, [s.l.], n. 28, p.353-380, 2 maio 2016. Universidade de Estado do Rio de Janeiro. <http://dx.doi.org/10.12957/geouerj.2016.10984>.

MORAES, I. C. *et al.* INTERFERÊNCIA DO USO DA TERRA NAS INUNDAÇÕES DA ÁREA URBANA DO CÓRREGO DA SERVIDÃO, RIO CLARO (SP). *Revista Brasileira de Geomorfologia*, [s.l.], v. 13, n. 2, p.187-200, 20 out. 2012. *Revista Brasileira de Geomorfologia*. <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v13i2.252>.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE, CONSERVATION ENGINEERING DIVISION (1986). *Urban Hydrology for Small Watersheds*. Technical Release 55.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO (2013). *Diretrizes Básicas para Projetos de Drenagem urbana no Município de São Paulo*. São Paulo, elaborado pela Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica.

TUCCI, C. E. M. *et al.* *Hidrologia: ciência e aplicação* / organizado por Carlos E. M. Tucci - 2 ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH, 2001.



Impacto na mobilidade devido à alagamento no eixo Tamanduateí

Paiva Junior, H.

^ahumberto.paiva@ufabc.edu.br

^aUniversidade Federal do ABC

Resumo

Nesse trabalho é realizado um estudo exploratório, para a seleção de uma metodologia de avaliação de impactos sobre a mobilidade devido à alagamentos e inundações. Na literatura há diversos estudos desse tipo com abordagens que variam de estudos teóricos à empíricos. A experiência relatada nesses estudos sugere a simulação de tráfego como instrumento promissor para investigar cenários e realizar prognósticos, bem como na mensuração dos custos e benefícios de alternativas, para evitar ou mitigar impactos de alagamentos dos sistemas viários. A fim de exemplificar o potencial dessa abordagem, realiza-se uma simulação supondo um evento de alagamento num trecho da Av. dos Estados durante o horário de pico da manhã no município de Santo André. Devido à interrupção do sistema viário principal, o tráfego é desviado para vias alternativas gerando um aumento na distância percorrida de 0,4% e do tempo de deslocamento da ordem de 19%. O experimento demonstrou a aplicabilidade do simulador de tráfego do município de Santo André, para o emprego das abordagens sugeridas na literatura.

Palavras-chave: Transporte; mobilidade; simulação; impacto ambiental; extremos climáticos; alagamento.

Introdução

Ao longo da história moderna a riqueza e bem-estar da humanidade foi construído por um sistema econômico linear. Nele o esforço físico e intelectual humano foram aplicados para transformar o capital natural em bens de consumo sem considerar os limites dos recursos ambientais e sua capacidade de reabsorver tudo que é descartado nesse processo econômico. Reagindo à essa forma de desenvolvimento, surge nos anos 70 o conceito da economia circular. Sua visão holística sobre atividades humanas e suas consequências influenciam e unem diversas áreas além da economia e meio ambiente como a política e a educação, a fim de lidar não só com as mudanças climáticas, mas com todos os aspectos relacionados com a sustentabilidade (GALLAUD e LAPERCHE, 2016).

Com metade da população mundial vivendo em áreas urbanizadas (DESA, 2018), sua densificação e pressão sob ambientes locais e globais motivou as Nações Unidas à coordenar um esforço mundial para construir cidades “Resilientes” capazes de lidar com os riscos urbanos, sociais, econômicos e ambientais gerados pelo colapso das redes urbanas de infraestrutura e serviços logísticos devido à crises ambientais crônicas ou agudas, de origem natural ou antrópica (UNISDR, 2012 e 100 RESILIENTE CITIES, 2019).

Outro fenômeno atual do urbanismo são as Cidades Inteligentes (DAMERI, 2017) e dentre as muitas definições propostas, uma que melhor explica a motivação desse artigo é a apresentada

por Vives (2018): “Cidades inteligentes são aquelas preparadas para responder adequadamente aos problemas cotidianos enfrentados pelos seus moradores, oferecendo os melhores serviços, maximizando oportunidades e as melhores soluções urbanas através da mais avançada tecnologia.”

A Resiliência Urbana e as Cidades Inteligentes são uma meta mundial, a fim de tornar as cidades mais resistentes às crises e mais adaptadas às mudanças socioeconômicas e ambientais esperadas. Dentre os vários desafios naturais, a drenagem urbana é um dos mais frequentes, assim como a mobilidade urbana, um dos principais pilares das Cidades Inteligentes. A drenagem é tão essencial para a saúde e segurança da cidade quanto a mobilidade para o seu desenvolvimento econômico. As redes de drenagem urbana, tão importantes para gerenciar as relações entre atividades humanas e o ciclo hidrológico (BUTLER et. al., 2018), ao entrar em colapso, sob as condições de um evento climático extremo, geram um efeito em cascata nas demais redes urbanas, sendo a mobilidade o primeiro a ser afetado.

Observando a relevância dos efeitos sobre a mobilidade, especialistas em drenagem urbana começaram a recorrer às ferramentas de modelagem de sistemas de transportes para mensurar impactos de inundações e alagamentos. Enquanto os danos às áreas alagadas são relativamente fáceis de serem previstos e quantificados, o espaço de circulação quando afetado por um evento hidrológico extremo produz um efeito difuso e de difícil delimitação devido ao seu caráter dinâmico, se propagando por áreas mais extensas que as regiões alagadas.

A pesquisa nesse assunto tem se desenvolvido em duas frentes: uma empírica e outra teórica a fim de obter os parâmetros adequados para a calibração dos modelos clássicos de transportes e representar o comportamento do tráfego num sistema viário sob diferentes condições de alagamento.

Um dos trabalhos pioneiros nessa área foi apresentado por Suarez, et. al. (2005) que empregou um modelo de macrossimulação de tráfego para mensurar os impactos do alagamento de um conjunto de vias de transporte numa área urbana. A estratégia adotada na modelagem foi a interrupção total dos arcos da rede modela correspondente às vias alagadas. Os indicadores mensurados foram os acréscimos nos tempos e distâncias gerados com o desvio das rotas de circulação.

Em Pyatkova, et. al. (2014) encontra-se uma associação entre um modelo hidrológico-hidráulico e de terreno com outro de transportes, bem como a ampliação dos indicadores de impactos. A proposta desse trabalho leva à uma avaliação dinâmica dos impactos, que não é possível com os macrossimuladores.

Simulando o avanço da área alagada por um modelo de inundações o modelo de transportes é atualizado com os arcos da rede que entraram em colapso e para isso emprega-se um microssimulador para calcular o estado do sistema a cada segundo. O trabalho de Pyatkova, et. al.

(2014) ainda inclui o cálculo dos impactos ambientais decorrentes do consumo adicional de combustível e emissões de gases do efeito estufa.

Mais recentemente em Pregolato et. al. (2017) encontra-se outro elemento importante para a modelagem. Os autores alertam que nem sempre que uma via é alagada o tráfego é interrompido, portanto simulações que não levem isso em consideração tendem a superestimar os impactos de eventos hidrológicos extremos. Nesse trabalho os pesquisadores desenvolvem um conjunto de observações de campo e propõem uma relação entre o nível do alagamento e a restrição de fluxo e velocidade do tráfego. Dessa forma a modelagem de tráfego passa a lidar com o conceito de restrição de capacidade dos arcos do modelo de rede de transportes no lugar de sua interrupção total, como ocorre nas experiências anteriores, citadas.

O objetivo desse trabalho é realizar uma aplicação exploratória do modelo de simulação de tráfego e transportes do município de Santo André a fim de avaliar sua contribuição potencial para a avaliação de impactos de cenários de alagamentos e inundações. Nesse processo, o modelo é preparado para realizar a avaliação de um cenário hipotético de alagamento dentro da área de suscetibilidade à inundação do eixo Tamanduateí, (IPT,2015). Realiza-se uma aplicação prática seguindo a abordagem sugerida por Suarez, et. al. (2005), explorando suas possibilidades de análise, a partir de um cenário de alagamento na Av. dos Estados nº 5001. Dessa forma prepara-se o aprimoramento futuro desse modelo considerando as sugestões de Pyatkova, et. al (2014) e Pregolato et. al. (2017).

Material e Métodos

O desenvolvimento de um diagnóstico de sistemas de transportes por simulação de tráfego, envolve a modelagem das características da infraestrutura, sistemas de sinalização/comunicação, serviços de transportes, bem como das características da demanda desses serviços.

Nesse estudo foi empregado o modelo de redes de transportes e demanda de viagens motorizadas calibrado por Gentile e Paiva (2017). Os dados para a construção desse modelo foram extraídos de rede de simulação da Companhia Paulista de Trens Metropolitanos (CPTM) no formato EMME/INRO que é usando para o desenvolvimento do planejamento estratégico de seus serviços na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Esse modelo é baseado na pesquisa domiciliar de origem e destino de viagens, realizada em 2007 e possui quatro cenários de simulação considerando as demandas de viagens e a oferta de serviços ou mudanças na estrutura viária e corredores de transporte público projetados para os anos de 2010, 2014, 2020 e 2025.

A base teórica do modelo de macrossimulação da RMSP e do modelo construído para o município de Santo André é o método clássico *Transport Planning Modelling* ou como é mais

conhecido na literatura o “Método das 4 etapas”, descrito em detalhes por Ortuzar e Willumsen (2001).

O Modelo de Santo André, está no formato do *software* AIMSUN NEXT/SIEMENS. Ele possui um conjunto de centroides próprio especialmente construído para possibilitar a aplicação de uma matriz de atravessamento de viagens (ORTUZAR; WILLUMSEN, 2001) motorizadas compatível com o modelo da RMSP. Mas sua rede possui uma densidade de arcos e nós superior à rede da RMSP dentro do município para possibilitar a realização de microssimulações. Agregando mais informações que as disponíveis no modelo estratégico da CPTM, o modelo de Santo André possibilita a simulação do comportamento do sistema de tráfego de forma determinística-estática (macrossimulação) ou estocástica-dinâmica (microssimulação).

Nesse estudo foi empregado o algoritmo de alocação estática Frank-Wolf (ORTUZAR; WILLUMSEN, 2001) para carregar a rede com o fluxo de viagens motorizadas gerado pela matriz de atravessamento calculada por Gentile e Paiva (2017) considerando o cenário CPTM de 2014, que melhor representa a condição atual da infraestrutura e demanda de transportes da RMSP, bem como a circulação de serviços de ônibus urbano e metropolitano geridos pela Prefeitura de Santo André e EMTU, conforme sua grade horária e itinerários.

O problema de simulação de impactos de eventos gerados por alagamento ou inundação, nesse caso, empregou dois cenários (Figura 1): o primeiro (cenário 1) com a rede de transportes funcionando em condições normais dada sua capacidade atual, e o segundo (cenário 2) com a interrupção completa do fluxo no trecho da Av. dos Estados (1) na altura do número 5001 (losango amarelo) em ambos os sentidos da via, seguindo o método de Suarez, et. al., (2005), sem a utilização de um modelo hidrológico-hidráulico e de terreno, porque a posição do evento foi arbitrada dentro da área de suscetibilidade à inundações do município (área hachurada em vermelho) (IPT,2015).

A alocação da matriz de viagens nos dois cenários, reproduz a distribuição do fluxo de viagens motorizadas durante o horário de pico da RMSP que ocorre no período das 7h às 8h da manhã.

Considerando que todo o trecho da avenida dos Estados (1) no município de Santo André encontra-se numa área de suscetibilidade à inundação, um evento de alagamento na avenida pode ocorrer em qualquer ponto dessa área afetando qualquer extensão da avenida. Logo, para a finalidade exploratória desse estudo tomou-se como exemplo o ponto da Figura 1 por estar próximo da área mais crítica e importante em termos de transporte e mobilidade do município no cruzamento da Av. dos Estados (1) com o corredor de ônibus ABD na Av. Antônio Cardoso (2) e o Terminal Rodo-ferroviário Pref. Celso Daniel (3).

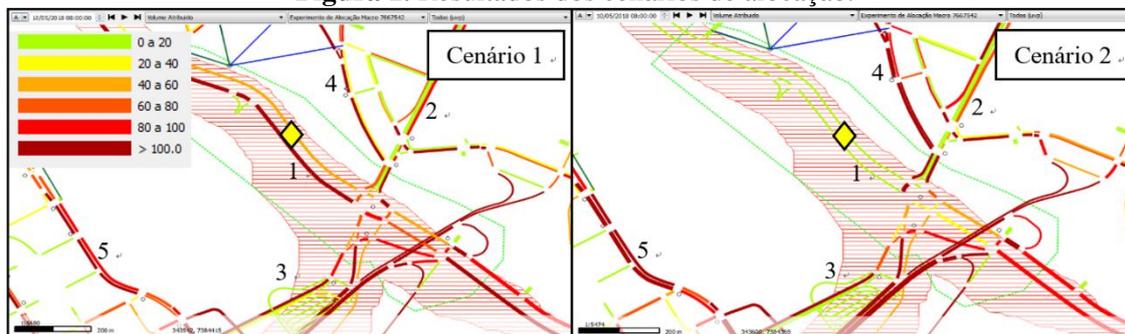
Resultados e Discussão

No horário de pico da manhã em Santo André circulam aproximadamente 84 mil veículos (1/3 veículos de passagem) percorrendo 480 mil km dentro do município e gastando no total 64 milhões de minutos. A macrossimulação realizada na área de estudo comparou somente os cenários de diagnóstico ou cenário de referência (Cenário 1) e o cenário do evento estudado (losango amarelo) (Cenário 1) (Figura 1).

O cenário de referência na área de estudo apresenta, no horário de pico da RMSP, uma circulação de veículos rodoviários aproximada de 172,9 mil veículo*km e 8,5 milhões de minutos (Cenário 1).

No cenário do evento estudado, a distância percorrida e tempo despendido na circulação na área de estudo aumenta para 173,6 mil veículos.km e 10,1 milhões de minutos (Cenário 2). Esse aumento representa apenas 0,4% da distância percorrida, porém produz um atraso nos deslocamentos de 19%, bem como a realocação das viagens no sistema viário. Na figura 1 pode-se observar, comparando os dois cenários que a densidade de tráfego na rua Oratório (4) e Av. Industrial (5) aumentam devido à impossibilidade de passar no trecho alagado.

Figura 1. Resultados dos cenários de alocação.



Os resultados (Figura 1) sugerem que para o evento específico simulado, uma intervenção num pequeno trecho do sistema viário, a fim de melhorar a velocidade das rotas que absorveram o tráfego da via interrompida, tem um grande potencial de mitigação dos efeitos negativos sobre o sistema de transporte estudado.

Dado que nesse caso, a restrição de capacidade sobre o sistema viário da Av. dos Estados foi gerada por um evento de alagamento, a solução óbvia para o problema seria o investimento em sistemas de drenagem que previnam tais eventos. Mas os resultados da simulação demonstram o potencial de uma solução de outra natureza como a requalificação do uso e ocupação do solo ou políticas e ações de planejamento e engenharia de transporte e mobilidade para lidar com os efeitos de problemas de drenagem urbana.

A avaliação empregada nesse estudo explorou apenas parte das estatísticas geradas pela macrossimulação por serem informações primárias do modelo e obtidas por um processo clássico e consolidado de cálculo.

A partir do modelo de simulação de tráfego de Santo André empregado nesse estudo surgem as seguintes oportunidades para continuação desse trabalho:

1. Exploração da microssimulação, para analisar em maior detalhe os impactos de alagamentos sob a influência das características do desenho urbano e interações entre o tráfego e os demais sistemas de transportes como linhas e pontos de ônibus, sistemas semaforicos, faixas de pedestres, polos geradores de viagens, topografia etc.;

2. Emprego de microssimulação para cálculo de veículos presos em alagamentos, simulando o avanço da área alagada ao longo do tempo;

3. Com os dados de distância percorrida e circulação de veículos na área de estudo é possível estimar a emissão de poluentes. A partir da quantidade de poluentes e do tempo de atrasos, critérios de monetarização podem ser aplicados para estimar os custos ou deseconomias urbanas gerados pelos eventos simulados;

4. Aplicar métodos de tomada de decisão multicriteriais para sugerir alternativas de mitigação ou prevenção mais sustentáveis para lidar com o risco de alagamentos ou inundações no eixo Tamanduateí;

5. Associar o modelo de microssimulação com outros modelos ambientais como realizado em Pyatkova, et. al (2014) e implementar os critérios de restrição parcial de capacidade conforme sugerido em Pregolato et. al. (2017);

Considerações Finais

O estudo da literatura citada, bem como o experimento realizado demonstram a viabilidade de aplicação do modelo de simulação de tráfego de Santo André em estudos e planos de contingência para lidar não somente com eventos hidrológicos-hidráulicos extremos, mas com qualquer tipo de evento que restrinja a capacidade do sistema de transportes do município, tais como acidentes, manifestações, eventos culturais ou até mesmo intervenções urbanas estruturais radicais como a desocupação das áreas de suscetibilidade à inundação. A técnica de modelagem aplicada num caso pode ser aplicada nos demais, subsidiando o planejamento ambiental e urbano.

A concepção de cidades resilientes e inteligentes requer ciência, tecnologia e planejamento ambiental e urbano adequados. As soluções para um problema não estão restritas à uma única área de conhecimento, ainda que o problema seja intrínseco dessa área específica. O espaço urbano está inserido num sistema ambiental, portanto, uma cidade resiliente e inteligente deve ser tão capaz de se recuperar de eventos extremos quanto de se adaptar a eles.

Agradecimentos

Agradecemos a colaboração das empresas e instituições: Companhia Paulista de Trens Metropolitanos (CPTM), Empresa Metropolitana de Transportes Urbanos (EMTU), Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) e Prefeitura de Santo André, pelas informações que subsidiaram a construção das simulações desenvolvidas nesse trabalho, bem como à UFABC pela disponibilização de seu Laboratório de Modelagem Ambiental e Urbana e assistência durante todo o processo, bem como à todos os alunos voluntários e bolsistas que contribuem para o sucesso das atividades de ensino, pesquisa e extensão dessa instituição.

Referências Bibliográficas

- 100 RESILIENTE CITIES. 2019. What is Urban Resilience? Disponível em: <100resilientcities.org/resources/#section-1>. Acessado em: 17/08/2019.
- BUTLER, D. DIGMAN, C. J. MAKROPOULOS, C. DAVIES, J. W. 2018. Urban Drainage. CRC Press Taylor & Francis Group. ISBN 978-1-4987-5058-5
- DAMERI, R. P. 2017. Smart City Implementation. Creating Economic and Public Value in Innovative urban Systems. Springer. ISBN 978-3-319-45766-6 DOI 10.1007/978-3-319-45766-6
- DESA. 2018. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. Key facts. United Nations. Department of Economic and Social Affairs. Disponível em:<<https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-KeyFacts.pdf>> Acessado em:18/08/2019
- GALLAUD, D.; LAPERCHE, B. 2016. Circular Economy, Industrial Ecology and Short Supply Chain. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, USA. p.119
- GENTILE, L.P.; PAIVA, H. 2017. Construção de rede de macro e microsimulação para a cidade de Santo André/SP. 21º Congresso Brasileiro de Transporte e Trânsito. Associação Nacional de Transportes Públicos. São Paulo. Disponível em: <<http://files.antp.org.br/2017/7/10/construcao-de-rede-de-macro-e-micro-simulacao-para-a-cidade-santo-andre.pdf>> Acessado em: 15/11/2017
- IPT. 2015. Carta de suscetibilidade a movimentos gravitacionais de massa e inundações. Município de Santo André-SP. Agosto 2013 (Revisão 03 – Março 2015). Instituto de Pesquisa Tecnológica. São Paulo. Disponível em: < <http://www.cprm.gov.br/publique/Gestao-Territorial/Prevencao-de-Desastres-Naturais/Cartas-de-Suscetibilidade-a-Movimentos-Gravitacionais-de-Massa-e-Inundacoes---Sao-Paulo-5088.html>>. Acessado em: 16/08/2019.
- ORTÚZAR, J. D.; WILLUMSEN, L. G. 2001. Modelling transport. 4. ed. Chichester, GBR: Wiley Publishing, c2001. xix, 586 p., il. ISBN 9780470760390.
- PREGNOLATO, M.; FORD, A.; WILKINSON, S. M.; DAWSON, R. J. 2017. The impact of flooding on road transport: A depth-disruption function. Transportation Research Part D, v.55, p.67-81.
- PYATKOVA, K.; CHEN, A. S.; DJORDJEVIC, S.; BUTLER, D. 2014. Flood impact on Road Transportation Using Microscopic Traffic Modelling Technique. Semantic Scholar. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/64ac/b8aca54d0c89267cc65e918ce4fc2552d284.pdf>> Acessado em 07/05/2018



SUAREZ, P.; ANDERSON, W.; MAHAL, V.; LAKSHMANAN, T.R. 2005. Impacts of flooding and climate change on urban transportation: A systemwide performance assessment of the Boston Metro Area. *Transportation Research Part D*, v.10, p.231-244.

UNISDR. 2012. Como construir Cidades Mais Resilientes. Um Guia para Gestores Públicos Locais. Uma contribuição à Campanha Global 2010-2015. Construindo Cidades Resilientes – Minha Cidade está se preparando! Genebra, Novembro de 2012. Disponível em: <https://www.unisdr.org/files/26462_guiagestorespublicosweb.pdf> Acessado em:17/08/2019.

VIVES, A. 2018. *Smart City Barcelona. The Catalan Quest to Improve Future Urban Living*. Sussex Academic Press. ISBN 9781782845324

Santo André: Comportamento Médio das Variáveis Meteorológicas para a Zona de Qualificação Urbana e Avaliação da Temperatura Interna de Dormitórios em Edificações Residenciais Multifamiliares

^aSacht, H. M.; ^bCardoso, A. O.

^anicesacht@yahoo.com.br

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

No presente estudo foi realizada uma caracterização climática da Zona de Qualificação Urbana de Santo André e analisada a influência do posicionamento dos dormitórios na temperatura interna dos mesmos, para uma habitação multifamiliar padrão, que atualmente vem sendo repetida no município de Santo André. Para tal, foram analisados dados meteorológicos obtidos no Serviço Municipal de Saneamento Ambiental (Semasa); realizado um levantamento das características dos edifícios habitacionais predominantes, o desenvolvimento de um modelo e execução de simulações computacionais. Foram obtidas as temperaturas internas para dois casos, com dormitórios no centro e nas extremidades dos pavimentos, para o primeiro e segundo pavimento e orientações solares leste e oeste. Os resultados indicaram a influência do posicionamento dos dormitórios na temperatura interna. A quantidade de paredes expostas ao exterior foi o que mais influenciou nas diferenças de temperaturas interiores observadas, sendo que a posição em termos de altura não indicou grandes diferenças.

Palavras-chave: Arquitetura bioclimática; clima; dormitórios; habitação multifamiliar; Santo André; temperatura interna.

Introdução

Observa-se atualmente em Santo André o crescimento do número de edifícios habitacionais, que está adquirindo um perfil de “cidade dormitório”, onde boa parte dos trabalhadores reside, porém exercem suas atividades em São Paulo. No caso de Santo André, 237.773 moradores (35,15% do total) se deslocam para outras cidades, sendo 10,62% para São Paulo e 10,32% para São Bernardo (PEREIRA, 2015). Nessas novas iniciativas habitacionais são repetidas soluções corriqueiras, desconsiderando aspectos do clima local.

Sobre o clima, o município de Santo André caracteriza-se com clima subtropical úmido mesotérmico, e de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger é do tipo Cfb (verões quentes e invernos amenos). No período de dados disponível (2011 a 2018) para o local estudado, na estação meteorológica Camilópolis (Utinga), a temperatura média anual foi em torno de 20°C, sendo o mês mais quente fevereiro, com temperatura média de 23,3°C, e o mês mais frio (julho) com a temperatura média de aproximadamente 17°C. Nesse período, os recordes de temperatura foram de 38°C, no dia 17 de janeiro de 2015, e a mínima foi de 5,5°C, no dia 13 de junho de 2016. De modo geral, esses valores observados são semelhantes aos divulgados pela Prefeitura de Santo

André, exceto no caso dos recordes que indicam os valores de 3°C para a mínima e de 35°C para a máxima (PREFEITURA DE SANTO ANDRÉ, 2013).

Observa-se diante de tais especificidades, que é necessário um estudo criterioso das características climáticas, de forma a estabelecer as decisões projetuais adequadas ao clima, que se determinadas de forma criteriosa, vão influenciar na diminuição de consumo energético para o resfriamento durante o verão e o aquecimento durante o inverno para edifício, e no aspecto urbano favorecer a implantação de novos projetos.

O que se observa são habitações multifamiliares sendo construídas de forma a obter o maior número de unidades com áreas mínimas, sem uma preocupação maior com condições de conforto ambiental e habitabilidade. As condições de conforto térmico de um dormitório, por exemplo, são de grande importância para a Região do ABC Paulista, uma vez que essa região está se tornando um conjunto de cidades dormitório para pessoas que desempenham suas atividades em São Paulo. Considerando um tempo de descanso de oito horas por dia e retirando cerca de um mês de ausência por ano, uma pessoa permanece em torno de 2680 horas nesse ambiente. A temperatura interior dos dormitórios, além de influenciar diretamente nas condições de conforto e saúde dos ocupantes, influencia diretamente no consumo de energia.

Tendo em vista esses aspectos e a necessidade de estudos de desempenho térmico para os climas do ABC, foi avaliado o comportamento médio das variáveis meteorológicas para a Zona de Qualificação Urbana (na qual estão ocorrendo grande parte das novas construções habitacionais) e levantadas características construtivas de uma solução habitacional padrão, que vem sendo construída no município e avaliada as condições de temperatura interna observada nos dormitórios. Baseado nisso, foi analisada a influência do posicionamento dos dormitórios na temperatura interna dos mesmos.

Material e Métodos

Para o desenvolvimento da presente pesquisa, primeiramente foram analisados os dados meteorológicos horários obtidos junto ao Serviço Municipal de Saneamento Ambiental (Semasa), de forma a caracterizar o ciclo sazonal das variáveis precipitação e temperatura. Assim, a partir dos dados disponíveis de precipitação, foram calculados os totais de precipitação acumulada mensal. Posteriormente, foi calculada a média para cada mês do ano, no período de 2011 a 2018. No caso da temperatura do ar, primeiramente foram identificados os valores diários máximo, médio e mínimo, obtendo-se a série de médias mensais utilizadas para calcular o valor médio para cada mês em todo o período, caracterizando o ciclo sazonal da temperatura.

Posteriormente foi realizado um levantamento das características dos edifícios habitacionais predominantes no município de Santo André e posteriormente o desenvolvimento de um modelo e

execução de simulações computacionais utilizando a interface gráfica Design Builder, para o programa Energy Plus.

O modelo base considerado para a execução das simulações computacionais foi um ambiente de permanência prolongada, inserido numa tipologia típica construída em Santo André (Figuras 1 e 2), cujas dimensões foram adotadas observando os valores mínimos estabelecidos, e ainda, parâmetros das seguintes normas e regulamentos: RTQ-R (INMETRO, 2012), Código de Obras de Santo André (SANTO ANDRÉ, 2000) e Código Sanitário de São Paulo (SÃO PAULO, 1978). Após a definição do modelo base, foi desenvolvido o arquivo climático formato .epw para utilização nas simulações computacionais, tendo como base o ano de 2016, determinado com base na exclusão de anos com dados faltantes ou extremos, trata-se de um procedimento usual na área de conforto ambiental das edificações.

Figura 1. Modelo com os dormitórios posicionados no centro das fachadas oeste e leste.

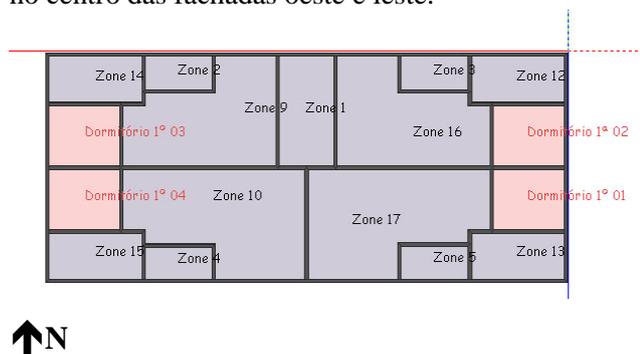
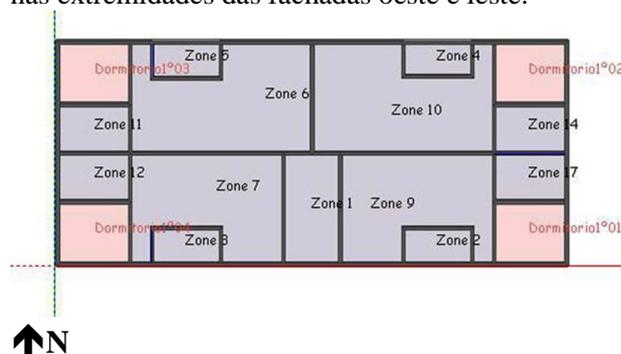


Figura 2. Modelo com os dormitórios posicionados nas extremidades das fachadas oeste e leste.



As características construtivas predominantes da tipologia simulada foram obtidas por meio de entrevistas realizadas com o arquiteto Silvio Mariano Barbosa, sobre Projetos Residenciais em Santo André. O profissional entrevistado atua há 10 anos na Secretaria de Desenvolvimento e Geração de Emprego – Diretoria de Controle Urbano, Gerência de Aprovação de Projetos da Prefeitura de Santo André (BARBOSA, 2018a; BARBOSA, 2018b).

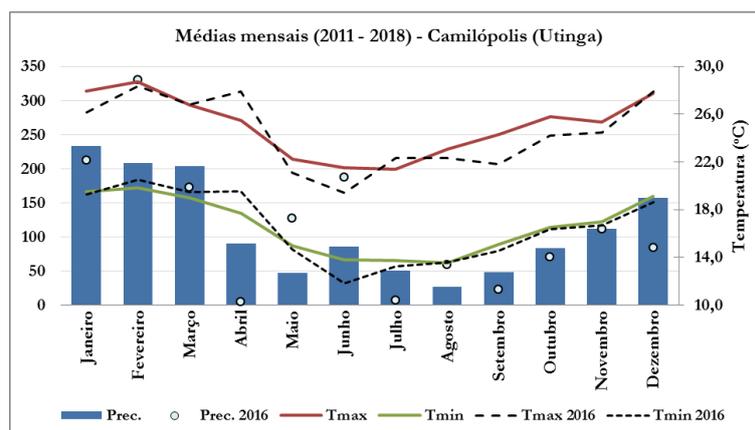
Resultados e Discussão

Com base nos dados meteorológicos obtidos, foi possível ter o conhecimento do comportamento médio das variáveis meteorológicas no período disponível e não a característica climática, a partir de normais climatológicas, que requer pelo menos 30 anos de dados.

Primeiramente, será apresentada uma análise dos dados climáticos para a da Zona de Qualificação Urbana de Santo André (Estação 01 - Camilópolis -Utinga), pois a mesma foi a base para execução de simulações computacionais.

Através dos dados meteorológicos da Estação Camilópolis (Utinga) disponibilizados é possível verificar o padrão médio mensal de chuvas e temperatura (Figura 3). Observa-se o ciclo sazonal marcado na precipitação e na temperatura, com valores mais elevados no verão e menores no inverno. No caso da temperatura, ao longo de todo o ano há uma elevada amplitude térmica diária (diferença entre as temperaturas máximas e mínimas, devido ao ciclo diurno), com valores superiores entre o inverno e o verão, atingindo máximos no inverno com valores que superam 9 °C, podendo destacar o mês de agosto com amplitude térmica média de 9,5 °C e o mês de fevereiro com 8,9 °C. Em relação à temperatura média, a amplitude térmica anual (ciclo sazonal) é em torno de 6,5°C, atingindo o máximo em fevereiro 23,3°C e o mínimo em julho de 16,9°C. Além dos dados climáticos para todo o período, foram inseridos no gráfico os dados de 2016, por ser o ano considerado para o desenvolvimento do arquivo climático em formato .epw, para execução de simulações computacionais, determinado com base na exclusão de anos com dados faltantes ou extremos.

Figura 3. Padrão médio mensal de precipitação e temperatura para a Zona de Qualificação Urbana de Santo André.



Os resultados seguintes apresentam temperaturas mensais para dormitórios posicionados no centro e nas extremidades das unidades, bem como um comparativo entre as mesmas (variação de temperaturas por andar e orientação solar usual). Foi considerada a faixa de conforto estabelecida pelos estudos da aplicação do conceito *Passive House* para climas quentes: acima dos 20°C e abaixo dos 26°C (PASSIVE-ON, 2007).

No caso do 1º. pavimento, para os dormitórios a oeste, as temperaturas foram bem próximas, para ambos os Casos 01 e 02, ou seja, tanto para dormitórios posicionados na parte central da planta (uma parede exposta), quanto nas extremidades (duas paredes expostas). Destacou-se o Caso 02 (paredes expostas) a oeste em abril, com a maior temperatura interna (28.32°C). Para os dormitórios a leste, as maiores temperaturas internas foram para o Caso 01 e as menores para o Caso 02 (Figura 4).

No caso do 2º. pavimento, para os dormitórios a oeste, as temperaturas mais elevadas foram observadas para o Caso 02 (duas paredes expostas), com uma diferença em relação ao Caso 01 de 2 a 3 °C nos meses mais frios (maio, junho e julho). Novamente destacou-se o Caso 02 (paredes expostas) a oeste em abril, com a maior temperatura interna (28.63°C). Para os dormitórios a leste, as maiores temperaturas internas foram para o Caso 01 (uma parede exposta) e as menores para o Caso 02 (duas paredes expostas) (Figura 5).

Em síntese, para o Caso 01 (uma parede exposta), ao comparar os dormitórios na mesma posição e em andares diferentes, observou-se que as temperaturas internas estão bem próximas, possivelmente devido ao fato dos mesmos possuírem apenas uma parede exposta ao exterior. Para o Caso 02 (duas paredes expostas), ao comparar os dormitórios na mesma posição e em andares diferentes, observou-se que as temperaturas internas estão mais elevadas para os posicionados a oeste do 2º pavimento, possivelmente devido ao fato dos mesmos possuírem duas paredes expostas ao exterior, e ainda estar mais próximo à cobertura.

Figura 4. Caso 01 (dormitórios no centro da planta) x Caso 02 (dormitórios nas extremidades): Resultados comparativos das temperaturas mensais para o modelo nas fachadas oeste e leste – 1º. Pavimento.

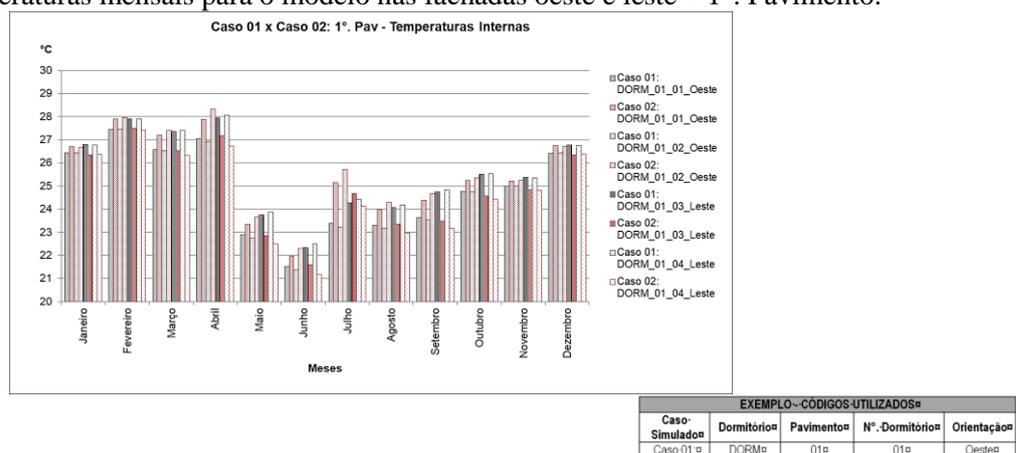
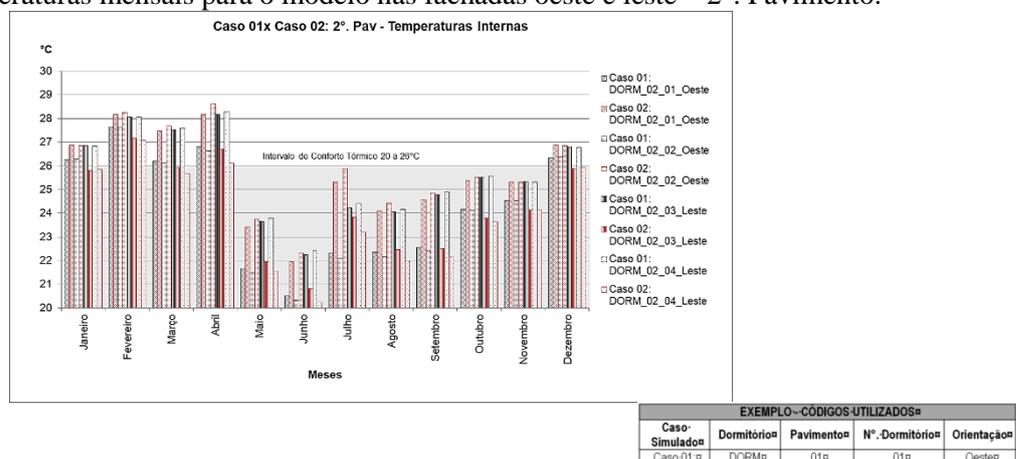


Figura 5. Caso 01 (dormitórios no centro da planta) x Caso 02 (dormitórios nas extremidades): Resultados comparativos das temperaturas mensais para o modelo nas fachadas oeste e leste – 2º. Pavimento.



Considerações Finais

A quantidade de paredes expostas ao exterior foi o que mais influenciou nas diferenças de temperaturas interiores. A posição vertical (andar) não indicou grandes diferenças, possivelmente pelo fato de não ter sido avaliado um pavimento com a cobertura exposta ao exterior, pois para o município, a predominância de uso desse pavimento (quarto pavimento) é como terraço. Para o Caso 01 (uma parede exposta para o exterior) analisado, ao comparar os dormitórios na mesma posição e em andares diferentes, observou-se que as temperaturas internas estão bem próximas, possivelmente devido ao fato dos mesmos possuírem apenas uma parede exposta ao exterior. Para o Caso 02 (duas paredes expostas para o exterior), ao comparar os dormitórios na mesma posição e em andares diferentes, observou-se que as temperaturas internas estão mais elevadas para os posicionados a oeste do 2º pavimento, possivelmente devido ao fato dos mesmos possuírem duas paredes expostas ao exterior, e ainda estar mais próximo à cobertura.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento.

Referências Bibliográficas

BARBOSA, S. M. 2018a. Entrevista aberta - Áreas de Predominância dos Projetos Residenciais em Santo André. Secretaria de Desenvolvimento e Geração de Emprego – Diretoria de Controle Urbano, Gerência de Aprovação de Projetos - Prefeitura de Santo André. Santo André, Junho.

BARBOSA, S. M. 2018b. Entrevista aberta sobre Projetos Residenciais em Santo André. Secretaria de Desenvolvimento e Geração de Emprego – Diretoria de Controle Urbano, Gerência de Aprovação de Projetos - Prefeitura de Santo André. Santo André, Maio.

INMETRO - Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. 2012. Programa Brasileiro de Etiquetagem (PBE). Regulamento Técnico da Qualidade para o Nível de Eficiência Energética de Edificações Residenciais (RTQ-R). Residencial. Disponível em: <http://www.pbeedifica.com.br/sites/default/files/projetos/etiquetagem/residencial/downloads/RTQR.pdf> Acesso em: 20 Ago. 2019.

PASSIVE-ON. 2007. A Norma Passivhaus em Climas Quentes da Europa: Diretrizes de Projeto para Casas Confortáveis de Baixo Consumo Energético: Parte 1. Revisão de casas confortáveis de baixo consumo energético.

PEREIRA, L. 2015. Mais de 850 mil moradores do ABC se deslocam para estudar ou trabalhar. Universidade Metodista de São Paulo. Disponível em: <http://www.metodista.br/ronline/noticias/cidades/2015/03/quase-70-dos-moradores-de-sao-caetano-trabalham-e-estudam-em-outra-cidade> Acesso em: 20 Ago. 2019.

PREFEITURA DE SANTO ANDRÉ. 2013. Geografia. Clima. Disponível em: <http://www2.santoandre.sp.gov.br/index.php/cidade-de-santo-andre/geografia> Acesso em: 20 Ago. 2019.



SANTO ANDRÉ. 2000. Lei nº 8.065 de 13 de julho de 2000. Código de Obras e Edificações do Município de Santo André. Publ. "D. do Grande ABC" 14.07.00, Cad.Class.,

SÃO PAULO. 1978. Assembléia Legislativa do Estado de São Paulo. Decreto nº. 12.342, de 27 de setembro de 1978. Código Sanitário. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1978/decreto-12342-27.09.1978.html>
Acesso em: 20 Ago. 2019.



AR

Poluição atmosférica,
modelagem, gestão e
tratamento de efluentes
gasosos



Análise por macrossimulação da evolução dos limites Proconve de emissão para frota de veículos pesados na Região Metropolitana de São Paulo

Davanzo, D. L.

^adebora_davanzo@hotmail.com

^aUniversidade Federal do ABC

Resumo

Neste estudo foram avaliados os impactos das diferentes fases do Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), instituído pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 18/1986 como forma de mitigar emissões veiculares, na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Utilizando o modelo de macrossimulação de transportes da Companhia Paulista de Trens Metropolitanos (CPTM) e dados da Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA) e Departamento de Pesquisas e Estudos Econômicos (DEPEC) do banco BRADESCO, foram quantificadas as emissões de poluentes pela frota automotiva de Caminhões e Ônibus movidos a Diesel na RMSP, a mais populosa do Brasil. Com base nas fases anteriores e vigentes do PROCONVE aplicáveis à categoria de Veículos Pesados (Caminhões e Ônibus), foi estimada a redução da emissão de poluentes a partir de horizontes futuros e/ou cenários hipotéticos de implementação das fases P8 do PROCONVE. Resultados mostram reduções de até 51% na emissão de poluentes quando se compara a implementação do P8 em 2022 com sua não implementação.

Palavras-chave: Caminhões; emissões; macrossimulação de transportes; PROCONVE; veículos pesados.

Introdução

O aumento da produção industrial, incremento da demanda por energia e crescimento do tráfego de veículos, entre outras causas antropogênicas, contribuem para o aumento da poluição atmosférica, sobretudo em regiões Metropolitanas (Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S.A (EMPLASA), 2017). De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) é a mais populosa, possuindo 21,4 milhões de habitantes. Esta grande escala se reflete na frota circulante, sendo a RMSP responsável por mais da metade das emissões da Macrometrópole Paulista, na qual está inserida (CETESB, 2016).

Com a popularização do automóvel e aumento dos níveis de poluentes atmosféricos, muitos países sentiram a necessidade de estabelecer limites de emissões devido às fontes móveis. Assim, em 1988 foi estabelecida pela Comunidade Econômica Europeia (CEE) a diretiva 88/609/CEE que limita as emissões de certos poluentes para a atmosfera, provenientes de grandes instalações de combustão, dando origem às normas para emissões de poluentes de veículos automotores, conhecidas como Normas Euro (UNECE, 1988). No Brasil, o Conselho Nacional do Meio

Ambiente (CONAMA) instituiu a Resolução nº 18/1986, através da qual foi implementado o Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE).

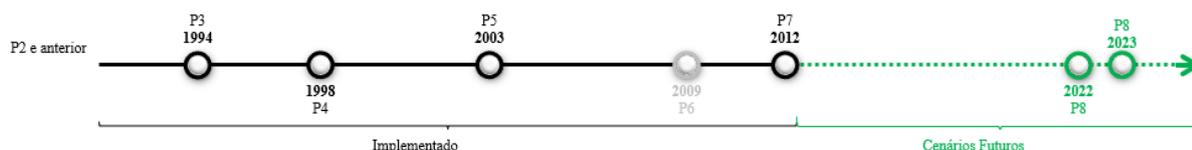
Há uma tendência mundial em se desenvolver metodologias que estimem as massas de poluentes emitidas por estas fontes móveis, levando em conta características da malha de transportes, limitantes regionais e especificidades dos veículos. Para tanto, faz-se necessária a construção de modelos que simulem o comportamento da frota da região em estudo. A teoria Clássica dos Modelos de Transporte divide a área de estudo em zonas de tráfego conectadas por uma rede de nós e ligações para simular o comportamento dos modais de transporte na região de interesse. Leva em conta diversas variáveis socioeconômicas, tais quais, a densidade populacional, renda média da população, empregos, escolas, etc. para estimar a produção, atração, distribuição e alocação de viagens em uma rede de transportes (Ortúzar & Willumsen, 2011). Para estimar a distância percorrida por veículos pesados na RMSP foi utilizado o modelo de simulação de transportes da Companhia Paulista de Trens Metropolitanos (CPTM, 2010).

Conforme apresentado, o objetivo deste trabalho é desenvolver uma metodologia de cálculo de poluentes Gases de Efeito Estufa (GEE) a partir de um modelo de transportes com base georreferenciada e utilizá-lo para quantificar o impacto dos possíveis cenários para as restrições futuras da Legislação de Poluentes aplicada às fontes móveis – em especial veículos pesados.

Material e Métodos

Veículos pesados são definidos pelo PROCONVE como ônibus e caminhões projetados para o transporte de passageiros e ou carga e são regulados pela fase P7 deste programa, instituída pela resolução CONAMA 403/2008. A fase P8, implementada pela resolução CONAMA 490/2018, ainda estava em discussão durante a realização deste estudo, sendo a expectativa que, uma vez sancionada, entrasse em vigor em 2022 ou 2023, conforme ilustra a Figura 1. Em relação à fase anterior, possui limites de emissão mais restritivos para hidrocarbonetos (HC), Óxidos de Nitrogênio (NO_x), e Material Particulado (MP) (CONAMA, 2008). Além destes dois cenários, para fins de comparação, este estudo considerou também a não implementação do P8 em nenhum momento até o Horizonte de 2025.

Figura 1. Evolução das fases do PROCONVE aplicáveis a Veículos Pesados.



Fonte: Autoral. Adaptado de CONAMA (2008).

As distâncias percorridas pela frota de veículos automotores da zona de interesse foram obtidas através do Modelo CPTM 2010, que utiliza RMSP foi modelada como zonas de tráfego cuja conexão se dá através de links. A quantidade de veículos que passa por cada uma destas zonas em diferentes horizontes de projeto (2014, 2020, 2025) foi extraída do modelo CPTM 2010, sendo classificadas de acordo com o modal de transportes. Estes deram origem às categorias “Ônibus” - que agrupa os diferentes tipos de ônibus que percorrem a RMSP - e “Caminhões” (Tabela 1).

Tabela 1. Distância percorrida por modal de transportes em cada Horizonte.

| Horizonte | Caminhões (km) | Ônibus (km) |
|------------------|-----------------------|--------------------|
| 2014 | 760013 | 278269 |
| 2020 | 741766 | 277744 |
| 2025 | 742980 | 279181 |

Fonte: Adaptado de CPTM (2010).

Para determinar o perfil da frota - isto é, a parcela de veículos que possui tecnologia correspondente a cada fase do PROCONVE bem como a idade de cada parcela de veículos, foram considerados os dados presentes no Anuário da Indústria Automobilística Brasileira, publicado pela Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA) em 2018, que mostra a série histórica de veículos novos licenciados no período entre 1957 e 2017. A composição da frota está distribuída entre automóveis, veículos leves, caminhões e ônibus, sendo cada categoria dividida conforme o combustível utilizado. No estudo foram considerados apenas caminhões e ônibus, aqui descritos como veículos pesados movidos a óleo diesel.

Para o período de 2018 a 2025 foram consideradas projeções do Departamento de Pesquisas e Estudos Econômicos (DEPEC) do Banco Bradesco S.A., publicadas no Monitor Setorial do Complexo Automotivo em outubro de 2018. A estimativa de aumento nas vendas em relação ao ano anterior considerada para o ano de 2018 foi de 19,5%, seguida por 7% em 2019 e 6% em 2020 e anos subsequentes. No estudo assumiu-se que o Perfil da Frota de Veículos da RMSP é similar ao perfil nacional, aplicando-se a mesma proporção de veículos em cada uma das fases do PROCONVE.

Os fatores de emissão considerados para cada uma das fases estão apresentados na Tabela 2 e levam em conta as fases atuais de emissão de acordo com Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2011) e a resolução mais recente CONAMA 403/2008. Para a fase P8, ainda em estudo, foram considerados os valores preliminares, levando em conta as propostas discutidas pelos órgãos competentes durante a elaboração deste trabalho (IBAMA, 2018). Para as fases P2 e P1, a legislação aplicada até então não estipulava limites de emissão para MP. Para o cálculo deste poluente foi adotado o mesmo limite correspondente à fase P3. Foi aplicado um Fator Multiplicativo de Deterioração (FMD) a estes limites para veículos cuja idade seja igual

ou superior a 5 anos no horizonte em estudo. Este fator pressupõe que após 5 anos a emissão de todos os poluentes em estudo aumentará em 10%.

Tabela 2. Limites de emissão para veículos pesados no Ciclo Transiente.

| Fase PROCONVE | CO (g/kW*h) | HC (g/kW*h) | NO _x (g/kW*) | MP Massa (g/kW*h) |
|-----------------|-------------|-------------|-------------------------|-------------------|
| P8* | 4,00 | 0,16 | 0,46 | 0,01 |
| P7 | 4,00 | 0,55 | 2,00 | 0,03 |
| P5 | 5,45 | 0,78 | 5,00 | 0,16 |
| P4 | 4,00 | 1,10 | 7,00 | 0,25 |
| P3 | 4,90 | 1,23 | 9,00 | 0,70 |
| P2 e anterior** | 11,2 | 2,45 | 14,4 | 0,70*** |

* Limites P8 baseados na proposta Preliminar do IBAMA.

**Os veículos cuja tecnologia é anterior ao PROCONVE, veículos equivalentes à fase P1, e veículos equivalentes à fase P2, foram agrupados em uma mesma categoria, aqui denominada “P2 e anterior”.

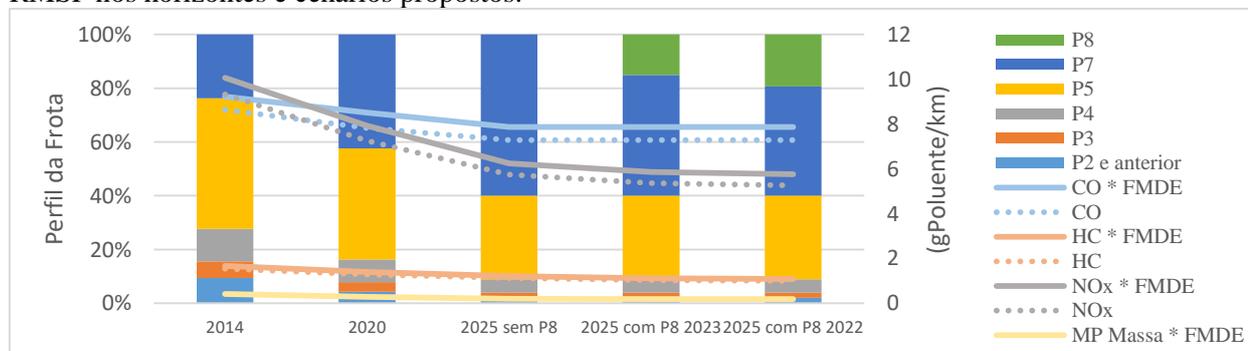
***Para os níveis de MP na categoria “P2 e anterior” foram considerados os níveis de P3.

Fonte: Adaptado de CONAMA (2008) e IBAMA, (2018).

Resultados e Discussão

A Figura 3 apresenta as características dos fatores de emissão encontrados para cada um dos poluentes em estudo nos cenários e horizontes propostos. Comparando os fatores de emissão com os diferentes horizontes, é possível notar a tendência de redução para todos os poluentes. Comparando-se os três diferentes cenários para 2025, nota-se uma redução para todos os fatores, exceto monóxido de carbono (CO), que manteve os mesmos limites para P8 do que na fase P7.

Figura 3. Relação entre o perfil da frota e os fatores de emissão de diferentes poluentes para ônibus na RMSP nos horizontes e cenários propostos.



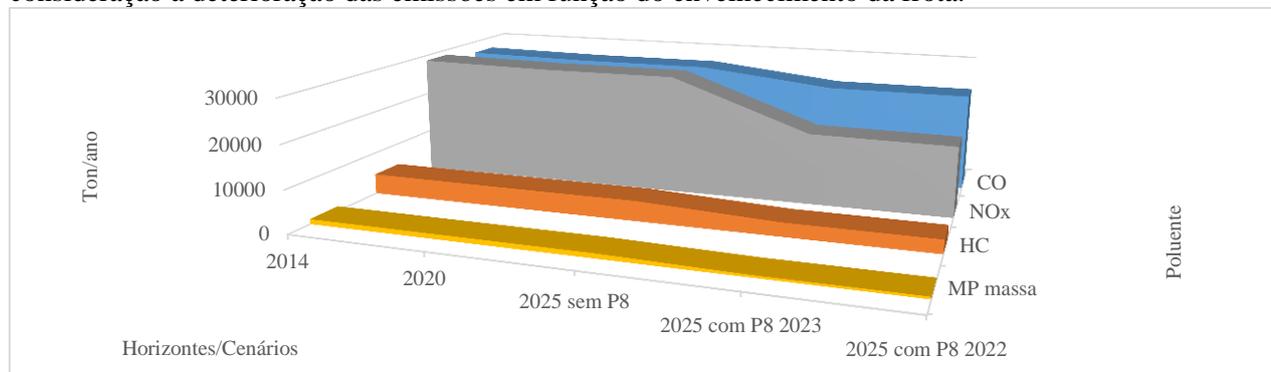
Fonte: Autoral.

A Figura 4 apresenta os resultados obtidos para os diferentes cenários. Considerando deterioração das emissões com o envelhecimento do veículo/motor, os valores para 2025 sem implementação do P8 são: 26.595 t/ano de CO, 4.720 t/ano HC, 28.318 t/ano de NO_x e 1.142 t/ano de MP. Caso o P8 seja implementado em 2023, estes valores caem para 23.130t/ano de CO, 3.252 t.ano⁻¹ de HC, 16.911 ano⁻¹ de NO_x e 536 t.ano⁻¹ de MP.

Caso seja implementado um ano antes (2022), deixarão de ser emitidas pela frota de caminhões e ônibus da RMSP 80 ton.ano⁻¹ de Hidrocarbonetos, 315 ton.ano⁻¹ de NO_x e 4 ton.ano⁻¹

de MP durante o ano de 2025. Não há decréscimo na quantidade de CO entre os cenários 2 e 3 porque os limites de emissão entre as fases P7 e P8 se mantiveram os mesmos para este poluente.

Figura 4. Massas de poluentes emitidas na RMSP nos horizontes e cenários propostos, levando em consideração a deterioração das emissões em função do envelhecimento da frota.



Fonte: Autoral.

Considerações Finais

Os objetivos do trabalho foram alcançados, na medida em que foi possível quantificar a emissão de poluentes em diferentes cenários pela frota de veículos pesados da RMSP.

Quando se compara a implementação do P8 em 2022 com a não implementação desta fase em nenhum momento, houve uma redução significativa das emissões de poluentes: 13,03% nas emissões de CO, 32,78% nas de HC 41,39% nas de NO_x e 53,46% na massa de MP emitida. Desta forma, tornam-se evidentes os ganhos da implementação desta nova fase do PROCONVE um ano mais cedo.

A meta de redução de GEE proposta pelo acordo de Paris pressupõe a redução de emissões em 37% de 2005 a 2025. Ao comparar os cenários 2 e 3 de 2025 com o horizonte de 2014, é possível inferir de forma preliminar que a meta de foi atendida para os níveis de NO_x e MP. Para os demais poluentes seria necessária a estimativa de emissões no horizonte de 2005.

Agradecimentos

Ao meu orientador, por todos os conselhos que excedem as páginas deste trabalho. À CPTM, por compartilhar os dados utilizados para a modelagem.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS FABRICANTES DE VEÍCULOS AUTOMOTORES (ANFAVEA). Anuário da Indústria Automobilística Brasileira. 2018.

BRADESCO. Departamento de Pesquisas e Estudos Econômicos. Complexo Automotivo (DEPEC) - Outubro de 2018. 2018. Disponível em: <<https://www.economiaemdia.com.br>>. Acesso: 02/11/2018.



CETESB. “Relatório de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo”. 3ª edição. 2016.

EMPLASA - Empresa Paulista de Transporte Metropolitano. “Macrometrópole”. Disponível em: <www.emplasa.sp.gov.br/emplasa/macrometropole/macrometropole.pps>. Acesso em: 07/11/2017.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. “Sala de Imprensa - IBGE mostra a nova dinâmica da rede urbana brasileira”. Disponível em: <<http://saladeimprensa.ibge.gov.br/noticias?view=noticia&id=1&busca=1&idnoticia=1246>>. Acesso em: 13/12/2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). Programa de controle da poluição do ar por veículos automotores — Proconve/Promot/Ibama, 3 ed. — Brasília: Ibama/Diqua, 2011. 584 p. Coleção Meio Ambiente. Série Diretrizes — Gestão Ambiental, n.º 3.

ORTÚZAR, J. DE D.; WILLUNSEN, L. G. “Modelling Transport”. Jonh Wiley & Sons, Chichester, 1994, 2001.

PAIVA, C. Modelagem em Tráfego e Transporte. 2014. Disponível em: <http://www.sinaldetransito.com.br/artigos/modelagem_de_viagens.pdf>. Acesso: 13/06/2018.

RESOLUÇÃO CONAMA n° 18/1986, 40 Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE. D.O.U. de 17.06.1986.

Biomonitoramento do ar para chumbo (Pb) no entorno do Polo Petroquímico de Capuava e Paranapiacaba, região do grande ABC (SP)

^aBoian, C.; ^bMartinelli, P. C.; ^bBatista, B. L.; ^bLange, C. N.; ^cMonteiro, L. R.; ^bPedron, T.

^aclaudia.boian@ufabc.edu.br

^{a,b}Universidade Federal do ABC, ^cUniversidade de São Paulo

Resumo

As indústrias petroquímicas e o refino de petróleo são atividades industriais responsáveis pela emissão de poluentes na atmosfera, como por exemplo, os metais pesados. De acordo com estudos anteriores na Região do entorno do Polo Petroquímico de Capuava (PPC) existe uma alta incidência de Tireoidite Crônica Autoimune (TCA) e também foram encontradas nesta região, em amostras de cascas de árvores, altas concentrações de chumbo (Pb). Neste contexto, o principal objetivo deste trabalho foi realizar um biomonitoramento do ar para Pb no entorno do PPC e também em Paranapiacaba (Distrito de Santo André), considerada uma área não fonte de poluição atmosférica, porém sob a influência do transporte de poluentes provenientes do Polo Industrial de Cubatão, onde se localiza a Refinaria de Petróleo Presidente Bernardes. Foram utilizados dois bioindicadores: *Tradescantia pallida* e *Dracaena marginata*. Os resultados mostraram acúmulo de Pb em ambos os bioindicadores para as duas localidades, sendo as concentrações maiores nas amostras de *Tradescantia pallida*.

Palavras-chave: Bioindicadores; metais pesados; poluição industrial; Região Metropolitana de São Paulo.

Introdução

Em função do crescimento populacional, o desenvolvimento econômico e a demanda por energia, as indústrias petroquímicas aumentaram a sua produção nos últimos anos, tornando-se alicerce para atender as demandas nacionais. As indústrias petroquímicas, no Brasil, são consideradas um dos segmentos industriais mais importantes, tendo como matérias-primas gases liquefeitos de petróleo, alguns tipos de petróleo cru, gás natural, naftas, querosene, dentre outros. Apesar de sua importância para a economia é também uma importante fonte de poluição atmosférica. Isso ocorre porque elas são responsáveis pela emissão de muitos poluentes através dos processos, vazamentos e na própria queima de combustíveis fósseis. Os principais poluentes são os óxidos de enxofre (SO_x), óxidos de nitrogênio (NO_x = NO + NO₂), monóxido de carbono (CO), material particulado (MP), compostos orgânicos voláteis (COV) e metais pesados. Esses podem afetar diretamente as pessoas e o meio ambiente no entorno das indústrias petroquímicas em diferentes localizações no mundo, causando problemas à saúde humana (GURGEL *et al.*, 2009).

Zaccarelli-Marino (2012) realizou um trabalho por um período de quinze anos (entre 1989 a 2004) de avaliação de incidência de Tireoidite Crônica Autoimune (TCA) nos indivíduos que moram nas proximidades do Polo Petroquímico de Capuava (PPC) em comparação com os que moram nas vizinhanças de uma área com indústrias de aço (localizada cerca de 8,5 km do PPC).

Foram analisados 6.306 pacientes de ambos os sexos, com idades de 5 a 78 anos, divididos em grupos de acordo com o local de sua residência. Os resultados mostraram um considerável aumento de incidência de TCA naqueles que moram perto do PPC, sugerindo que fatores ambientais, incluindo agentes poluidores químicos, poderiam agir como antígenos que atuam na glândula tireoide, como um gatilho externo que inicia o processo de formação do anticorpo tireoidiano, causando TCA. Porém, o estudo destaca que uma das limitações foi não conseguir determinar os agentes poluidores.

Zaccarelli-Marino, Saldiva e Martins (2009) analisaram a concentração de metais pesados nos locais que havia maior índice de TCA no entorno do PPC. Os resultados detectaram altos níveis de concentração de Pb (15,6 ppm - partes por milhão), com médias de 4 ppm. Em experimento semelhante, realizado em uma área não industrializada, no município de Embu, na Grande São Paulo, o nível foi de 1 ppm; sendo que o ideal é não possuir nenhuma concentração desse metal pesado. De acordo com os autores, as partículas deste metal podem ser a causa do grande número de casos de TCA encontrados na região.

Savóia (2013) determinou as concentrações de metais pesados da contaminação atmosférica por MP em folhas de plantas de *Tradescantia pallida* expostas na Região do Grande ABC (RGABC). Os metais encontrados no MP indicam que as cidades da RGABC possuem uma tendência à poluição particulada de origem industrial. A *Tradescantia pallida* acumulou metais pesados, com altas concentrações para Níquel (Ni) e Cádmiio (Cd).

Neste contexto, o principal objetivo deste trabalho foi realizar um biomonitoramento do ar para Pb no entorno do PPC e também em Paranapiacaba (Distrito de Santo André), considerada uma área não fonte de poluição atmosférica, por possuir os remanescentes da Mata Atlântica preservada e pouca influência antrópica, porém sob a influência do transporte de poluentes provenientes do Polo Industrial de Cubatão, onde se localiza a Refinaria de Petróleo Presidente Bernardes. Foram utilizados dois bioindicadores: *Tradescantia pallida* e *Dracaena marginata*.

Material e Métodos

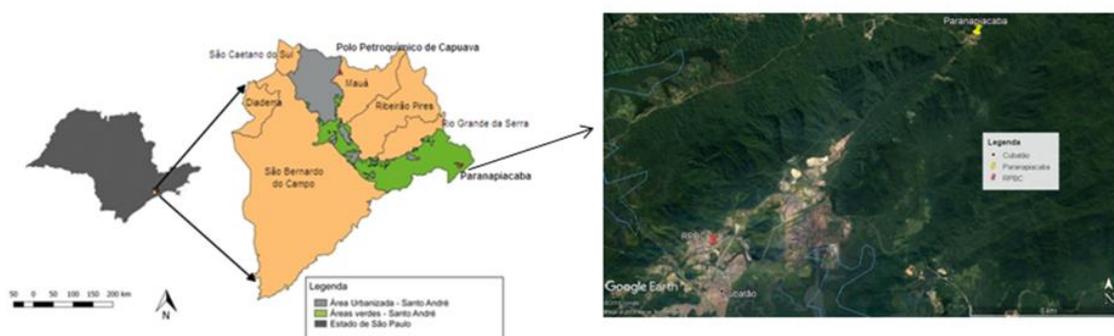
Área de Estudo

A RGABC faz parte de uma das sub-regiões da Região Metropolitana de São Paulo RMSP a qual abrange sete municípios: Santo André, São Bernardo do Campo, Rio Grande da Serra, Diadema, São Caetano do Sul, Mauá e Ribeirão Pires (Figura 1). A região é conhecida por ser uma das mais industrializadas do país. Na divisa dos municípios de Mauá e Santo André localiza-se o PPC que é constituído por um conjunto de 14 indústrias que produzem polietileno e polipropietileno, a partir da destilação da nafta e também várias substâncias produzidas pelos derivados do petróleo e a Refinaria de Capuava (RECAP) que produz diariamente 53 mil barris de

petróleo. Os produtos principais obtidos são: gasolina e diesel com baixo teor de enxofre (S-10), aguarrás, propeno, gás liquefeito de petróleo (GLP) e solventes especiais (PETROBRAS, 2018). Ressaltando que o PPC possui uma característica peculiar em relação aos demais polos distribuídos pelo Brasil, possuindo um grande adensamento populacional no seu entorno.

Em Paranapiacaba, os remanescentes da Mata Atlântica do seu entorno são preservados por meio de três Unidades de Conservação: o Parque Estadual Serra do Mar - Núcleo Itutinga Pilões; Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba; e a Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba.

Figura 1. Mapa da Região do Grande ABC (RGABC) mostrando os municípios, a localização do Polo Petroquímico de Capuava (PPC) e a área urbana e verde de Santo André. Detalhamento da Região de Paranapiacaba e Cubatão, com destaque para a localização da Refinaria Presidente Bernardes (RPBC).



Fonte: Autoral.

Biomonitoramento do Ar

O biomonitoramento ocorreu no período de um ano (março/2018 a março/2019) e foram expostas seis mudas de cada bioindicador (*Tradescantia pallida* e *Dracaena marginata*) nos locais de estudo no início de cada estação do ano (outono, inverno, primavera e verão). No final de cada estação foram retiradas as mudas expostas nas áreas de estudos e colocadas novas mudas para ficar exposta durante a próxima estação. Além disso, no início do biomonitoramento (outono – março de 2018) foram expostas doze mudas de cada bioindicador (*Tradescantia pallida* e *Dracaena marginata*) nas duas áreas de estudo. Sendo que, 6 mudas foram expostas no período do outono e as outras seis mudas ao longo do período de um ano (nas quatro estações do ano: outono, inverno, primavera e verão), Tabela 1. A *Tradescantia pallida* foi utilizada no trabalho de Savóia (2013) e Santos *et al.* (2015) para avaliar o acúmulo de metais e a *Dracaena marginata* tem sido usada em ambiente interno como bioindicador. O estudo realizado por Orwell *et al.* (2004), mostrou que a planta absorve benzeno. No atual estudo, o uso da *Dracaena marginata* teve como finalidade averiguar se ela possui a capacidade de acumuladora de Pb e Cd, assim como a *Tradescantia pallida*.

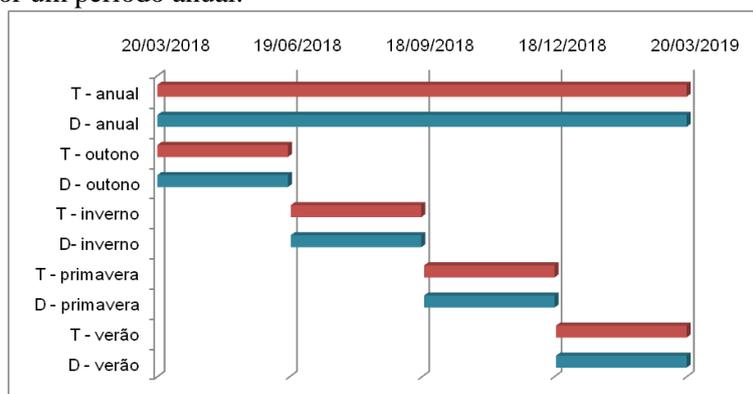
Após o período estipulado para a exposição das mudas, elas foram retiradas da área de estudo. Foram coletadas as amostras foliares, lavadas com água deionizada de alta pureza (Purificador de água Purelab *Option*, Elga) e colocadas sobre o papel toalha. Em seguida, foram acondicionadas em sacos de papéis pardos devidamente etiquetados e colocados na Estufa Microprocessada para Esterilização e secagem – *Sterilifer*” com temperatura entre 40 e 50°C até ficarem completamente secas (CETESB, 2015; SAVÓIA, 2013).

Para controle, foram coletadas amostras foliares antes dos bioindicadores serem expostos, totalizando assim, 240 amostras (antes e depois da exposição dos bioindicadores).

As amostras foram digeridas pelo método da digestão com ácido nítrico (HNO₃) concentrado conforme descrito por Paniz *et al.* (2018).

A leitura do Pb foi realizada através da técnica de Espectrometria de Massas com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-MS, Agilent Technologies 7900), conforme realizado no estudo de Santos *et al.* (2015). A solução padrão utilizada, para fazer a curva de calibração, foi a Multi-Element Calibration Standard 3 NIST – 5% HNO₃, os padrões internos foram Hólmio (Ho) e Germânio (Ge); e para a leitura das amostras usou-se o Hélio (He). O gás utilizado no funcionamento do ICP-MS foi o Argônio (Ar). As análises estatísticas dos dados foram feitas com a ANOVA.

Tabela 1. Descrição da exposição dos bioindicadores *Tradescantia pallida* (T) em vermelho, e *Dracaena marginata* (D) em azul. Os bioindicadores foram expostos durante as 4 estações do ano: outono, inverno, primavera e verão e por um período anual.



Fonte: Autoral.

Resultados e Discussão

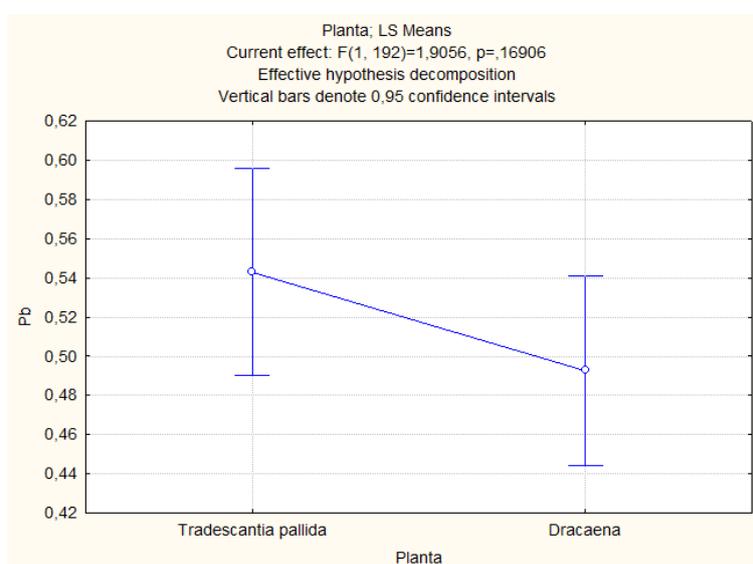
Com relação à eficiência dos bioindicadores em acumular Pb a *Tradescantia pallida* foi mais eficiente que a *Dracaena marginata*, Figura 2.

Em um comparativo entre os locais de estudo, sem fazer distinção entre os bioindicadores, foi observado que o acúmulo de Pb foi o dobro em Capuava do que em Paranapiacaba, Figura 3.

Um comparativo entre os bioindicadores expostos o ano todo com os demais por estações do ano (outono, inverno, primavera e verão), mostrou que em Capuava houve uma maior influência da

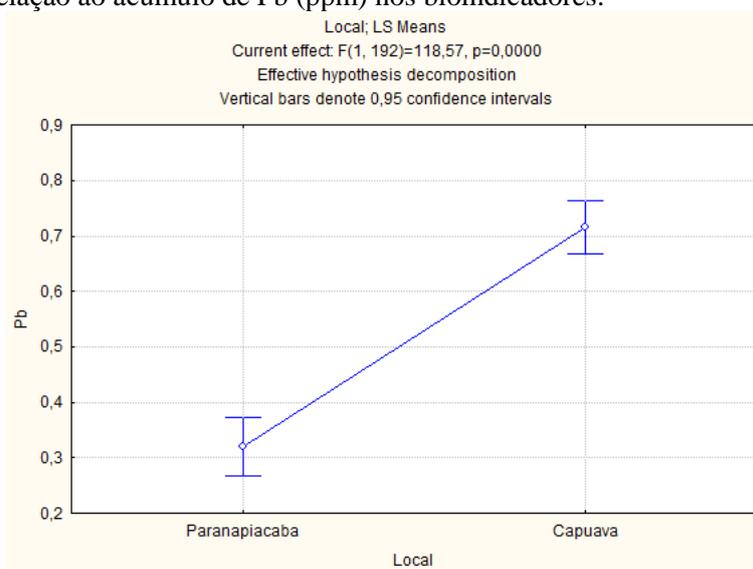
sazonalidade no acúmulo de Pb, no bioindicador *Dracaena marginata*, Figura 4 (a,b). A estação em que o acúmulo foi maior foi o outono (valor médio de 2,0 ppm). O controle corresponde as amostras foliares dos bioindicadores obtidas antes da exposição. Na amostragem anual não foi observado um acúmulo crescente e, portanto, maior que nas sazonais. De acordo com Savóia (2013) para a *Tradescantia pallida* a exposição prolongada no ambiente estressor pode afetar a eficiência da espécie como bioacumuladora. Em Paranapiacaba não foi observada uma sazonalidade no acúmulo devido ao regime de precipitação que se mantém constante durante todo o ano. Espera-se um maior acúmulo nos bioindicadores nos períodos mais secos do ano.

Figura 2. Análise estatística ANOVA fazendo um comparativo entre os bioindicadores *Tradescantia pallida* e a *Dracaena marginata* com relação ao acúmulo de Pb (ppm) considerando todas as amostras de Capuava e Paranapiacaba.



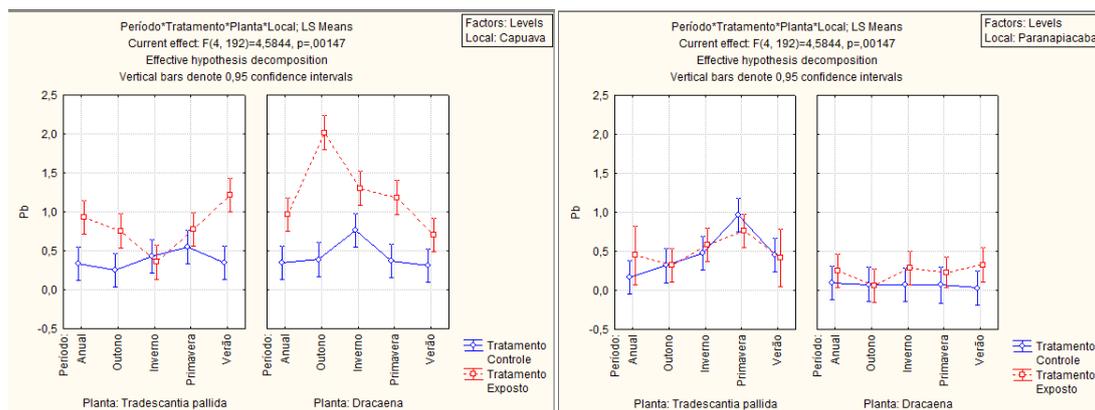
Fonte: Autoral.

Figura 3. Análise estatística ANOVA fazendo um comparativo entre os locais de estudo, Capuava e Paranapiacaba, com relação ao acúmulo de Pb (ppm) nos bioindicadores.



Fonte: Autoral.

Figura 4 (a,b). Análise estatística ANOVA para avaliação sazonal da eficiência dos bioindicadores *Tradescantia pallida* e *Dracaena marginata* no acúmulo de Pb em Capuava e Paranapiacaba, respectivamente.



Fonte: Autoral.

Considerações Finais

Com relação à eficiência dos bioindicadores em acumular Pb a *Tradescantia pallida* foi mais eficiente que a *Dracaena marginata*. O biomonitoramento mostrou que em Capuava o acúmulo de Pb foi o dobro que em Paranapiacaba. Apesar de Paranapiacaba não ser uma região fonte de poluição e ter um regime constante de alta precipitação durante o ano houve acúmulo de Pb, sendo um indicativo de que ela está sob a influência do transporte de poluentes provenientes da Região Industrial de Cubatão. Ressaltando que quanto maior for o período de seco maior a probabilidade de acúmulo de poluentes nos bioindicadores.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Universidade Federal do ABC (UFABC), em especial ao pessoal do Laboratório de BioNanos & Metals.

Referências Bibliográficas

- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Biomonitoramento da vegetação na Região de Cubatão: Fluoreto, Cádmio, Chumbo, Mercúrio e Níquel - 2012 e 2013, São Paulo, SP, 2015.
- GURGEL, A. M.; MEDEIROS, A. C. L. V.; ALVES, P. C.; SILVA, J. M.; GURGEL, G. D.; AUGUSTO, L. G. S. Framework dos cenários de risco no contexto da implantação de uma refinaria de petróleo em Pernambuco. *Ciência & Saúde Coletiva*, v.14, n.6, p.2027-2038, 2009.
- ORWELL, P. R.; WOOD, R. L.; TARRAN, J.; TORPY, F.; BURCHETT, M. D. Removal of benzene by the indoor plant/ substrate microcosm and implications for air quality. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 157, p.193-207, 2004.
- PANIZ, F. P.; PEDRON, T.; FREIRE, B. M.; TORRES, D.P.; SILVA, F. F.; BATISTA, B. L. Effective procedures for the determination of As, Cd, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Ni, Pb, Se, Th, Zn, U and rare earth elements in plants and foodstuffs. *Analytical Methods*, v. 10, p. 4094-4103, 2018.



PETROBRAS. Refinaria Capuava (RECAP). Disponível em: <<http://www.petrobras.com.br/pt/nossas-atividades/principais-operacoes/refinarias/refinaria-capuava-recap.htm>> Acesso em 06 de Maio de 2018.

SANTOS, A. P. M. S.; SEGURA-MUNÓZ, S. I.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L.; MARTINEZ, C. A.; TAKAYANAGUI, A. M. M. Traffic-related air pollution biomonitoring with *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. cv. *purpurea* Boom in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, p. 39, 2015.

SAVÓIA, E. J. L. Potencial de *Tradescantia pallida* cv. *Purpurea* para acumular metais pesados oriundos da poluição atmosférica particulada na região do grande ABC paulista. (Doutorado em Biodiversidade Vegetal). Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 2013.

ZACCARELLI-MARINO, Maria Angela. Chronic Autoimmune Thyroiditis in Industrial Areas in Brazil: A 15-Year Survey. *Journal of Clinical Immunology*, v. 32, n.5, p.1012-1018, 2012.

ZACCARELLI-MARINO, M. A; SALDIVA, PHN; MARTINS, A. P. G. Área de alto risco. *Revista Isto É*, São Paulo, p. 86 – 87, 12 ago. 2009. Disponível em: <https://istoe.com.br/15544_AREA+DE+ALTO+RISCO/> Acesso em: 25 Outubro 2018.

Caracterização de eventos persistentes de degradação da qualidade do ar na Região Metropolitana de São Paulo

^aOliveira, M. C. Q. D.; ^bRizzo, L. V.

^aeng.mariaqueiroz@hotmail.com

^{a,b}Universidade Federal de São Paulo

Resumo

A poluição atmosférica é um dos principais problemas ambientais em grandes centros urbanos. A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) apresenta frequentemente episódios de ultrapassagem dos padrões da qualidade do ar, modulados pelas condições meteorológicas. Este estudo tem por objetivo identificar e caracterizar eventos persistentes de ultrapassagem na RMSP entre 2005 a 2017, relacionando-os com condições meteorológicas. Os resultados mostram que as ultrapassagens de Material Particulado Inalável (MP₁₀) foram mais frequentes (31% dos dias analisados), tiveram duração de até 14 dias consecutivos e foram predominantes no inverno, enquanto as ultrapassagens de ozônio (O₃) ocorreram em 15% dos dias, no verão e na primavera. Dentre os eventos de ultrapassagem, foram identificados 20 eventos em que houve atuação de bloqueios atmosféricos que dificultaram a dispersão dos poluentes. As concentrações de MP₁₀ e O₃ sofreram um aumento de cerca de 50% durante tais eventos, resultando em uma significativa degradação da qualidade do ar.

Palavras-chave: Qualidade do ar; material particulado, ozônio troposférico, dispersão de poluentes atmosféricos, região metropolitana de São Paulo.

Introdução

Um dos principais problemas ambientais dos grandes centros urbanos consiste na deterioração da qualidade do ar, com impactos severos à saúde humana (Cohen *et al.*, 2017). Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), os veículos constituem a principal fonte de poluentes atmosféricos, respondendo por 96,8% das emissões de monóxido de carbono (CO), 66,6% das emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x) e 40,0% das emissões de material particulado inalável (MP₁₀) (CETESB, 2018). Uma característica que diferencia a RMSP de outras metrópoles do mundo é a utilização de misturas de combustíveis fósseis com biocombustíveis como etanol e biodiesel (Brito *et al.*, 2018; Kumar *et al.*, 2016), influenciando os processos e a composição química da atmosfera de maneira singular. As emissões industriais desempenham papel secundário na RMSP, emitindo principalmente dióxido de enxofre (SO₂), NO_x e hidrocarbonetos (CETESB, 2018).

Episódios de ultrapassagem dos padrões de qualidade do ar podem ser causados pela intensificação de fontes emissoras e pela ocorrência de condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão de poluentes atmosféricos. A relação entre a qualidade do ar e as condições meteorológicas tem sido investigada em todo o mundo. Alguns trabalhos reportam estudos de caso sobre eventos severos de degradação da qualidade do ar, relacionando o acúmulo de poluentes ao comportamento de variáveis meteorológicas na superfície, a condições de estabilidade atmosférica e

ao diagnóstico de cenários sinópticos (Sánchez-Ccoyllo *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2014). Na região Sudeste do Brasil, anomalias de posição da Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), referentes a aproximação de seu centro do continente, são frequentemente associadas a períodos de estiagem persistentes (Coelho *et al.*, 2016; Degola, 2013), estabilidade atmosférica e baixa ventilação, com consequente degradação da qualidade do ar em cidades como São Paulo e Rio de Janeiro (CETESB, 2018; Sánchez-Ccoyllo and Andrade, 2002; Santos *et al.*, 2016). Esta pesquisa tem por objetivo identificar e caracterizar eventos persistentes de ultrapassagem dos padrões da qualidade do ar na RMSP entre 2005 e 2017, relacionando-os com as condições meteorológicas.

Material e Métodos

Para o presente estudo foram utilizados dados horários de concentração dos poluentes atmosféricos CO, MP₁₀, NO₂, O₃ e SO₂, monitorados pela CETESB entre 2005 e 2017. Foram selecionadas 12 estações de monitoramento automático da CETESB na RMSP, em função de sua localização e disponibilidade de dados: Cerqueira César, Congonhas, Diadema, Ibirapuera, Mauá, Osasco, Parque Dom Pedro II, Pinheiros, Santana, Santo Amaro, São Caetano do Sul e Taboão da Serra.

Foram utilizados dados das seguintes variáveis meteorológicas de superfície: temperatura, umidade relativa, pressão, velocidade do vento, direção do vento, precipitação e radiação solar. Tais dados foram disponibilizados pelo IAG/USP e pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Também foram utilizados relatórios climáticos do CPTEC e cartas sinópticas da Marinha para auxiliar na caracterização das condições meteorológicas de larga escala.

A base de dados horários de concentração de poluentes foi reduzida para uma base de dados diária, através do cálculo do máximo valor de média móvel para cada dia. O processamento de dados foi realizado utilizando o *software* Octave. O período utilizado para o cálculo da média móvel varia de um poluente para outro, de acordo com os procedimentos estabelecidos pela OMS (Organização Mundial de Saúde) (Quadro 1). As séries temporais de variáveis meteorológicas também foram reduzidas, calculando médias diárias de temperatura, pressão, velocidade do vento e acumulados diários de precipitação.

Quadro 1. padrões primários de qualidade do ar estabelecidos pela OMS para diversos poluentes

| | Média móvel | OMS |
|------------------|-------------|-----------------------|
| MP ₁₀ | 24h | 50 µg/m ³ |
| O ₃ | 8h | 100 µg/m ³ |
| CO | 8h | - |
| SO ₂ | 24h | 20 µg/m ³ |
| NO ₂ | 1h | 200 µg/m ³ |

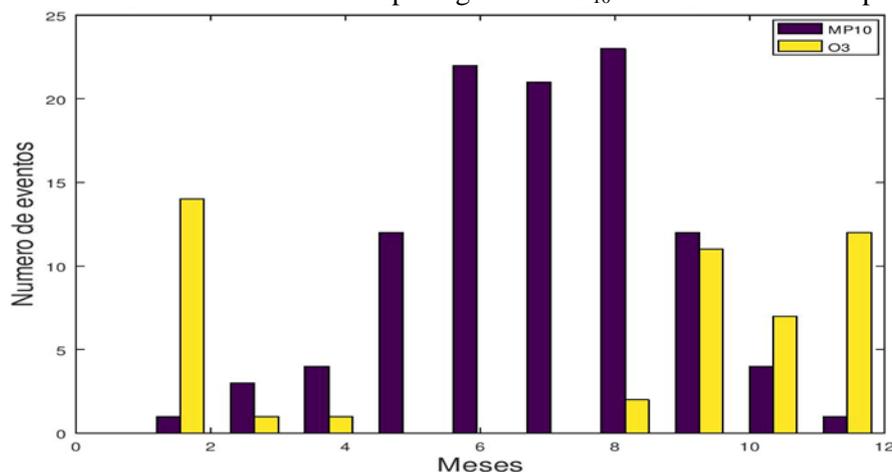
O seguinte critério foi utilizado para identificar ultrapassagens: os dias em que o máximo valor de média móvel de um determinado poluente excedeu a concentração padrão da OMS foram classificados como dias com ultrapassagem. Dentre os eventos de ultrapassagem identificados, foram selecionados eventos duradouros e que ocorreram simultaneamente em várias estações de monitoramento na RMSP. Após reunir um conjunto de eventos persistentes de ultrapassagem dos padrões de qualidade do ar, esses foram agrupados de acordo com a variabilidade das condições meteorológicas em superfície. Em particular, foram selecionados dos eventos de ultrapassagem persistentes caracterizados por: aumento de temperatura e de pressão atmosférica, diminuição da umidade relativa e da velocidade do vento, e ausência de precipitação. Essas condições geralmente estão associadas à aproximação da ASAS do continente, provocando uma situação de bloqueio atmosférico e dificuldade de dispersão de poluentes. Desta forma, foi possível caracterizar a evolução média da degradação da qualidade do ar nesse cenário meteorológico específico e estimar taxas de crescimento na concentração de poluentes.

Resultados e Discussão

Considerando a base de dados diários entre 2005 e 2017, foram identificados 1479 dias de ultrapassagem (31% do período) do poluente MP_{10} , e 710 dias de ultrapassagem de O_3 (15% do período), simultaneamente em pelo menos 3 das 12 estações de monitoramento consideradas neste estudo. Os demais poluentes apresentaram poucos dias de ultrapassagem, corroborando estudos anteriores que apontam o MP_{10} e o O_3 como principais poluentes que causam degradação da qualidade do ar na RMSP (e.g., Kumar *et al.*, 2016). As ultrapassagens tiveram uma duração média de 6 ± 4 dias para o MP_{10} e de 4 ± 2 dias para o O_3 , e ocorreram simultaneamente em 6 ± 3 estações de monitoramento no caso do MP_{10} e em 4 ± 1 estações no caso do O_3 . Nota-se que os eventos de ultrapassagem devido ao MP_{10} são mais duradouros e mais abrangentes espacialmente. Tendo em vista esta diferença de comportamento entre as ultrapassagens de MP_{10} e O_3 , optou-se por selecionar eventos persistentes utilizando dois critérios distintos: mínimo de 4 dias consecutivos de ultrapassagem simultânea em 5 estações de monitoramento no caso do MP_{10} ; e mínimo de 3 dias consecutivos de ultrapassagem simultânea em 4 estações de monitoramento no caso do O_3 . Esta distinção foi necessária para que o número de eventos selecionados fosse grande o suficiente para proporcionar robustez estatística, e ao mesmo tempo pequeno o suficiente para viabilizar as análises, dada a complexidade desta base de dados, que possui um grande número de variáveis. Utilizando esses critérios, foram selecionados 151 eventos de ultrapassagem persistente ao total, sendo 103 em função do MP_{10} e 48 em função do O_3 . Os eventos foram distribuídos de maneira homogênea no período de estudo (2005 a 2017), sem apresentar tendências claras de crescimento ou decréscimo ao longo do tempo.

A Figura 1 apresenta a distribuição dos eventos selecionados em função dos meses do ano. Observa-se que eventos de ultrapassagem persistente de MP_{10} podem ocorrer durante todo o ano, porém são mais frequentes no outono e inverno. Este resultado está de acordo com a variabilidade sazonal de concentração de MP_{10} reportada na literatura (Carvalho *et al.*, 2015), atribuída à ocorrência de condições meteorológicas tipicamente desfavoráveis à dispersão de MP_{10} durante o inverno na RMSP, caracterizado pela presença de períodos de estiagem, baixa ventilação e estabilidade atmosférica. Por outro lado, os eventos de ultrapassagem devido ao O_3 são frequentes na primavera e no verão, devido à maior incidência de radiação solar, já que o O_3 é um poluente secundário produzido fotoquimicamente na atmosfera.

Figura 1. Ocorrência dos eventos persistentes de ultrapassagem em função do mês. Na elaboração deste gráfico, foram considerados 103 eventos de ultrapassagem de MP_{10} e 48 eventos de ultrapassagem de O_3 .

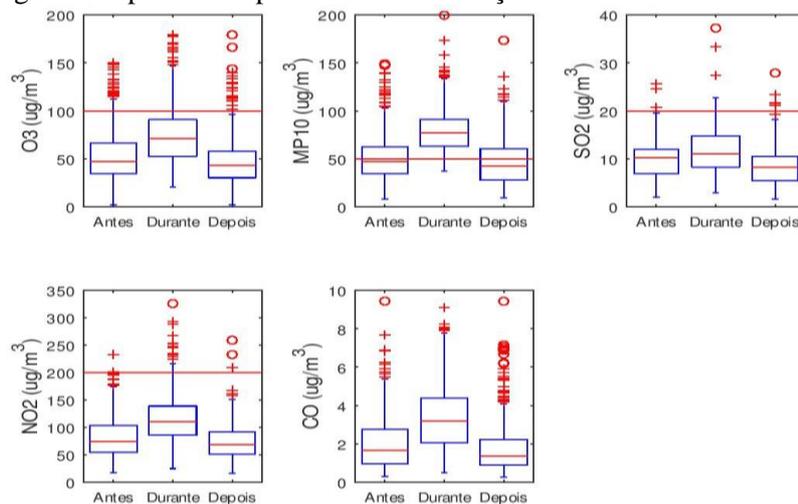


Fonte: Autoral.

Dentre os 103 eventos de ultrapassagem persistente de MP_{10} , foram identificados 20 eventos em que houve a atuação de sistemas de alta pressão sobre a RMSP, caracterizados por: aumento de pressão e temperatura, diminuição da umidade relativa e da velocidade do vento, e ausência de precipitação. Esses 20 eventos tiveram duração entre 4 e 14 dias, e ocorreram simultaneamente em um número de estações que variou de 5 a 10, predominantemente no inverno. Para esses 20 eventos, foram calculadas as medianas de concentração dos poluentes 5 dias antes, durante os eventos, e 5 dias depois dos eventos. Os resultados estão apresentados na Figura 2, representando o comportamento médio dos poluentes em eventos de bloqueio atmosférico com a aproximação de sistemas de alta pressão. A concentração dos poluentes SO_2 , NO_2 e CO se manteve dentro do padrão da OMS na maioria dos dias, mesmo durante os bloqueios atmosféricos. A mediana das concentrações de O_3 aumentou de $47\mu g.m^{-3}$ para $71\mu g.m^{-3}$ durante os bloqueios, sendo que houve violação do padrão da OMS em cerca de 25% dos dias de bloqueio. No caso do MP_{10} , as concentrações já estavam acima do padrão da OMS em cerca de 50% dos dias anteriores ao

bloqueio, apresentando uma mediana de $47\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. A situação se agravou durante o bloqueio, de modo que a mediana aumentou para $77\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, representando um aumento de cerca de 60% nas concentrações de MP_{10} .

Figura 2. Comportamento médio da concentração de poluentes em eventos de bloqueio atmosférico na RMSP. A mediana das concentrações é representada em vermelho; os percentis 25 e 75 são representados pelas caixas azuis; os percentis 1 e 99 são representados pelas linhas verticais azuis; a linha vermelha horizontal em cada gráfico representa o padrão de concentração da OMS.



Fonte: Autoral.

Considerações Finais

Os resultados desta pesquisa demonstram que na RMSP ocorrem episódios de degradação da qualidade do ar ao longo de todo o ano, com possíveis impactos negativos sobre a saúde de seus habitantes. As concentrações de MP_{10} estiveram acima do padrão recomendado pela OMS em 31% dos dias entre 2005 e 2017, principalmente durante o inverno. Já o poluente O_3 excedeu os padrões de qualidade do ar em 15% dos dias, principalmente na primavera e no verão. Supondo que as fontes emissoras de poluentes apresentem um comportamento constante ao longo do ano, este resultado indica que os poluentes MP_{10} e O_3 respondem de modo distinto a forçantes climáticas como a disponibilidade de radiação solar e as condições de estabilidade atmosférica, que variam em função da estação do ano. Os resultados também indicam que a atuação de sistemas de alta pressão, que dificultam a dispersão de poluentes atmosféricos, resultaram em uma significativa degradação da qualidade do ar, provocando um aumento de cerca de 50% nas concentrações de MP_{10} e O_3 . Este fato confirma a importância das condições meteorológicas na modulação da qualidade do ar na RMSP, e mostra que o seu efeito deve ser considerado no planejamento de ações de mitigação deste problema ambiental.

Agradecimentos

CETESB, IAG e INMET.

Referências Bibliográficas

- BRITO, J.; CARBONE, S., A. MONTEIRO DOS SANTOS, D., DOMINUTTI, P., DE OLIVEIRA ALVES, N., V. RIZZO, L. AND ARTAXO, P. 2018. Disentangling vehicular emission impact on urban air pollution using ethanol as a tracer, *Sci. Rep.*, 8(1), 10679, doi:10.1038/s41598-018-29138-7.
- CARVALHO, V. S. B., FREITAS, E. D., MARTINS, L. D., MARTINS, J. A., MAZZOLI, C. R. AND ANDRADE, M. DE F. 2015. Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies, *Environ. Sci. Policy*, 47, 68–79, doi:10.1016/j.envsci.2014.11.001.
- CETESB: Qualidade do ar no Estado de São Paulo 2017, São Paulo., 2018.
- COELHO, C. A. S.; PRESTRELO, C., TÉRCIO, D. O., MICHELLE, A., REBOITA, S., BERTOLETTI, C., JOSÉ, C., PEREIRA, L., CAMPOS, S., CAROLINA, A., TOMAZIELLO, N., ALBERTANI, L., MARIA, P., CUSTÓDIO, D. S., MARCIA, L., DUTRA, M. AND DA, R. P. 2016. The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections, *Clim. Dyn.*, 46(11), 3737–3752, doi:10.1007/s00382-015-2800-1.
- COHEN, A. J., BRAUER, M., BURNETT, R., ANDERSON, H. R., FROSTAD, J., ESTEP, K., BALAKRISHNAN, K., BRUNEKREEF, B., MORAWSKA, L., III, C. A. P., SHIN, H., STRAIF, K., SHADDICK, G., THOMAS, M., DINGENEN, R. VAN, DONKELAAR, A. VAN, VOS, T., MURRAY, C. J. L. AND FOROUZANFAR, M. H. 2017. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015, *Lancet*, 6736(17), 1–12, doi:10.1016/S0140-6736(17)30505-6.
- Degola, T. S. D. 2013. Impactos e variabilidade do anticiclone subtropical do Atlântico Sul sobre o Brasil no clima presente e em cenários futuros, Universidade de São Paulo.
- KUMAR, P.; DE FATIMA ANDRADE, M., YNOUE, R. Y., FORNARO, A., DE FREITAS, E. D., MARTINS, J., MARTINS, L. D., ALBUQUERQUE, T., ZHANG, Y. AND MORAWSKA, L. 2016. New directions: From biofuels to wood stoves: The modern and ancient air quality challenges in the megacity of São Paulo, *Atmos. Environ.*, 140, 364–369, doi:10.1016/j.atmosenv.2016.05.059.
- SÁNCHEZ-CCOYLLO, O. R.; YNOUE, R. Y., MARTINS, L. D. AND ANDRADE, M. F. 2006. Impacts of ozone precursor limitation and meteorological variables on ozone concentration in São Paulo, Brazil, *Atmos. Environ.*, 40, 552–562, doi:10.1016/j.atmosenv.2006.04.069.
- SANTOS, T. C.; CARVALHO, V. S. B. & REBOIT, M. S. 2016. Avaliação da influência das condições meteorológicas em dias com altas concentrações de material particulado na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, *Eng. Sanitária e Ambient.*, 21(2), 307–313, doi:10.1590/S1413-41522016139269.
- WANG, Y.; LI, Y. A. O., LILI, W., ZIRUI, L. I. U., DONGSHENG, J. I., GUIQIAN, T., JUNKE, Z., YANG, S. U. N., BO, H. U. & JINYUAN, X. I. N. 2014. Mechanism for the formation of the January 2013 heavy haze pollution episode over central and eastern China, *Sci. China*, 57(1), 14–25, doi:10.1007/s11430-013-4773-4.

Estabelecimento de critérios de projeto de tanques de armazenamento de hidrocarbonetos a partir da avaliação da redução de emissões de compostos orgânicos voláteis (COV)

^aCastilho, J. A.; ^bKolicheski, M. B.; ^cKawano, M.

^bmonica.beatriz@ufpr.br

^aPetrobras, ^{b,c}Universidade Federal do Paraná

Resumo

O armazenamento de hidrocarbonetos é gerador de impactos ambientais relevantes na indústria de petróleo e petroquímica. A emissão de compostos orgânicos voláteis (COV), provenientes de tanques de armazenamento, pode implicar em diferentes problemas de poluição do ar, com prejuízo à saúde das pessoas, impactos à flora e fauna, degradação de materiais e mudanças climáticas. Ao avaliar estimativas de emissões de COV de três tipos de tanques de armazenamento de hidrocarbonetos, em diversas configurações de dimensionamento e taxas de transferência, com três produtos típicos de refinarias brasileiras, pode-se concluir que a aplicação da tecnologia adequada em projetos pode resultar no aumento da eficiência dos processos de armazenamento de hidrocarbonetos, com reduções próximas de 80%, contribuindo para a minimização da poluição atmosférica.

Palavras-chave: COV; hidrocarbonetos; poluição do ar; tanques de armazenamento.

Introdução

A emissão de COV pode implicar em diferentes problemas de poluição do ar. Alguns de seus componentes são tóxicos e perigosos para a saúde, e todos eles contribuem para a formação de ozônio (O₃) na baixa troposfera (JAECKER-VOIROL, 2000). O O₃ troposférico é um dos subprodutos mais importante da degradação dos COV. A substância é tóxica e afeta o crescimento de plantas, a saúde humana e os materiais (MARTINS, 2004).

A formação de O₃ ao nível do solo, produzido pela reação química de poluentes, entre eles os COV, induzida pela luz, é um problema em muitos centros urbanos do mundo. O fenômeno é chamado “smog fotoquímico” (BAIRD, 2011). Outros poluentes secundários, como os chamados aerossóis orgânicos secundários (SOA) e o peroxiacetilnitrato (PAN) também têm recebido considerável atenção, sendo citados em diversos estudos recentes sobre poluição do ar.

Os tanques de armazenamento são responsáveis pela emissão de 79% dos COV em refinarias e plantas petroquímicas (PREZOTTI e TRESMONDI, 2006). O tipo de tanque de armazenamento é fundamental na quantidade de emissões. Além dos aspectos construtivos, condições de movimentação de produtos e aspectos climáticos interferem nas emissões (U. S. EPA, 2006). No caso de refinarias, a emissão de COV depende, dentre outros fatores, das características do óleo processado e as emissões totais típicas variam entre 50 a 1000 toneladas por milhão de toneladas de óleo cru processado (MALAKAR *et al.*, 2017).

O padrão mundial usado para projetos de tanques cilíndricos de grande porte para armazenamento de produtos líquidos é a norma API STD 650. No Brasil existe ainda a norma N-270, da Petrobras, que complementa a primeira. Segundo a norma N-270, a seleção do tipo de tanque de armazenamento deve ser feita com o uso de um estudo adequado, levando em consideração: condições e requisitos ambientais, segurança operacional, custo do tanque, perdas operacionais e qualidade exigida no produto armazenado (PETROBRAS, 2014).

O estudo teve como objetivo estabelecer critérios para o desenvolvimento de projetos de tanques de armazenamento de hidrocarbonetos, com o propósito de redução das emissões. Foram determinadas as emissões de COV em três tipos de tanques de armazenamento de hidrocarbonetos, variando parâmetros de projeto, com o uso de fatores de emissão do programa Tanks, considerando três produtos armazenados.

Material e Métodos

Na metodologia adotada foram realizadas simulações das emissões de COV de três tipologias de tanques, variando parâmetros relacionados ao dimensionamento e taxas de transferência, para três produtos: gasolina, óleo diesel e petróleo cru. As características dos produtos podem ser observadas na Tabela 1, obtidas do banco de dados do programa utilizado na simulação. O programa, assim como seu documento de referência, o AP-42 (U.S EPA, 2006), utilizam unidades inglesas.

Tabela 1. Características dos produtos simulados.

| | Gasolina | Diesel | Petróleo |
|----------------------------------|-----------------|----------------------|-----------------|
| Peso molecular líquido | 92 | 387 | 207 |
| Densidade (lb/gal a 60 F)* | 5,6 | 7,9 | 7,1 |
| Peso molecular vapor | 66 | 190 | 50 |
| Pressão de vapor (psia a 100 F)* | 10 | $1,9 \times 10^{-4}$ | 5 |

*Foram mantidas as unidades originais do programa Tanks.

Fonte: Adaptado de U.S EPA (1999).

O programa utilizado nas simulações foi o Tanks, desenvolvido e distribuído pela Agência Ambiental dos Estados Unidos (U. S. EPA, 1999). O programa é de uso público, para fins não comerciais.

Os tanques utilizados nas simulações foram os mais comuns nas indústrias do Brasil: tanques de teto fixo, tanques de teto flutuante externo e tanques de teto flutuante interno. Foram avaliados tanques de 2.000 m³, 10.000 m³, 40.000 m³ e 80.000 m³ para os produtos gasolina e diesel e tanques de 80.000 m³ para o petróleo, que normalmente é estocado em grandes volumes.

Além das características dos produtos e do tipo de tanque, o programa Tanks precisa ser alimentado com uma série de informações das condições iniciais de cada cenário. Essas informações incluem dados construtivos dos tanques, tipo e quantidade de acessórios, taxa de transferência de produto, cor e condição do teto e do costado do tanque e dados meteorológicos. Cada tipo de tanque possui uma lista específica de parâmetros que precisam ser alimentados. Os dados foram padronizados nas simulações, de modo que somente o parâmetro que se queria analisar causasse variações nas emissões. Os dados meteorológicos foram obtidos de uma estação de monitoramento localizada em São Mateus do Sul, no Paraná, e correspondem ao ano de 2017.

A influência do dimensionamento nas emissões de COV foi avaliada em função da variação das suas dimensões básicas, o diâmetro (D) e a altura (H), representadas no estudo pela razão das duas dimensões (D/H). A relação D/H determina a área superficial dos tanques, assim como outras características que contribuem para as emissões, como circunferência de selos de vedação, volumes de espaço de vapor e número de acessórios. Sendo assim, a relação influencia diretamente nas emissões dos COV (U. S. EPA, 2006).

A taxa de transferência de produto corresponde ao volume movimentado de líquido ao longo do ano. O valor é obtido da multiplicação do número de giros (enchimentos e esvaziamentos completos) pelo volume do tanque (U. S. EPA, 2006). Foi testado nesse caso a distribuição dessa taxa em um parque de tancagem com diferentes configurações.

A variação da relação D/H indicou diferenças significativas nas emissões, como mostram as Figuras 1 (a), (b) e (c). Para a gasolina em tanque de teto flutuante interno, a redução de emissões de COV foi de mais de 50%, e em todos os tipos de tanque há redução quando a relação diminui. O mesmo perfil pode ser observado para o petróleo, porém os resultados são menos expressivos. Para o diesel a situação se inverte para os tanques de teto flutuante, e as emissões aumentam quando a relação D/H diminui, independente do volume do tanque.

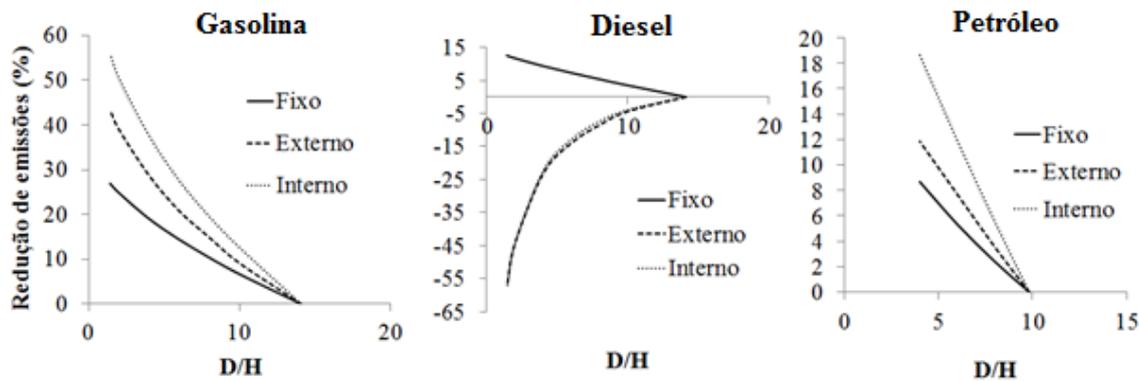
Resultados e Discussão

A variação da relação D/H indicou diferenças significativas nas emissões, como mostram as Figuras 1 (a), (b) e (c). Para a gasolina em tanque de teto flutuante interno, a redução de emissões de COV foi de mais de 50%, e em todos os tipos de tanque há redução quando a relação diminui. O mesmo perfil pode ser observado para o petróleo, porém os resultados são menos expressivos. Para o diesel a situação se inverte para os tanques de teto flutuante, e as emissões aumentam quando a relação D/H diminui, independente do volume do tanque.

A avaliação dos parâmetros relacionados à taxa de transferência mostrou variação das emissões conforme se altera o volume dos tanques e o número de giros. Os resultados indicam que

a redução do volume total do parque de tançagem, para uma mesma taxa de transferência, implica na redução das emissões.

Figura 1. Redução percentual das emissões quando se varia a relação diâmetro (D) e altura (H), para: a) Gasolina em tanque de 10.000 m³; b) Diesel em tanque de 10.000 m³; e c) Petróleo em tanque de 80.000 m³.



Fonte: Autoral.

A Tabela 2 mostra os resultados obtidos nas simulações para gasolina e diesel, considerando taxa de transferência constante e um volume total fixo, distribuído em diferentes quantidades de tanques e com número de giros diferentes. Esta avaliação não considerou o petróleo, que é armazenado tipicamente em tanques de grandes volumes.

Tabela 2. Redução percentual das emissões de tanques com variação do número de giros e volume individual dos tanques, mantendo a taxa de transferência e o volume total constantes, para gasolina e diesel.

| Nº de tanques | Volume (m ³) | Giros (ano ⁻¹) | Redução das emissões de COV(%) | | | | | |
|---------------|--------------------------|----------------------------|--------------------------------|--------|----------------|--------|----------|--------|
| | | | Teto Fixo | | Teto flutuante | | | |
| | | | | | Externo | | Interno | |
| | | | Gasolina | Diesel | Gasolina | Diesel | Gasolina | Diesel |
| 1 | 80.000 | 1 | 41 | 9 | 78 | 74 | 72 | 68 |
| 2 | 40.000 | 1 | 30 | 6 | 65 | 60 | 58 | 54 |
| 8 | 10.000 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1 | 80.000 | 52 | 7 | 2 | 78 | 53 | 71 | 52 |
| 2 | 40.000 | 52 | 5 | 1 | 64 | 40 | 57 | 39 |
| 8 | 10.000 | 52 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1 | 80.000 | 365 | 3 | 1 | 76 | 50 | 69 | 50 |
| 2 | 40.000 | 365 | 2 | 1 | 62 | 37 | 55 | 37 |
| 8 | 10.000 | 365 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Fonte: Autoral.

Os resultados indicam que para tanques de teto flutuante, um tanque único de grande volume é sempre a melhor opção, para todos os produtos e para qualquer número de giros. Considerando a gasolina, a diferença nas emissões de COV chega a 78% para tanques de teto flutuante externo.



Nos tanques de teto fixo o uso de um único tanque também é mais vantajoso, mas a diferença é menor do que para os tanques de teto flutuante. Quando se avaliam giros mais altos, a vantagem é menor. No caso do diesel a redução varia de 1-2% quando o número de giros é maior do que 52.

Considerações Finais

A avaliação das emissões de COV em diferentes tipologias de tanques de armazenamento de hidrocarbonetos indica que a aplicação de alguns critérios construtivos pode representar consideráveis vantagens ambientais, com vantagens econômicas associadas, devido a possibilidade de redução das emissões.

Entre os critérios construtivos, pode-se citar o uso de tanques com a menor relação D/H possível para armazenamento de gasolina e petróleo, para tanques de qualquer tipo, e a maior relação D/H para tanques de teto flutuante com diesel.

De acordo com os resultados, os parques de tancagem devem possuir o menor volume útil possível. Por outro lado, o volume de cada um dos tanques deve ser maximizado, de modo a haver o menor número possível de tanques. Essa condição aplica-se para qualquer tanque e produto, contudo, é mais relevante para gasolina, em tanques de teto flutuante.

Recomenda-se que, em qualquer projeto de tanques, seja incluída a avaliação das emissões na decisão da melhor alternativa construtiva.

Agradecimentos

PPGMAUI.

Referências Bibliográficas

- API STD 650. American Petroleum Institute. 2010. Welded tanks for oil storage. 11ª edição.
- BAIRD, C.; CANN, M. 2011. Química Ambiental. Editora Bookman. 4ª Edição.
- JAECKER-VOIROL, A. 2000. VOC - Volatile Organic Compounds. Pollutants from Combustion, Vol. 547, 241-261.
- MALAKAR, S; SAHA, P. D; BASKARAN, D; RAJAMANICKAM, R. 2017. Comparative study of biofiltration process for treatment of VOCs emission from petroleum refinery wastewater – a review. Environmental Technology e Innovation. Vol. 8, 441- 461.
- MARTINS, D. O. 2004. Estudo do controle de emissões de compostos orgânicos voláteis em tanques de armazenamento de produtos químicos. Dissertação de Mestrado. UFBA. Salvador.
- PETROBRAS – NORMAS TÉCNICAS, N-270. 2014. Projeto de tanques de armazenamento atmosférico. Rio de Janeiro.



PREZOTTI, P.R; TRESMONDI, A. C. C. L. 2006. Inventário de emissões de compostos orgânicos voláteis de uma indústria petroquímica: tanques e emissões fugitivas. *Engenharia Ambiental*, Vol. 3, No. 2, 58-72.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency. 1999. User guide to TANKS – Storage tank emission calculation *software* - version 4.09d.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency. 2006. AP-42 – Compilation of air emission factor. Capítulo 7 – Liquid storage tanks. 5ª edição.



RESÍDUOS SÓLIDOS

Gestão, reciclagem,
tratamento, disposição
final

Avaliação da logística reversa de embalagens de tintas imobiliárias na cidade de Guanambi- BA

^aRêgo, B. M. N.; ^aSilva, F. S. C.; ^aMartins, I. N.; ^bLeal, T. L. M. C.

^bthomasmdcl@gmail.com

^{a,b}UniFG - Centro Universitário

Resumo

Os resíduos de construção civil compõem grande parte dos resíduos urbanos gerados e, quando descartados de forma inadequada, provocam impactos ambientais negativos. A resolução Conama nº 307/2002 estabelece diretrizes para a construção civil que disciplinam ações para a destinação adequada dos resíduos. Dentre estes, classifica as tintas como resíduos perigosos nocivos à saúde humana e ao meio ambiente. Essa pesquisa tem por objetivo analisar o processo de logística reversa de tintas imobiliárias na cidade de Guanambi – BA. Foram realizadas coletas de dados em nove lojas de materiais de construção, percebeu-se que dos dados coletados 55,5% não conheciam a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e três lojas alegaram conhecer a logística reversa. Apenas 33,3% dos empresários se dispuseram a gerir um ponto de coleta. Através da pesquisa estima-se que o município de Guanambi gera um descarte de 19.440 embalagens de tintas imobiliárias ao ano. Diante desses dados coletados é evidenciado a falta de iniciativa do poder público e da sociedade empresarial.

Palavras-chave: Logística reversa; resíduos sólidos; tintas imobiliárias.

Introdução

A cadeia produtiva da construção civil que envolve também a Indústria e Comércio de Materiais de Construção, Indústria de Equipamentos e Serviços, tem assumido importância cada vez maior para a economia brasileira (FIRJAN, 2014). Ainda segundo a entidade, a cadeia produtiva, é composta por diversas áreas com grande poder empregatício, utilizando desde a mão-de-obra qualificada até os profissionais menos capacitados, assegurando grande percentual da participação do setor na economia brasileira, aumentando a quantidade de pessoas com poder aquisitivo para movimentá-la.

Embora o setor colabore positivamente para economia no país, a cadeia produtiva da construção civil tem causado impactos ambientais negativos, desde a exploração de agregados para a produção de insumos, até o desperdício de matéria prima e grande geração de resíduos. Esses resíduos, destacados no artigo segundo da resolução Conama nº 307/2002, provém das construções, reformas e demolições, tais como concreto, argamassa, gesso, tintas, vernizes e colas. A Conama supracitada ainda classifica esses resíduos conforme seu potencial danoso ao meio ambiente, seja de ordem estética, ambiental ou de saúde pública.

Nesse contexto, os resíduos de Classe D são os mais danosos ao meio ambiente e à saúde humana, e são representados, principalmente, pelas tintas, solventes e óleos, que apresentam em sua composição amianto e compostos orgânicos voláteis. A ABNT (2004), por meio da NBR

10.004:2004, classifica os resíduos gerados pelas tintas em função de suas propriedades físicas e químicas, ponderando sobre os riscos à saúde pública e ao meio ambiente.

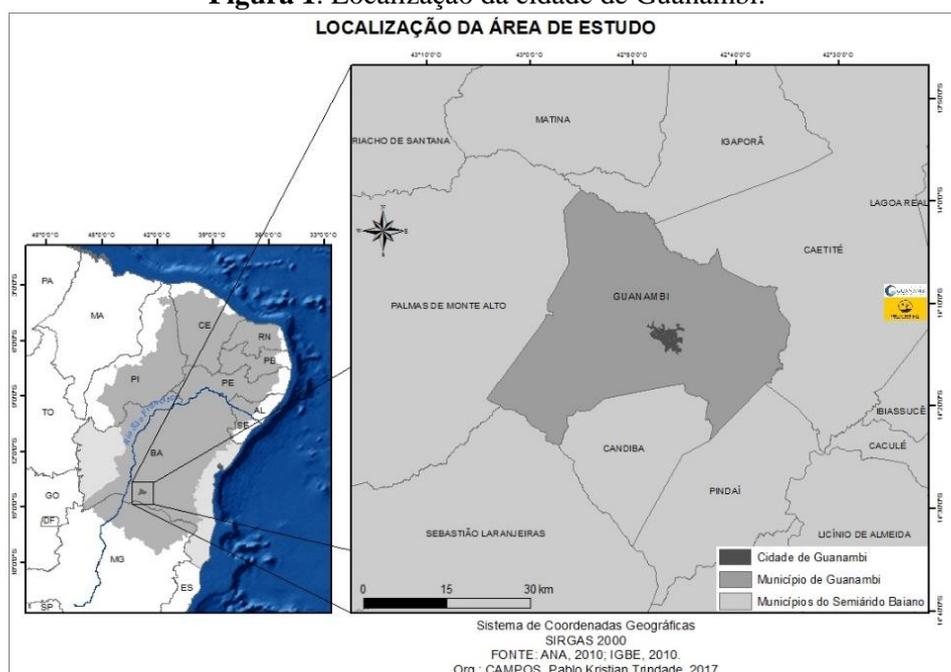
Aspirando um ponto de equilíbrio entre o consumo e a sustentabilidade ambiental, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010, aponta ferramentas integradas que preveem uma gestão compartilhada durante todo o ciclo de vida dos produtos. Destaca-se, nesse cenário, a logística reversa, que constitui, conforme artigo 3º inciso XII da PNRS, em um conjunto de ações cíclicas integradas que viabilizam a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor produtivo.

A logística reversa, estabelece uma soma de responsabilidades entre fabricantes, distribuidores e consumidor final, mitigando os impactos ambientais e sociais resultantes do descarte inadequado de resíduos. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo avaliar se os revendedores de vendas de tintas imobiliárias estão adequados à logística reversa, conforme Lei 12.305/2010, na cidade de Guanambi - BA.

Material e Métodos

O município de Guanambi, sudoeste da Bahia, está a 675 km da capital Salvador, e conta com uma população estimada em 86.808 habitantes (IBGE, 2010). Na região de Serra Geral, Médio São Francisco, que envolve 50 municípios, Guanambi destaca-se como polo regional, respondendo por 17,11% do PIB, 12,63% da população, segundo IBGE (2010), conforme mostra a Figura 1.

Figura 1. Localização da cidade de Guanambi.



Fonte: IBGE (2010)

Este trabalho trata-se de uma pesquisa exploratória, direcionando para compreensão inicial das possibilidades de interação existente entre as variáveis que caracterizam o objeto de estudo. Em relação aos procedimentos, a metodologia empregada envolveu um levantamento bibliográfico acerca dos mecanismos de gestão da logística reversa aplicáveis nas tintas imobiliárias e quais os impactos socioambientais decorrentes dessa falta de gerenciamento. Em uma segunda etapa, foi avaliado, em caráter local, o gerenciamento destes resíduos por estabelecimentos que vendem o produto da cidade, através da aplicação de um questionário. A ausência de outros estudos sobre o tema, limita a comparação com outros resultados.

A pesquisa foi direcionada apenas para lojas de varejo de materiais de construção, com o Código Nacional de Atividades Econômicas, 4744-0/99 - Comércio varejista de materiais de construção em geral e que se enquadram na categoria de Sociedade Simples. Cadastradas com este código e nesta categoria, a cidade possui cadastrada 11 empresas que comercializam tintas imobiliárias na cidade de Guanambi-BA.

Devido ausência de trabalhos acerca do tema para comparação, os questionamentos (Tabela 1) foram baseados na legislação de referência, a PNRS (BRASIL, 2010), e no Termo de Compromisso para Implementação da Logística Reversa de Embalagens de Aço (BRASIL, 2018). As perguntas tomaram como base o princípio da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, na qual todos os envolvidos possuem atribuições visando a redução da geração de resíduos. Essas também foram formuladas de modo a deixar o entrevistado a vontade para responder. A pesquisa buscou abranger somente as embalagens de aço, objeto do termo de compromisso, independentemente do tamanho.

Devido aplicação de questionário, esta pesquisa foi submetida ao Comitê de Ética e aprovada, tomando-se as devidas precauções para evitar exposição dos participantes.

Tabela 1. Questionário aplicado aos revendedores de tintas.

| QUESTIONÁRIO |
|--|
| (Q1) Conhecimento acerca da Política Nacional de Resíduos Sólidos |
| (Q2) O que é logística reversa e se faz uso da mesma. |
| (Q3) Quantidade de tintas vendidas mensalmente/anualmente. |
| (Q4) Destinação final do produto comercializado na loja. |
| (Q5) O estabelecimento possui um plano de gerenciamento de resíduos sólidos. |
| (Q6) Disposição a criar um ponto de recebimento das embalagens. |
| (Q7) As fábricas fornecedoras já sugeriram a prática da logística reversa. |

Resultados e Discussão

Segundo a Associação Brasileira dos Fabricantes de Tintas, o Brasil se encaixa em um dos cinco maiores fabricantes de tinta no mundo, estando inclusas as empresas fornecedoras com grande, médio e pequeno porte (ABRAFATI, 2016). Sendo assim, comporta uma enorme

relevância quanto a utilização do processo de fluxo logístico reverso nos resíduos gerados pelas embalagens de tintas.

Os parâmetros da logística reversa garantem que os resíduos não sejam descartados incorretamente, mas que retornem às indústrias para serem reciclados, preservando os objetivos comerciais das fábricas e reduzindo os impactos ambientais advindos das emissões de compostos orgânicos voláteis presentes nas tintas, reduzindo a poluição do solo, a degradação do ar e evitando doenças em animais e seres humanos (BARTHOLOMEU; CAIXETA FILHO, 2011).

Dessa forma, foram entrevistados representantes das lojas em questão e os resultados a seguir foram discutidos a partir das perguntas dos questionários. A maior parte dos entrevistados, representando as empresas, não aceitaram participar da pesquisa, resguardados pela Resolução 466/2012 do Conselho Nacional de Saúde. Apenas 9 das 11 empresas da cidade, aceitaram participar da pesquisa.

Na Tabela 2 é possível observar as respostas obtidas da aplicação do questionário aos empresários revendedores de tintas.

Tabela 2. Respostas do questionário aplicado aos revendedores de tintas.

| | Q1 | Q2 | Q3 | Q4 | Q5 | Q6 | Q7 |
|-----------------|-----|---------|-----------|--------------|-----|-----|-----|
| Loja (1) | Não | Não | 300 latas | Uso próprio | Não | Não | Não |
| Loja (2) | Não | Não | 220 latas | Reservatório | Não | Não | Não |
| Loja (3) | Sim | Sim/Não | 150 latas | Reservatório | Não | Sim | Não |
| Loja (4) | Sim | Não | 180 latas | Não sei | Não | Não | Não |
| Loja (5) | Sim | Sim/Não | 130 latas | Uso próprio | Não | Não | Não |
| Loja (6) | Não | Não | 150 latas | Não | Não | Não | Não |
| Loja (7) | Sim | Sim/Não | 160 latas | Não | Não | Sim | Não |
| Loja (8) | Não | Não | 180 latas | Não | Não | Não | Não |
| Loja (9) | Não | Não | 150 latas | Não | Não | Não | Não |

A partir do questionário foi possível verificar que 55,5% dos lojistas desconhecem o conteúdo da PNRS, seus instrumentos e objetivos. Consequentemente, uma parte maior ainda, 66,7%, não sabe o que é a logística reversa e, por esse motivo, não repassam aos seus clientes orientações quanto à gestão adequada do resíduo. Já os lojistas que conhecem, não fazem uso desta ferramenta de gestão.

De acordo com os dados coletados, a cidade de Guanambi descarta por volta de 19.440 embalagens de tintas imobiliárias por ano, variando entre embalagens plásticas e metálicas. As empresas consultadas vendem, em média, 180 unidades de tintas por mês, em embalagens com volume que varia de 900 ml a 18 litros.

A pesquisa apontou que, segundo os lojistas, parte dos consumidores finais reutilizam as embalagens como reservatórios de água. Devido a composição química das tintas imobiliárias o descarte inadequado dessas embalagens ocasiona danos a degradação da camada de ozônio, modificação do potencial hidrogênico dos corpos hídricos que podem levar a uma dificuldade no

tratamento dos efluentes devido a aglomeração de clorobenzeno, além das possíveis contaminações do solo (CHAVES; BATALHA, 2006).

Os resíduos de tintas devem passar por um processo que classifica o grau de agressividade ou possibilidade de reaproveitamento pois a reciclagem recupera os constituintes diminuindo a quantidade de resíduos lançados no meio ambiente. A forma definitiva de descarte pode ser lançada em aterro sanitários ou industriais (SITIVESP, 2005).

Em relação à existência de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos - PGRS, todas as empresas responderam que não possuem um. Este dado é preocupante a medida em que o PGRS é um instrumento prevista na Lei 12.305 e, em seu art. 20º estabelece que “Geradores de resíduos públicos de saneamento básico, resíduos industriais, resíduos de serviços de saúde, resíduos de mineração, resíduos perigosos (ou que não sejam comparados a resíduos domiciliares), resíduos de serviços de transporte” (BRASIL, 2010).

No que tange à implantação de um ponto de coleta de material, apenas 22,2% dos revendedores aceitariam investir. A maioria alegou inviabilidade do projeto, acusando elevados custos de implantação, inclusive com contratação de mais funcionários e até espaço físico para armazenamento. Os lojistas alegaram a falta de auxílio dos órgãos públicos nessa implantação, na disseminação de conhecimento sobre a legislação.

Todos os entrevistados responderam que não receberam instruções ou recomendações das fábricas para viabilizar a logística reversa. Apesar de não haver um procedimento padrão estabelecido, a logística reversa é composta por canais de distribuição reversos, a qual são constituídos por fases que o produto avança desde a produção até o consumo final. O papel da logística na configuração desses canais é fazer com que após o consumo final, o produto não seja descartado de forma inadequada, mas que retorne a sua etapa inicial para ser reutilizado, para reforma, reparação e manufatura, (BARTHOLOMEU; CAIXETA FILHO, 2011), ou seja, todos são responsáveis pelo descarte.

Considerações Finais

A ausência de dados de outros estudos é um fator limitante para esta pesquisa. Contudo, diante do que foi exposto é possível realizar inferências sobre a realidade observada. É perceptível que não existe logística reversa, apesar do alto quantitativo de resíduos gerado de tintas imobiliárias em Guanambi. Assim, conclui-se que a implantação da logística reversa das embalagens de aço é necessária.

É possível traçar um panorama de desconhecimento da legislação ambiental, trazendo à tona a necessidade de sensibilização para realização da logística reversa. A má gestão desses resíduos pode provocar impactos ambientais negativos e malefícios à saúde humana e animal.



A falta de cobrança do poder público e ausência de práticas sustentáveis integradas entre fabricantes, intermediários e consumidores finais, fere o princípio da gestão compartilhada prevista na PNRS. O município não possui um Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos - PMGRIS. O poder público deve buscar parceria com a iniciativa privada, Parceira Público-Privada, para que a logística reversa seja consolidada.

Para novas pesquisas envolvendo o tema, sugere-se o aprofundamento dos estudos para implantação e operacionalização da logística reversa.

Agradecimentos

Avaliação da logística reversa de embalagens de tintas imobiliárias na cidade de Guanambi-BA.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ABRAFATI. Número do setor: o setor de tintas no Brasil. 2016. Disponível em: <<https://www.abrafati.com.br/indicadores-do-mercado/numeros-do-setor>>. Acesso em 5 de abril de 2018.

BARTHOLOMEU, D. B.; CAIXETA FILHO J.V. Logística ambiental de resíduos sólidos. São Paulo: Atlas, 1º ed., 2011. 264 p.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2010. 80 p.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama no 307, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Diário Oficial da União, Brasília, 17 jul. 2002.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental. Termo de Compromisso para Implantação do Sistema de Logística Reversa de Embalagens de Aço. Diário Oficial da União. Brasília, 27 de dez. 2018.

CHAVES, G. L. D.; BATALHA, M. O. Os consumidores valorizam a coleta de embalagens recicláveis? Um estudo de caso da Logística reversa em uma rede de hipermercados. Dissertação. São Carlos, SP, 2006. Engenharia de Produção – Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR, São Carlos.

FIRJAN. Federação das Indústrias do Rio De Janeiro. Construção Civil: desafios 2020. 2014. Disponível em: <<http://www.firjan.com.br/construcao-civil/desafios.htm>>

IBGE: Cidades e estados do Brasil. 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/guanambi/panorama>> Acesso em 8 abr. 2018.

SITIVESP. Manual de Gerenciamento de Resíduos para a Indústria de Tintas e Vernizes. Ministério da Saúde. Guia de Vigilância Epidemiológica. Brasília: Ministério da Saúde: Secretaria de Vigilância Epidemiológica, 2005

Aplicação da química de radiação à questões tecnológicas do cimento relacionadas ao desenvolvimento de repositórios de rejeitos radioativos do modelo borehole

^aUrbani, G. L.; ^bFranco, M. K. K. D.; ^bYokaichiya, F.; ^bVicente, R.

^agustavourbani@icloud.com

^aUniversidade Federal do ABC, ^bInstituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares

Resumo

Resíduos radioativos são usualmente descartados em repositórios do tipo borehole ou de superfície. Por questões de segurança, devem ser depositados em tambores e cobertos por cimento na sua destinação final. A radiação gama proveniente dos resíduos radioativos interage com a água livre da pasta de cimento e causa o fenômeno da radiólise. Essa interação que decompõe a água da pasta de cimento é estudada pela academia científica e ainda não é um consenso se a mesma afeta a resistência do concreto ou não. Para um melhor entendimento dessa questão, nesse estudo um modelo teórico simples é sugerido para quantificar a porcentagem da água que sofre radiólise e se essa perda é suficiente para afetar a resistência da barreira de cimento. O resultado indica que a quantidade de água perdida neste processo não é suficiente para diminuir a resistência do concreto. O modelo proposto foi aplicado para verificar os resultados experimentais, utilizando as condições iniciais expostas na literatura existente, com o propósito comparação e discussão sobre o fenômeno da radiólise.

Palavras-chave: Cimento; modelo; radiólise; resíduo radioativo.

Introdução

Materiais cimentícios são componentes comuns na engenharia de barreira para isolamento de resíduos radioativos no seu repositório final. Entender os efeitos da radiação no longo prazo é uma questão importante no que tange a segurança. Diferente da engenharia civil, o longo prazo nesse cenário pode significar milhares de anos (Ferreira, 2016). A radiação pode decompor as moléculas de água presente na pasta de cimento através do fenômeno da radiólise, e em sinergia com outros fatores pode afetar negativamente a composição do cimento e sua microestrutura, e por fim prejudicar seu tempo de vida útil. Bouniol & Bjergbakke (2008) apontam que a radiólise ocorre na ordem de 10^{-7} s após o contato da radiação com a água, decompondo-a nos produtos primários H_2 , OH^- , H_2O_2 , que são uniformemente distribuídos na solução. Os autores também pontuam que a água da massa de cimento hidratada, que foi decomposta pela radiação, pode afetar tanto diretamente a estrutura do material como indiretamente, pois os produtos da decomposição citados anteriormente são espécies químicas reativas.

Procurando entender se a radiólise afeta a resistência mecânica do cimento, diferentes autores buscaram empiricamente responder essa questão e encontraram diferentes respostas. Sommers (1969), Soo & Milian (2001), Kitsutaka (2010), Vodák *et al.*, (2005), Bar-Nes (2008) apresentaram

artigos com resultados de que há um decréscimo na resistência do cimento, enquanto Mobasher (2015), Kontani *et al.*, (2012), Soo & Milian (2001) e Sommers (1969) obtiveram resultados de que a radiólise da água não afeta ou aumenta a resistência da pasta de cimento. Em geral, os experimentos consistiam em manter uma parcela de corpos de prova não irradiados para usar como controle e colocar a outra parcela submetida a doses de radiação durante um período controlado. Por fim submeteu-se as amostras a ensaios de compressão axial e comparou-se os resultados obtidos dos corpos de prova de controle e os que foram submetidos a radiação. Além disso, Kontani *et al.*, (2012) também mediu a quantidade de água perdida das amostras irradiadas. Devido à divergência de resultados entre os autores, um modelo teórico para melhorar o entendimento do assunto se fez necessário.

Material e Métodos

Considerando que todas as abordagens nos artigos publicados são quase todas totalmente experimentais, uma abordagem teórica se mostrou uma alternativa para se propor um cálculo do número de moléculas de água que podem ser quebradas pela energia depositada da radiação na pasta de cimento, e que podem ter papel na mudança da composição da pasta de cimento, afetando a estrutura do material e a eventual perda da resistência mecânica.

Essa abordagem utiliza um modelo simplificado da radiólise, que considera somente: a energia absorvida, a proporção de água/cimento na pasta, a energia de ligação entre o átomo de hidrogênio e oxigênio da molécula de água ou a energia média perdida pela radiação para criar pares de radicais químicos, enquanto viaja através da matéria. Essas premissas foram baseadas na abordagem apresentada por Ferreira (2016) em sua tese para descrever como a radiólise impacta na massa de cimento. O primeiro método é apresentado na seção 2.1 e o segundo na seção 2.2.

Em ambos os modelos é assumido que: a) 100% da energia absorvida é usada para quebrar as ligações covalentes H-OH da molécula da água; b) não há uma recombinação imediata das ligações quebradas para recriar a molécula de água. Vale ressaltar que o tempo de exposição não é abordado neste modelo.

A primeira hipótese é uma simplificação razoável considerando que a água é parte da estrutura hidratada do cimento e suas ligações são mais fáceis de serem quebradas do que as demais, resultando em um dano maior por unidade de energia depositada. A segunda também é uma hipótese conservadora dado que maximiza qualquer efeito esperado devido a não reparação das moléculas de água durante a irradiação. Entretanto, quando a dose de radiação absorvida no cimento excede a energia de ligação de todas as moléculas de água presentes, isso é, quando a água sofre radiólise completa, as únicas possibilidades para explicar são que: parte da energia depositada

no material foi gasta quebrando ligação de outras moléculas ou a energia foi gasta quebrando as moléculas de água que foram recombinadas.

Energia de ligação das moléculas de água

A energia média necessária para quebrar a ligação H-OH na água é $497 \text{ kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$. Uma amostra de cimento hidratado irradiada com uma dose total absorvida de 1 MGy, energia utilizada exclusivamente para quebrar as ligações H-OH, tem o número de moléculas dissociadas de água (n) definidas por $[n = E_R/E_B]$ onde E_R é a energia depositada por radiação, equivalente a uma dose absorvida de 1 MGy, ou seja, $1 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ de pasta de cimento, e E_B é a energia necessária para quebrar a ligação H-OH de 1 mol de água (Lehninger, 2015).

Portanto, o número de moles dissociados de água em um quilograma de pasta de cimento, quando a radiação ionizante deposita 1 MJ de energia, que é usado para quebrar as ligações da molécula de água, é $n = 1 \times 10^6 \text{ (J}\cdot\text{kg}^{-1}) \div 497 \text{ (kJ}\cdot\text{mol}^{-1}) \cong 2 \text{ mol}\cdot\text{kg}^{-1}$ de pasta de cimento. O número de moles de água (N) por 1 kg de pasta de cimento é definido por $N = m_w/M_w$, onde m_w é a massa de água e M_w é a massa molar de água ($0,18 \text{ kg}\cdot\text{mol}^{-1}$). Uma pasta de cimento típica pode ter uma relação água/cimento de 0,35 e, portanto, neste caso, a massa de água na pasta de cimento pode ser calculada por: $m_w + m_c = 1 \text{ kg} \frac{m_w}{m_c} = 0,35 \rightarrow m_w \cong 270 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ e $N = 14,4 \text{ mol (água)/kg}$ (pasta de cimento).

Assim, 1 MGy de energia absorvida dissocia $\cong 2 \text{ mol}\cdot\text{kg}^{-1} \div 14,4 \text{ mol}\cdot\text{kg}^{-1} \cong 0,14$ ou 14% das moléculas de água, por radiólise. De acordo com Kontani *et al.*, (2012) a radiólise decompõe a água não ligada quimicamente contida na pasta de cimento. Tem-se também os resultados de Prochoń e Piotrowski (2016), que indicam que a água quimicamente não ligada compõe cerca de 22% da água total no concreto, independentemente das proporções água/cimento utilizada no processo de produção. Com isso, as doses de radiação de magnitude de $1 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ de energia absorvida, dissocia aproximadamente, 1/5 da água quimicamente não ligada da pasta de cimento, e, portanto, não são esperadas mudanças significativas na estrutura da mesma.

Energia perdida para criar um par de íons

Enquanto a radiação ionizante viaja através da matéria, a energia é transferida aos elétrons que causam a ruptura de ligações químicas, e cada ruptura dá o lugar a um par de íons. Assumindo novamente que apenas as moléculas de água são decompostas e que essas ligações quebradas não são recombinadas, ambas as suposições conservadoras, que maximizam os efeitos esperados na pasta de cimento, e assumindo que a perda de energia média de uma baixa radiação de transferência de energia linear passando através da água líquida para provocar ionização é de 38 eV (Pimblott e

Mozumder, 1991), segue-se que o número de pares de íons (n) formados quando se deposita 1 MGy de dose de radiação na pasta de cimento é (Equação 1):

$$n = \frac{D}{E_L} = 1,6 \times 10^{23} \times \frac{\text{pares}}{\text{kg}} \quad (1)$$

Onde: D é a dose absorvida e E_L é a perda de energia por par de íons formados na interação da radiação com a matéria. Considerando que a massa de água em um quilograma de pasta de cimento com uma relação água/cimento igual à 0,35 é de 0,26 kg, como mostrado na seção 2.1, o número total de moléculas de água na pasta irradiada é obtido de $N = m_w/M_w \cdot N_A$, onde m_w é a massa de água, M_w é a massa molar de água e N_A é o número de Avogadro. Assim, o número de moléculas de água em 1 kg de pasta de cimento é $8,7 \times 10^{24}$ e a fração de moléculas de água que formam pares de íons, quando 1 MGy de energia é absorvida na pasta de cimento, é de 2%.

Resultados e Discussão

Os modelos apresentados na metodologia preveem que a dose absorvida, sejam altas ou baixas, afetam proporcionalmente a resistência mecânica da pasta, desde que toda a água quimicamente não ligada seja perdida por radiólise e as moléculas de água que constroem a estrutura do cimento hidratado começam a ser consumidas. No entanto, os resultados publicados discordam desta conclusão, assim como eles estão em desacordo um com o outro.

A comparação dos resultados acima com os resultados publicados mostra que outros fatores como aumento de temperatura e pressão, penetração da água e ataque de íons (Ferreira, 2016), que não a radiólise, podem estar desempenhando um papel nos valores de redução da força mecânica. A tabela 1 é um resumo dos resultados das publicações citadas e um confronto com os resultados dos modelos exibidos no item anterior.

Tabela 1. Efeitos reportados e esperados da fração de moléculas de água quebradas por radiólise.

| Autor Citado | Dose Absorvida (MGy) | água/cimento proporção | Alterações relatadas na resistência mecânica | Fração esperada de moléculas de água quebradas por radiólise (%) | |
|----------------------------------|----------------------|------------------------|--|--|----------|
| | | | | Modelo 1 | Modelo 2 |
| 1.Sommers (1969) | 100 | 0,35 | Nenhum | 211 | 1413 |
| 2.Kontani <i>et al.</i> , (2012) | 26,4 | 0,3 | Nenhum | 48 | 323 |
| 3.Soo & Milian (2001) | 10 | 0.35 | Nenhum | 21 | 141 |
| 4.Mobasher (2015) | 4,77 | 0.35 | Aumenta | 10 | 67 |
| 5.Sommers (1969) | 1000 | 0,26 | Diminui | 2114 | 14129 |
| 6.Kitsutaka (2010) | 13 | 0,5 | Diminui | 14 | 96 |
| 7.Vodák <i>et al.</i> , (2005) | 0.5 | 0,26 | Diminui | 1 | 7 |
| 8.Bar-Nes (2008) | 10 | 0,3 | Diminui | 18 | 122 |
| 9.Soo & Milian (2001) | 0,1 | 0,26 | Diminui | 0.2 | 1.4 |

De acordo com os 4 primeiros estudos dos 9 apresentados na Tabela 1, têm-se que a radiólise não possui papel na diminuição da resistência mecânica. Por outro lado, os outros artigos registram perda de força mecânica em amostras de pasta de cimento irradiadas com doses da magnitude de 1 MGy, e assim atribuem as alterações no material irradiado à radiólise.

Com o modelo aplicado, frações acima de 100% implicam que todas as moléculas de água são quebradas e pelo menos parte delas devem recombinar e quebrar novamente para dar conta da energia depositada. Uma suposição é que a energia de radiação é consumida para quebrar outras moléculas que prontamente se recombinem, gerando calor no processo que é perdido por convecção, transmissão ou radiação, sem produzir efeitos na estrutura.

É razoável supor que os efeitos observados provavelmente resultam da ação de outros fatores, como por exemplo, a perda de água por evaporação. Neste caso, ainda é importante entender o que acontece com as amostras irradiadas em que a energia absorvida seria suficiente para transformar toda a água em gases de hidrogênio e oxigênio via radiólise. Esta questão seria resolvida por um exame cuidadoso da estequiometria de gases radiolíticos e as frações de água em cada estado na pasta, como água quimicamente ligada, água adsorvida nos poros e água livre nos poros.

Considerações Finais

Por fim, esses modelos, embora muito simplificados e conservadores, visando o pior cenário, sugerem que a maioria dos resultados de perdas mensuráveis de resistência mecânica em pastas de cimento irradiada são atribuídas a outros fatores ambientais, em sinergia ou não com a radiólise da água. O artigo também aponta para a importância da continuação dos estudos deste fenômeno, como por exemplo, realizar uma análise precisa da estequiometria de gases radiolíticos e das frações de água em cada estado na pasta – água quimicamente ligada, água adsorvida nos poros e água livre nos poros – para um bom entendimento da influência da radiólise na pasta de cimento, a fim de se obter uma proteção ao meio ambiente e as futuras gerações.

Agradecimentos

Agradecimento ao CNPq/CNEN pelo auxílio financeiro para realização deste projeto.

Referências Bibliográficas

BAR-NES, G., KATZ, A., PELED, Y. & ZEIRI, Y. (2008). The combined effect of radiation and carbonation on the immobilization of Sr and Cs ions in cementitious pastes. *Materials and Structures*, 41, 1563-1570. DOI: 10.1617/s11527-007-9348-4.



- BOUNIOL, P. & BJERGBAKKE, E. (2008). A comprehensive model to describe radiolytic processes in cement medium. *Journal of Nuclear Materials*, 372, 1-15. DOI: 10.1016/j.jnucmat.2006.10.004.
- FERREIRA, E. G. A. (2017). Descriptive modeling of the behavior of Portland cement in the environment of a repository for radioactive waste. 219 p. Thesis. São Paulo: Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP.
- KITSUTAKA, Y., & MATSUZAWA, K. (2010). The effect of gamma radiation on the fracture properties of concrete. *Fracture Mechanics of Concrete and Concrete Structures – Recent Advances in Fracture Mechanics of Concrete*, 7, 01-09.
- KONTANI, O., ICHIKAWA, Y., ISHIZAWA, A., TAKIZAWA, M., & SATO, O. (2012). Irradiation Effects on Concrete Structures. *International Symposium on the Ageing Management & Maintenance of Nuclear Power Plants*, 4, 173-182. DOI: 10.1002/9781118536254.ch27.
- LEHNINGER, A. L., NELSON, D. L., & COX, M. M. (2013). *Lehninger principles of biochemistry*. New York, NY: W.H. Freeman.
- MOBASHER, N., BERNAL, S., KINOSHITA, H., SHARRAD, C., & PROVVIS, J. (2015). Gamma irradiation resistance of an early age slag-based cement matrix for nuclear waste encapsulation. *Journal of Materials Research*. 30. 1593-1571. DOI: 10.1557/jmr.2014.404
- PROCHOŃ, P., & PIOTROWSKI, T. (2016). Bound water content measurement in cement pastes by stoichiometric and gravimetric analyses. *Journal of Building Chemistry*, 1, 18-25. DOI: 10.17461/j.buildchem.2016.103
- PIMBLOBB, S.M., & MOZUMDER, A. (1991). Structure of electron tracks in water – 2. Distribution of primary ionizations and excitations in water radiolysis. *Journal of Physics and Chemistry Of Solids*, 95, 7291-7300. DOI: 10.1021/j100172a036
- SOMMERS, J.F. (1969). Gamma Radiation Damage of Structural Concrete Immersed in Water. *Health physics*, 16, 503-8. DOI: 10.1097/00004032-196904000-00011.
- SOO, P., & MILIAN, L. M. (2001). The Effect of Gamma Radiation on the Strength of Portland Cement Mortars. *Journal of Materials Science Letters*, n. 14, p. 1345-1348. DOI: 10.1023/A:1010971122496
- VODÁK, F., TRTÍK, K., SOPKO, V., KAPIČKOVÁ, O., & DEMO, P. (2005). Effect of γ -irradiation on strength of concrete for nuclear-safety structures. *Cement and Concrete Research*, 35, 1447-1451. DOI:10.1016/j.cemconres.2004.10.01

Densidade e caracterização de *pellets* plásticos nas praias do Gonzaga e Boqueirão, Santos, São Paulo

^aRibeiro, V. V.

^avictorvasquesribeiro@outlook.com

^aCentro Universitário São Judas

Resumo

Pellets plásticos são pequenos grânulos utilizados como matéria-prima na produção de materiais plásticos. O manuseio indevido de *pellets* acarreta em perdas e consequente contaminação de ambientes marinhos. Os *pellets* são comumente encontrados em praias arenosas próximas à complexos portuários, industriais e logísticos. O maior complexo portuário da América Latina e diversas indústrias e empresas do setor logístico que manuseiam *pellets* estão situados na região de Santos. O presente estudo teve como objetivo determinar se as praias do Boqueirão e Gonzaga atuam como distribuidoras ou estocadoras de *pellets* plásticos e supor se as fontes emisoras são próximas. Entre junho e julho de 2019, foram realizadas cinco campanhas de coleta, nas quais, as porções úmida, semi-úmida e seca do sedimento foram amostradas. As praias atuaram majoritariamente como “distribuidoras” de *pellets* para outras praias da região e as fontes emissoras foram próximas.

Palavras-chave: Contaminação; plásticos; praias.

Introdução

Lixo marinho é classificado como qualquer material sólido que é abandonado, descartado ou transportado até o oceano (CHESHIRE *et al.*, 2009). Um componente do lixo marinho é o *pellet* plástico, utilizado como matéria-prima na produção de diversos materiais plásticos. Esses grânulos são produzidos em diversas cores e formatos, com dimensões entre 2,0 a 5,0 mm, dependendo de sua composição química e de seu propósito de uso final (MANZANO, 2009; LIMA, 2012; JAYASARI *et al.*, 2013).

A perda de *pellets* recém-produzidos para ambientes aquáticos pode ser considerada o início do processo de degradação e adsorção de poluentes. Ao longa da costa brasileira existem de diversas fontes emisoras de *pellets*, presentes num sistema industrial e logístico conjugado ao litoral com a presença de mais de 30 portos costeiros. Portanto, *pellets* podem ser encontrados na maioria das praias brasileiras (FALCÃO & SOUZA, 2012). A maior movimentação e incidência de indústrias que fazem uso de *pellets* ocorre na região sul e sudeste do país. Dentre estes, destaca-se a região de Santos (PEREIRA, 2014).

Nos ambientes marinhos, os *pellets* têm suas características morfológicas alteradas. Segundo Lima (2012), a coloração de *pellets* pode ser indicativa de origem, grau de degradação e/ou contato com poluentes, e consequentemente, do tempo que um *pellet* plástico permaneceu no ambiente. Grânulos de cor transparente e branco opaco indicam materiais produzidos e perdidos recentemente.

Pellets amarelados perderam consideravelmente sua coloração original devido ao maior tempo de exposição no ambiente, principalmente à deriva no mar. Esses grânulos amarelados são considerados desgastados, assim como aqueles que perderam seu formato visualmente identificável. Além de serem confundidos com alimentos por diversas espécies marinhas, os *pellets* têm suas características químicas alteradas nos oceanos, podendo adsorver, transportar e transferir poluentes persistentes orgânicos de elevada toxicidade (POPs) (HARATSARIS, 2018).

A maioria dos *pellets* é depositada em praias arenosas. As porções úmida e semiúmida do sedimento são caracterizadas pela presença e proximidade à linha de deixa de maré, ou seja, local no qual o pico da maré alta depositou resíduos. Nessas porções, são depositados os *pellets* que entraram recentemente e podem ser novamente transportados a outras praias da região pela ação da maré ou estocados na porção seca do sedimento, devido à ação de ventos. Na porção seca, os *pellets* tendem a serem depositados e estocados na praia em questão, pois a ação das marés não pode transportá-los novamente a outras praias (MANZANO, 2009).

No Brasil, pouco se conhece a respeito de estratégias de gestão direcionadas para a problemática dos *pellets* plásticos em praias. Isto se reflete na falta de marcos legais sobre o assunto, escassez de práticas e políticas públicas ou privadas e na ausência da replicação de metodologias científicas aplicadas em campo (LIMA, 2012).

As praias de Santos recebem grânulos recém-produzidos, pois estão localizadas próximas a fontes emissoras. Há também a entrada de *pellets* desgastados (MANZANO, 2009). O presente estudo teve como objetivo determinar se as praias do Gonzaga e do Boqueirão, se comportam como “estocadoras” ou “distribuidoras” de *pellets* plásticos para outras praias da região e supor a proximidade das fontes emissoras e conseqüentemente, seus respectivos tempos de permanência em ambientes marinhos, a partir da classificação dos grânulos coletados.

Material e Métodos

Foram realizadas cinco campanhas de coleta nas praias do Boqueirão e Gonzaga durante maré baixa entre junho e julho de 2019. A cada campanha, um quadrante de 0,009 m³ foi traçado, escavado e peneirado no sedimento úmido, semiúmido e seco de cada praia. Foram utilizados colher de pedreiro, peneira de 0,5 mm e um balde contendo água do mar, que foi despejada na peneira, para que sobrassem apenas os resíduos (Figura 1). Foram amostrados 30 quadrantes. O método de coleta foi adaptado de D’Antonio *et al.* (2012).

Figura 1. Quadrante de 0,009 m³ em (A) e sedimento sendo molhado em (B).



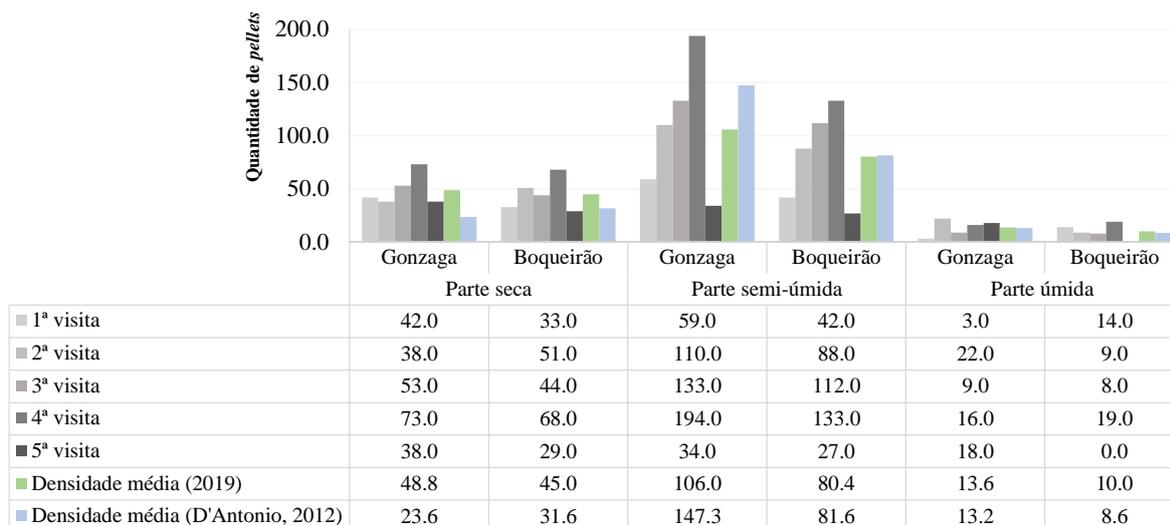
Fonte: Autoral.

A densidade foi calculada pela quantidade de *pellets* encontrados em cada quadrante e gerou valores com unidade de nº de *pellets*/0,009 m³. Para supor o tempo de permanência dos *pellets* amostrados nos ambientes marinhos, foi determinado o desgaste, a partir da caracterização de suas cores e formatos. A determinação das cores e formatos teve como referência os estudos de Lima (2012) e Alves *et al.* (2018). *Pellets* de colorações cobre clara e escuro e sem formato visualmente identificável foram classificados como desgastados, enquanto grânulos semitransparentes e de formato visualmente identificável foram classificados como recém-produzidos e perdidos aos ambientes marinhos.

Resultados e Discussão

No Gráfico 1, nota-se que as maiores quantidades de *pellets* ocorreram na porção semiúmida, seguidas da parte seca e úmida, respectivamente. Ao considerar o estudo de D'Antonio (2012), na porção seca, a densidade média de *pellets* aumentou significativamente, de 23,6 para 48,8 *pellets*/0,009 m³ na praia do Gonzaga e de 31,6 para 45,0 *pellets*/0,009 m³ na praia do Boqueirão, entre 2012 e 2019. Na porção úmida houve um pequeno aumento na densidade média, de 13,2 para 13,6 *pellets*/0,009 m³ na praia do Gonzaga e de 8,6 para 10,0 *pellets*/0,009 m³ na praia do Boqueirão.

Na porção semiúmida da praia do Gonzaga houve um decréscimo entre as densidades médias de 2012 e 2019. D'Antonio (2012) encontrou 147,3 *pellets*/0,009 m³, enquanto o presente estudo encontrou 106,0 *pellets*/0,009 m³. Na porção semiúmida da praia do Boqueirão também houve um decréscimo nas densidades médias entre 2012 e 2019, porém, esses valores foram próximos, sendo 81,6 *pellets*/0,009 m³ em 2012 e 80,4 *pellets*/0,009 m³ em 2019.

Gráfico 1. Densidades de *pellets* nas praias do Gonzaga e Boqueirão, Santos.

Fonte: Autoral.

De acordo com D'Antonio (2012) e o presente estudo, a maioria dos *pellets* foram encontrados na porção semiúmida do sedimento, ou seja, próxima a linha de deixa de maré, onde ficam concentrados os resíduos trazidos pela ação da última maré alta. Esses resíduos tendem a serem transportados novamente pela ação da próxima maré alta. A quantidade de *pellets* na porção seca do sedimento foi menor, indicando que os ventos não foram o principal fator influenciador do transporte de grânulos nas praias. Portanto, em 2012 e 2019, as praias do Gonzaga e Boqueirão atuaram majoritariamente como “distribuidoras” de *pellets* plásticos para outras praias da região. A quantidade de *pellets* na porção seca do sedimento foi maior em 2019 do que em 2012, indicando que, apesar de em menor quantidade, as duas praias analisadas atuaram ainda mais como “estocadoras” de *pellets*.

Foram analisados 1.516 *pellets* plásticos para determinar suas cores e formatos. A classificação dos *pellets* quanto a sua cor é de extrema importância, pois a coloração destes grânulos pode estar relacionada ao tempo de exposição do pellet ao ambiente (LIMA, 2012). A maioria dos grânulos encontrados foram semitransparentes (41%) e brancos (29%), com o formato visual identificável (91%), ou seja, recentemente produzidos e perdidos (Tabela 1). A presença de *pellets* semitransparentes na porção seca do sedimento indica que a ação dos ventos pode “estocar” *pellets* recém-produzidos nas duas praias analisadas.

Tabela 1. Formatos de *pellets* nas praias do Gonzaga e Boqueirão, Santos.

| | Semitransparente | Branco | Cobre Claro | Cobre escuro | Preto | Cinza | TOTAL |
|----------------------------|------------------|--------|-------------|--------------|-------|-------|-------------|
| Esférico achatado | 335 | 267 | 60 | 31 | 6 | 22 | 721 |
| Cilíndrico achatado | 217 | 135 | 52 | 37 | 14 | 11 | 466 |
| Disforme | 0 | 5 | 38 | 57 | 35 | 0 | 135 |
| Cilíndrico grosso | 20 | 9 | 19 | 17 | 0 | 0 | 65 |
| Cilíndrico fino | 19 | 8 | 22 | 14 | 0 | 0 | 63 |
| Cúbico | 17 | 9 | 6 | 1 | 1 | 5 | 39 |
| Ovoide | 19 | 6 | 2 | 3 | 0 | 0 | 30 |
| TOTAL | 627 | 439 | 199 | 160 | 56 | 38 | 1519 |

Fonte: Autoral.

Em praias próximas ao complexo portuário de Santos, Manzano (2009) constatou que a maioria dos *pellets* tinham tons em amarelo claro (60 a 70%), ou seja, desgastados, com maior tempo de permanência em ambientes marinhos. No presente estudo, os *pellets* em colorações cobre claro e escuro, ou seja, grânulos com maior tempo de permanência em ambientes marinhos, desgastados pelo atrito e pela ação da luz solar, foram encontrados em menor quantidade (13% e 11%, respectivamente). Os *pellets* disformes, ou seja, desgastados, representaram apenas 9% dos grânulos amostrados. Portanto, em 2019, houve um aumento na quantidade de *pellets* recém-produzidos que entraram nas praias analisadas. A presença de *pellets* de colorações cobre claro e escuro nas porções úmidas e semiúmidas do sedimento indica que as duas praias analisadas também recebem *pellets* desgastados de outras praias da região, porém, em menor quantidade.

A maioria dos *pellets* amostrados no presente estudo foram de formatos esférico achatado (47%) ou cilíndrico achatado (31%), assim como Manzano (2009), Lima (2012), Gouvêa (2015) e Alves *et al.*, (2018). Portanto, há uma predominância na produção e conseqüente perda de *pellets* desses formatos. Entretanto, foram encontrados oito formatos distintos, fato que sugere a existência de variadas fontes emissoras de *pellets* plásticos para as praias do Boqueirão e Gonzaga, em Santos, como o complexo portuário, industrial e logístico.

Considerações Finais

A maioria dos *pellets* foram encontrados na porção semiúmida do sedimento e tinham suas características morfológicas inalteradas, ou seja, foram recentemente produzidos e perdidos ao ambiente marinho. Portanto, em junho e julho de 2019, as praias do Gonzaga e Boqueirão, em Santos, atuaram majoritariamente como “distribuidoras” de *pellets* plásticos recém-produzidos para outras praias da região, representando o início do processo de degradação morfológica dos *pellets*.

Os *pellets* recém-produzidos tendem a advir de fontes emissoras próximas. No caso das



praias do Boqueirão e Gonzaga, em Santos, supõe-se que a presença do maior complexo portuário da América Latina e de diversas indústrias e empresas do setor logístico seja responsável pelas altas quantidades encontradas e fatores meteoceanográficos, responsáveis pela distribuição dos *pellets*.

Agradecimentos

Agradeço aos amigos Amanda Cinquini, Pablo Tierre, Kerverson Soares e Gustavo Facundo pelo auxílio durante as campanhas de coleta. Agradeço ao professor Vinicius Roveri pelo auxílio no desenvolvimento do estudo.

Referências Bibliográficas

ALVES, A.; VIANA, F.; UENO, E.; SIMÕES, H.; FONSECA, A. F. H. 2018. Caracterização de pellets plásticos em praias do litoral norte do estado de São Paulo. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*. v. 7, p. 300 – 314.

CHESHIRE, A.; ADLER, E.; BARBIÈRE, J.; COHEN, Y.; EVANS, S.; JARAYABHAND, S.; JEFTIC, L.; JUNG, R.; KINSEY, S.; KUSUI, T.; LAVINE, I.; MANYARA, P.; OOSTERBAAN, L.; PEREIRA, M.; SHEAVLY, S.; TKALIN, A.; VARADARAJAN, S.; WENNEKER, B.; WESTPHALEN, G. 2009. Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. Regional Seas Reports and Studies, 83.

D'ANTONIO, V. J. A.; CAMILO, D S P.; SILVA, J. I. S. 2012. Um método estatístico/paraconsistente de avaliação quantitativa de Grânulos Plásticos (Pellets) em praias. *UNISANTA - Science and Technology*, v. 1, p. 48 – 53.

FALCÃO, P. M.; SOUZA, C. R. G. 2012. Diagnóstico sobre a presença de pellets de plástico em praias do Estado de São Paulo, Brasil. In: *Anais do II Workshop Antropicosta Iberoamerica*. Montevideo, Uruguay, v. 01, p. 30 – 30.

GOUVÊA, C. S. C. 2015. Caracterização de pellets presentes na praia de Cibratel I, Itanhaém, e sua problemática no ambiente marinho. São Paulo, Trabalho de conclusão de curso, Universidade Presbiteriana Mackenzie.

HARATSARIS, V. M. 2018. PCBs e DDTs em grânulos de plástico depositados em praias do litoral paulista. Dissertação (Mestre em Ciências) - Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.

LIMA, G.H. 2012. Caracterização e taxa de entrada de pellets plásticos na Praia do Tombo do município de Guarujá – SP. Monografia de Graduação, Universidade de São Paulo, SP.

JAYASIRI, H. B.; PURUSHOTHAMAN, C. S.; VENNILA, A. 2013. Quantitative analysis of plastic debris on recreational beaches in Mumbai, India. *Marine Pollution Bulletin*, v. 77, p. 107 – 112.

MANZANO, A. B. 2009. Distribuição, taxa de entrada, composição química e identificação de fontes de grânulos plásticos na Enseada de Santos, SP, Brasil. Dissertação (Mestre em Ciências) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.

PEREIRA, F. C. 2014. Microplásticos no ambiente marinho: mapeamento de fontes e identificação



de mecanismos de gestão para minimização da perda de pellets plásticos. São Paulo, Dissertação de mestado, Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico.

Extração de Sílica a partir das Cinzas de Resíduo da Cana-de-Açúcar em Diferentes Condições de Extração Alcalina

^aFungaro, D.A.; ^bRovani, S.

^adafungaro@gmail.com

^{a,b}Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares

Resumo

Uma amostra de cinzas geradas durante a queima de resíduos de cana-de-açúcar foi triturada com NaOH sólido variando-se a relação cinzas: NaOH (m/m). As misturas foram submetidas ao processo de fusão a 450 oC por 1 h. Após o resfriamento, a sílica da massa fundida foi lixiviada para a fase líquida na forma de silicato de sódio. Seguindo a separação do sólido e do líquido, partículas de sílica foram precipitadas pela adição de ácido sulfúrico até pH 7 à solução de silicato de sódio. O rendimento das amostras mostrou-se constante e uma pureza de 89% foi alcançada. As amostras de cinzas e de sílica produzidas foram caracterizadas por difração de raios-X, fluorescência de raios-X e análise elementar.

Palavras-chave: Cana-de açúcar; cinzas de biomassa; extração alcalina; sílica.

Introdução

O Brasil é o maior produtor de cana de açúcar do mundo, produzindo cerca de 640 milhões de toneladas por ano (Conab, 2017). A palha e o bagaço são os principais resíduos, os quais são queimados como combustível em caldeiras que geram o vapor d' água utilizado na produção de açúcar e etanol e em processos de cogeração de energia. A queima resulta em cerca de 3-12 milhões de toneladas de cinzas/ano que são dispostas em aterros. A disposição inadequada pode causar problemas ambientais e à saúde humana, especialmente quando a sílica presente nas cinzas estiver na forma cristalina (LeBlond, *et al.*, 2010).

As cinzas dos resíduos de cana-de-açúcar são constituídas principalmente de silício podendo, portanto ser usada como uma fonte renovável para obtenção de sílica por processo de extração alcalina seguida de precipitação ácida (Kalapathy *et al*, 2000; Alves *et al*, 2017; Rovani *et al.*, 2018). O processo de extração e a quantidade da sílica extraída são dependentes de vários fatores. O objetivo deste estudo foi avaliar a influencia da relação cinzas:NaOH usados na extração alcalina no rendimento e na pureza da sílica obtida por precipitação com ácido sulfúrico.

Material e Métodos

Materiais

Todas as soluções foram preparadas usando água deionizada. A amostra de cinzas oriunda da queima dos resíduos da cana de açúcar foi fornecida por Usina localizada na região de Franca. Hidróxido de sódio em micro perolas (> 99 %) e Ácido sulfúrico (95-97 %) da Merck foram usados. Estufa (Fanen Orion modelo 515), mufla (Quimis - modelo Q-318M24) e agitador magnético foram utilizados.

Síntese da sílica

A amostra de cinzas de resíduo de cana-de-açúcar (CCA) foi misturada com NaOH sólido na proporção de 1:1,5 e 1: 2 (em massa) até obtenção de mistura homogênea. A mistura foi colocada em mufla à 450 °C por 1 h. Após resfriamento, foi adicionada água na mistura fundida na relação de 8 mL para cada um grama de cinzas e a mistura foi deixada sob refluxo durante 1 h. Após filtração, na solução de silicato de sódio foi adicionado ácido sulfúrico 6 mol L⁻¹ até o pH 7 para precipitação da sílica. A sílica foi lavada com água e seca à 120 °C por 12 h. O rendimento de extração (R em %) da sílica foi calculado utilizando a seguinte equação (1):

$$R = \frac{\text{massa de sílica produzida}}{(\text{massa de cinzas utilizada}) \times (\text{quantidade de Si presente nas cinzas})} \times 100 \quad (1)$$

Caracterizações dos materiais

A análise de difração de Raios-X foi realizada com difratômetro Rigaku Multiflex com ânodo de Cu usando radiação Co K α a 40 kV e 20 mA, 2 θ de 5-80° com um tempo de escaneamento de 0,5° min⁻¹. A composição química foi determinada por espectroscopia de fluorescência de raios-X usando equipamento da Malvern Panalytical, modelo Zetium. A análise elementar foi realizada no equipamento Perkin Elmer-CNH 2400.

Resultados e Discussão

Caracterização das cinzas do resíduo da cana-de-açúcar

A composição química da amostra de cinzas do resíduo da cana-de-açúcar (CCA) determinada por fluorescência de raios-X (na forma de óxidos) e pela análise elementar está apresentada na Tabela 1. A sílica foi o elemento principal da amostra (~ 50%), juntamente com

quantidades de ferro, alumínio e titânio entre ~14-4%. Os demais elementos foram considerados impurezas do solo e plantio por apresentarem conteúdo $\leq 1,5\%$.

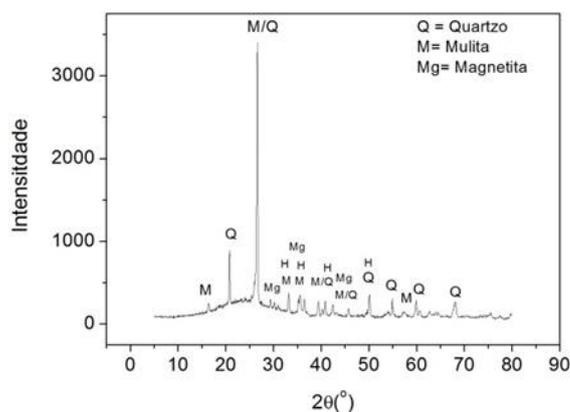
Tabela 1. Composição química dos principais elementos presentes nas cinzas de biomassa de cana-de-açúcar

| Elementos | % em massa | Elementos | % em massa |
|--------------------------------|------------|-----------------|-------------|
| SiO ₂ | 52,1 | MgO | 0,81 |
| Fe ₂ O ₃ | 14,0 | SO ₃ | 0,28 |
| Al ₂ O ₃ | 12,9 | Outros | $\leq 0,10$ |
| TiO ₂ | 4,11 | C | 14,3 |
| CaO | 1,47 | N | 0,49 |
| P ₂ O ₅ | 1,36 | H | 0,20 |
| K ₂ O | 1,01 | | |

Em amostras de CCA coletadas em diferentes usinas brasileiras os teores de sílica estavam entre 55-96% (Cordeiro *et al.* 2009a; 2009b; Sales e Lima 2010; Faria *et al.* 2012; Almeida *et al.* 2015). Os teores de carbono, nitrogênio e hidrogênio (CNH) representam principalmente a matéria orgânica da biomassa que reage na combustão produzindo calor. Estes elementos estão presentes na biomassa lignocelulósica na forma de polissacarídeos (celulose e hemicelulose) e lignina (polímero complexo composto de grupos metoxi e fenilpropânicos). O conteúdo de CNH presente nas cinzas está relacionado com a combustão incompleta da biomassa e compostos que não volatilizaram.

No difratograma de raios-X da amostra de CCA (Fig. 1) foi observada a presença das fases cristalinas relacionada ao quartzo, magnetita e mulita, que também foram identificados pela fluorescência de raios-X (Tabela 1). A fase cristalina do quartzo está relacionada com a temperatura de queima do resíduo entre 900–1010 °C (Le Blond, *et al.*, 2010).

Figura 1. Difratograma da amostra de CCA

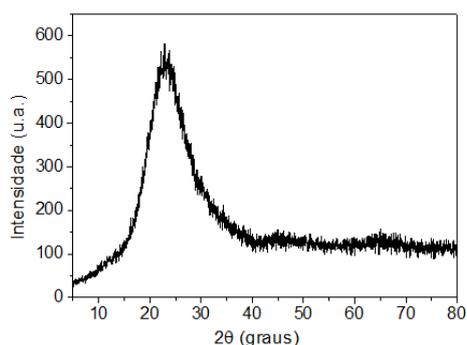


Caracterização das sílicas sintetizadas

A avaliação do rendimento da extração da sílica a partir da CCA foi realizada com duas proporções de cinzas: NaOH. O rendimento foi de 29% e 26% para a relação de 1:1,5 e 1: 2,0, respectivamente. Após a agitação da mistura fundida em água e, posterior filtração, o resíduo retido no papel de filtro era constituído de material carbonáceo, sílica e sódio que não reagiram e impurezas inertes das cinzas. As massas de resíduos estavam entre 36-40% em relação à quantidade de cinzas adicionadas para os dois ensaios. Considerando a similaridade dos resultados, outras caracterizações foram realizadas para a amostra de sílica sintetizada com a relação 1:1,5 de cinzas: NaOH.

Na Figura 2 é mostrado o difratograma de raios-X, no qual a presença de sílica amorfa é caracterizada pela banda de difração cujo máximo é em torno de $\theta = 22^\circ$ (Rovani *et al*, 2018). A ausência da fase cristalina no material indica que impurezas, como sal de sulfato, ou sílica cristalina que não reagiu na síntese não estão na amostra em quantidade detectável.

Figura 2. Difratograma da sílica sintetizada a partir de CCA na relação 1:1,5 de cinzas: NaOH



A sílica foi o componente predominante no produto final sintetizado pela extração alcalina, com teores muito baixos de outros elementos que estavam presentes nas cinzas de biomassa da cana-de-açúcar em quantidades significativas, tais como, TiO_2 , CaO , P_2O_5 , K_2O MgO , etc. (Tabela 3). Cabe destacar no resíduo, o teor de 48% de sódio e 15% de sílica, indicando a dificuldade da extração da sílica devido à presença de elementos nas cinzas que dificultaram a dissolução do quartzo cristalino, como o ferro e o alumínio. As porcentagens de carbono, hidrogênio e oxigênio do resíduo corresponderam à 2,005%, 1,155% e 0,015%, respectivamente.

Estudos anteriores mostraram que a sílica precipitada com H_2SO_4 apresentou menor rendimento, porém maior pureza, quando comparada à sílica obtida com HCl nas mesmas condições experimentais (Rovani *et al*, 2019).

Tabela 2. Composição química da sílica e do resíduo obtidos no processo de extração alcalina



| Óxidos | Sílica (% em massa) | Resíduo (% em massa) |
|--------------------------------|------------------------|-------------------------|
| SiO ₂ | 89,1 | 15,2 |
| Na ₂ O | 2,67 | 48,1 |
| Fe ₂ O ₃ | 0,50 | 11,0 |
| SO ₃ | 0,76 | 0,02 |
| Al ₂ O ₃ | 0,66 | 4,39 |
| TiO ₂ | 0,07 | 2,50 |
| CaO | 0,06 | 0,75 |
| Outros | < 0,01 | ≤ 0,30 |

Considerações Finais

Os resultados indicaram que é possível obter sílica a partir cinzas de resíduo de cana-de-açúcar, por extração alcalina seguida de precipitação com ácido sulfúrico, com pureza > 80 % e sem nenhum tratamento prévio da matéria-prima. O rendimento do produto final foi aproximadamente constante usando razão de 1,1:5 ou 1:2 de cinza:NaOH (em massa) na extração alcalina, o qual foi afetado por elementos presentes na matéria-prima, principalmente ferro e alumínio.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES pelo auxílio financeiro.

Referências bibliográficas

- ALMEIDA, F.C.R.; SALES, A.; MORETTI, J.P.; MENDES, P.C.D. 2015. Sugarcane bagasse ash sand (SBAS): Brazilian agroindustrial by-product for use in mortar. *Construction and Building Materials*, v. 82, p. 31-38.
- ALVES, R.H.; REIS, T.V.S.; ROVANI, S.; FUNGARO, D.A. 2017. Green Synthesis and Characterization of Biosilica Produced from Sugarcane Waste Ash. *Journal of Chemistry*, vol. 2017, Article ID 6129035, 9 pages, doi:10.1155/2017/6129035.
- CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento/Acompanhamento da Safra Brasileira – Cana-de-Açúcar, V. 4 - SAFRA 2017/18- N.1 - Primeiro levantamento, abril/2017, ISSN: 2318-7921.
- CORDEIRO, G.C., TOLEDO FILHO, R.D., FAIRBAIRN, E.M.R. 2009a. Caracterização de cinza do bagaço de cana-de-açúcar para emprego como pozolana em materiais cimentícios. *Química Nova*, v. 32, p. 82-86,
- CORDEIRO, G.C.; TOLEDO FILHO, R.D.; TAVARES, L.M.; FAIRBAIRN, E.M.R. 2009b. Ultrafine grinding of sugar cane bagasse ash for application as pozzolanic admixture in concrete. *Cement and Concrete Research*, v. 39, p. 110-115.
- FARIA, K.C.P.; GURGEL, R.F.; HOLANDA, J.N.F. 2012. Recycling of sugarcane bagasse ash waste in the production of clay bricks. *Journal of Environmental Management*, v. 101, p. 7-12.
- KALAPATHY, U.; PROCTOR, A., SHULTZ, J. 2000. A simple method for production of pure silica from rice hull ash. *Bioresource Technology*, v. 73, p. 257-262.



LEBLOND, J.S.; HORWELL, C.J.; WILLIAMSON, B.J.; OPPENHEIMER, C. 2010. Generation of crystalline silica from sugarcane burning, *Journal of Environmental Monitoring*, v. 12, p. 1459-70.

ROVANI, S.; FUNGARO, D.A; CARVALHO, F.B.; SANTOS, J.J. 2019. A comparative study of methods for the synthesis of silica nanoparticles from sugarcane waste ash. *Spring 2019 ACS National Meeting in Orlando, FL*, March 31 – April 4.

ROVANI, S.; SANTOS, J.J.; CORIO, P.; FUNGARO, D.A. 2018.Highly pure silica nanoparticles with high adsorption capacity obtained from sugarcane waste ash. *ACS Omega*, v. 3, p. 2618-2627.

SALES, A.; LIMA, S.A.; 2010.Use of Brazilian sugarcane bagasse ash in concrete as sand replacement. *Waste Management*, v. 30, p. 1114-1122.



O processo de elaboração do plano de gerenciamento de resíduos da construção civil para um município de pequeno porte: O caso de Tapiraí, SP

^aPontes, M. R.; ^bCarvalho, B. M.

^bbiacarvalho2408@gmail.com

^{a,b}Universidade Estadual Paulista

Resumo

Atualmente assuntos relacionados às questões ambientais vêm ganhando espaço em muitos países, pois com a crescente urbanização das cidades e os possíveis impactos ambientais associados, se faz necessária gestão ambiental adequada dos resíduos de construção civil e demais resíduos sólidos que são gerados. Dessa forma, este trabalho tem como objetivo exibir o processo de elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil do município de Tapiraí - SP, de modo a definir diretrizes, critérios e responsabilidades desde a geração até a destinação final ambientalmente adequada dos resíduos de construção civil no município. Além disso, visa auxiliar estudantes e recém-formados na área ambiental ou demais áreas, sobre a maneira de elaborar e aplicar os conhecimentos na vida profissional.

Palavras-chave: Gestão ambiental; resíduos da construção civil; meio ambiente.

Introdução

Na atualidade observa-se um crescimento populacional acelerado, com a urbanização das cidades aumenta-se a geração de resíduos da construção civil (RCC) e como estes podem acarretar impactos ambientais adversos, é de suma importância gerenciar de maneira adequada estes resíduos.

Segundo John (2000), o setor da construção civil é importante para o desenvolvimento econômico brasileiro, pois ocupa uma parcela considerável no Produto Interno Bruto (PIB). Além disso, a construção civil está presente em todas as regiões do planeta ocupadas pelo homem, logo, segundo ele, o impacto ambiental causado por este setor é proporcional a sua tarefa social. Estudos feitos pela Associação Brasileira da Indústria de Materiais de Construção (ABRAMAT), mostra que em 2009 a cadeia produtiva da construção representava cerca de 8,3% do PIB brasileiro e empregava mais de 10 milhões de pessoas.

Para Pinto (2005) os resíduos de construção civil são gerados em grande quantidade e dispostos de forma inadequada por seus geradores, pois cerca de 75% dos RCC gerados em um município provém de eventos informais, como obras de construção, reformas e demolições, geralmente realizadas pelos próprios usuários dos imóveis. Logo, o Poder Público Municipal deve exercer um papel fundamental para disciplinar o fluxo de resíduos, utilizando instrumentos para regular especialmente a geração de resíduos por eventos informais. Sendo que para alcançar uma gestão ambiental eficiente para os RCC deve-se integrar o Poder Público Municipal, os geradores de resíduos e os transportadores que farão a destinação correta dos resíduos.

Segundo dados publicados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) no Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil, em 2014, o setor da construção civil foi responsável por gerar cerca de 122.262 toneladas de resíduos por dia, um número significativo. Logo, percebe-se a importância de haver uma gestão ambiental adequada para coleta e destinação destes resíduos.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 307 de 2002, art.2º, inciso I, resíduos de construção civil são aqueles provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, e os resultantes da preparação e da escavação de terreno. Os RCC podem ser classificados pela mesma resolução em seu art. 3º nas seguintes classes:

- Classe A: resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados, tais como: de construção, demolição, reformas e reparos de pavimentação e de outras obras de infraestrutura, inclusive solos provenientes de terraplanagem; de construção, demolição, reformas e reparos de edificações, sendo eles componentes cerâmicos (tijolos, blocos, telhas, placas de revestimento etc.), argamassa e concreto; de processo de fabricação e/ou demolição de peças pré-moldadas em concreto (blocos, tubos, meios-fios etc.) produzidas nos canteiros de obras;
- Classe B: resíduos recicláveis para outras destinações, tais como plásticos, papel, papelão, metais, vidros, madeiras e outros;
- Classe C: resíduos para os quais não foram desenvolvidas tecnologias ou aplicações economicamente viáveis que permitam a sua reciclagem/recuperação, tais como os produtos oriundos do gesso;
- Classe D: resíduos perigosos oriundos do processo de construção, tais como tintas, solventes, óleos e outros ou aqueles contaminados ou prejudiciais à saúde oriundos de demolições, reformas e reparos de clínicas radiológicas, instalações industriais e outros, bem como telhas e demais objetos e materiais que contenham amianto ou outros produtos nocivos à saúde (*nova redação dada pela Resolução nº 348/04*).

Além disso, tem-se por esta Resolução em seu art. 5º, que o Plano Integrado de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil deve ser elaborado pelos municípios e pelo Distrito Federal, devendo incorporar: Programa Municipal de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil e Projetos de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil. Tem-se ainda que os geradores de RCC são os responsáveis pelos mesmos e devem ter como prioridade a não geração de resíduos, bem como a sua redução, reciclagem, reutilização e destinação final. Diante disso, tem-se no art. 4º, parágrafos 1 e 2, da mesma, que os RCC não poderão ser dispostos em aterros de resíduos domiciliares, em áreas de “bota fora”, em encostas, corpos hídricos, lotes vagos e em áreas protegidas por Lei e que estes devem ser destinados de acordo com sua classificação. Então a gestão

dos RCC se inicia na obra, pois se faz necessário a separação e o acondicionamento dos resíduos por meio de recipientes como bombonas, bags e baias.

Segundo Silva e Fernandes (2012), o setor da construção civil consome uma grande quantidade de recursos naturais, além de gerar um volume elevado de resíduos, cerca de 40% a 60% dos resíduos sólidos urbanos produzidos nas cidades originam da construção civil.

De acordo com Pinto (2005), a destinação inadequada dos RCC nos municípios, provoca diversos impactos ambientais como: degradação das áreas de manancial e de proteção permanente; proliferação de agentes transmissores de doenças; assoreamento de rios e córregos e obstrução dos sistemas de drenagem; ocupação de vias e logradouros públicos. Além do que, segundo John (2000), a disposição irregular dos RCC na malha urbana causa problemas como enchentes, prejuízos a paisagem e obstrução de vias de tráfego.

Assim sendo, tem-se a necessidade do município elaborar um PGRCC, pois os RCC causam impactos ambientais adversos devido ao descarte inadequado em áreas impróprias, então é necessário haver um gerenciamento e gestão ambiental adequada destes resíduos.

Dessa forma, no decorrer deste estudo será apresentada a elaboração de um PGRCC, abordando especificamente o caso do município de Tapiraí - SP, com o intuito de definir diretrizes, critérios e responsabilidades desde a geração até a destinação final ambientalmente adequada dos RCC no município. Além disso, visa auxiliar estudantes e recém-formados na área ambiental ou demais áreas, sobre a maneira de elaborar e aplicar os conhecimentos na vida profissional.

Metodologia

O município de Tapiraí está localizado no estado de São Paulo, sendo considerado de pequeno porte, sua população, em 2010, era de 8.012 pessoas (IBGE,2010).

Figura 1. Localização do município de Tapiraí.



Fonte: Google Maps.

Dessa forma, o PGRCC foi elaborado para atender as necessidades de um município pequeno e a sua realidade.

Para a elaboração do PGRCC baseou-se em pesquisas bibliográficas, participação popular, informações secundárias (sites e órgãos oficiais) e primárias (visitas, pesquisas, registros fotográficos, questionamentos) que permitiram coletar informações a respeito da situação dos RCC no município. Dessa forma, os geradores foram classificados em pequenos geradores, que no caso são os próprios moradores do município; grandes geradores, que são as empresas de obras civis e outras atividades que gerem grande quantidade de RCC ou pequenas quantidades constantemente e o Poder Público Municipal que gera RCC indiretamente por meio das contratações de obras executadas no município. Essa distinção foi importante para que as medidas adotadas fossem adequadas para cada tipo de gerador.

Assim sendo, o PGRCC foi elaborado a partir de um diagnóstico ambiental que permitiu exibir a situação atual do município, um prognóstico com as possíveis medidas a serem tomadas para que houvesse uma gestão ambiental eficaz, a submissão de projeto de lei e a participação popular que foi extremamente importante, pois é necessário que a população saiba quais ações podem minimizar o descarte inadequado de RCC.

Para a produção dos mapas e manipulação dos dados e informações foi utilizado o *software* livre *Quantum GIS (QGIS)*, versão 2.18. As informações editadas têm origem em fontes secundárias, como Google Satélite e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), bem como em fontes primárias obtidas durante as visitas técnicas efetuadas no Município.

Resultados e Discussão

A partir dos dados obtidos com o diagnóstico dos resíduos de construção civil realizado, constatou-se que o Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) apresentado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) no Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos do ano de 2017, classificou o aterro municipal de resíduos sólidos na faixa de enquadramento *adequado*. Conforme o Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (PGIRS) do município, a quantidade de resíduos sólidos domiciliares gerados era de 1.752 toneladas/ano. Para estimar a quantidade de RCC gerados, foram realizadas visitas técnicas e encontros com o responsável pelo setor de coleta dos RCC, dessa forma estimou-se que a quantidade de resíduos gerados era de 11 toneladas/ano.

O município de Tapiraí faz parte da UGRHI 11 (Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos) - Ribeira de Iguape/Litoral Sul e de acordo com o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos, de 2011 até 2018, o município sempre esteve enquadrado na faixa *adequado*, mostrando então o comprometimento do Poder Público Municipal em tratar adequadamente os seus resíduos sólidos.

Entretanto, pelo mesmo diagnóstico pôde-se levantar algumas problemáticas, como a ausência de acondicionamento dos RCC gerados, sendo estes descartados em locais impróprios, como lotes vazios, via pública e áreas periféricas, como mostra as figuras abaixo. Então mesmo que os geradores sejam os responsáveis pelos seus resíduos, se o Poder Público Municipal não oferecer uma maneira de dispor estes resíduos os problemas continuarão. Além disso, observou-se que no município não havia atividades de triagem, separação, reciclagem ou reaproveitamento de resíduos, tanto para os de construção civil quanto para os outros, sendo que os resíduos coletados eram aterrados ou deixados em áreas nas franjas de urbanização, além do mais, constatou-se ainda a ausência de áreas licenciadas para o gerenciamento dos RCC e a falta de recursos e instrumentos econômicos para o gerenciamento e disposição final dos RCC e outros resíduos.

Figura 2. RCC depositados no passeio público ao lado de ponto de captação e drenagem de águas pluviais



Fonte: PGRCC do município de Tapiraí-SP.

Figura 3. Lote vazio ocupado com resíduos de construção civil.



Fonte: PGRCC do município de Tapiraí-SP.

Figura 4. Ponto de descarte irregular de resíduos de construção civil.



Fonte: PGRCC do município de Tapiraí-SP.

Diante destes problemas foram desenvolvidos programas e ações, conforme a Norma ISO 14001:2004, tem-se a ferramenta PDCA, que significa planejar (P), executar (D), verificar (C) e agir (A). Os programas foram propostos de acordo com a realidade e a necessidade do município, sendo eles compostos de objetivo, meta, indicadores e formas de acompanhamento

Os programas propostos foram:

- **Programa de educação ambiental, conscientização e capacitação:**

Para que haja conscientização da população é necessário levar os conhecimentos ambientais até estas pessoas, então com o objetivo de conscientizar a população municipal sobre as formas de dispor adequadamente seus resíduos, este programa será aplicado nas escolas municipais na forma do tema “resíduos sólidos e sua disposição final ambientalmente adequada”. Além disso, deverão ser feitas campanhas em parceria com a secretaria de saúde e vigilância sanitária para que os pontos de descarte inadequado de RCC sejam eliminados e os colaboradores envolvidos deverão receber um curso de capacitação bianualmente sobre gerenciamento de resíduos sólidos.

Este programa tem como meta atingir ao menos 50% dos alunos da rede pública de ensino, a cada ano, realizando ainda uma atividade focada na geração, acondicionamento, transporte ou disposição final ambientalmente adequada dos RCC, bem como uma campanha de conscientização da população sobre o descarte adequado dos RCC e fazer com que os colaboradores envolvidos estejam atualizados e atentos com relação ao tratamento dos RCC.

Como indicador tem-se o relatório do programa de educação ambiental, conscientização e capacitação que deverá conter o número de alunos da rede pública envolvidos em atividade relacionada aos RCC, além disso, apresentar qual a atividade de conscientização foi realizada e qual o alcance obtido, bem como a lista de presença dos colaboradores na capacitação efetuada bianualmente.

Fica sob responsabilidade da Secretaria de Educação com apoio da Divisão de Agricultura, Pecuária e Meio Ambiente elaborar o planejamento e relatório anual das atividades executadas e caberá ao Conselho de Meio Ambiente e Saneamento a sua verificação e aprovação.

- **Programa de regularização de áreas para disposição de RCC:**

Neste programa todos os RCC deverão ser encaminhados para um local onde passarão por triagem, sendo que alguns resíduos poderão ser encaminhados para reciclagem. Obrigatoriamente esse local deverá ser licenciado pela CETESB. Então o objetivo deste programa é a escolha de uma área para receber todos os RCC, sendo que o município de Tapiraí possui aterro em valas e galpão para implantação do Programa de Reciclagem e ainda uma área disponível para licenciamento onde poderá se concentrar as atividades relacionadas aos RSU do município.

Logo, este programa tem como meta manter as licenças para execução do gerenciamento dos RCC válidas, sendo que o processo de renovação deve ser feito 120 dias antes do prazo de vencimento.

Neste programa o indicador será as licenças válidas e a fiscalização e controle fica a cargo do Conselho de Meio Ambiente e Saneamento.

- **Programa de coleta, transporte, triagem e reaproveitamento de RCC para Pequenos Geradores:**

Este programa é o mais complexo pois para que seja eficiente é necessário que a população se conscientize, deixe de descartar os RCC em áreas inadequadas, eliminando assim pontos de descarte irregular, prevenindo contra acidentes e proliferação de doenças causadas por vetores. Diante disso, este programa propõe o uso de contêineres visando o acondicionamento e segregação de resíduos, quando estiverem cheios, os resíduos de classe A, B e C serão recolhidos pela Prefeitura Municipal e encaminhados para a área licenciada, os resíduos recicláveis serão encaminhados e os de classe D serão enviados para disposição final ambientalmente adequada em aterro sanitário devidamente licenciado pelos órgãos ambientais.

Diante disso, a meta deste programa será disponibilizar contêineres suficientes para a população acondicionar os RCC, de modo a reduzir 50 % do número de reclamações da população quanto ao recolhimento destes resíduos, reduzindo assim os pontos de descarte irregular no município.

Para este o indicador será o número de reclamações dos moradores quanto ao descarte irregular de RCC.

Por fim, quanto à fiscalização e controle deste programa fica sob responsabilidade do Conselho de Meio Ambiente e Saneamento, o qual deverá aprovar e avaliar o relatório anual que será composto por este programa.

- **Programa de adequação para o Poder Público Municipal e Grandes Geradores de RCC:**

Sendo o Poder Público Municipal reconhecido como grande gerador de RCC, a proposta deste programa é que em todos os editais de licitação de obras seja exigido a apresentação do PGRCC por parte da empresa ganhadora, o qual deverá ser aprovado pela Diretoria de Agricultura, Pecuária e Meio Ambiente, sob pena da não execução da obra, sem a devida apresentação e aprovação.

Dessa forma, a meta será receber, analisar e acompanhar os PGRCC de todas as obras executadas pelo Poder Público e grandes geradores do município.

O indicador deste programa será a relação entre o número de obras contratadas e a quantidade de grandes geradores pelo número de PGRCC apresentados.

Logo, a fiscalização e controle deste programa fica sob responsabilidade do Conselho de Meio Ambiente e Saneamento, o qual deverá aprovar e avaliar o relatório anual que será composto por este programa.

Todos os programas propostos devem ser revistos e adequados sempre que necessário ou pelo menos a cada 4 anos, juntamente com uma equipe especializada, devem ser analisados as metas e os objetivos para saber se ambos estão sendo atingidos no decorrer dos anos e se alguma alteração for efetuada está deverá ser submetida à Câmara de Vereadores, pois a lei vigente será alterada.

De modo a acompanhar e monitorar os programas propostos, tem-se as seguintes ações:

- Criar uma comissão para acompanhamento do Plano, sendo constituída por representantes da Prefeitura Municipal, sociedade civil, setor produtivo e universidades, entre outros segmentos, ou outorgar essa atribuição ao Conselho existente com atribuições para tratar das questões ambientais;
- Designar ou contratar profissional de nível superior, devidamente habilitado, com atribuição, para acompanhar, articular e facilitar a implantação das ações necessárias e apoiar a Comissão de acompanhamento e fiscalização;
- Designar ou contratar profissional de nível superior, devidamente habilitado, com atribuição, para acompanhar, articular e facilitar a implantação das ações necessárias e apoiar a Comissão de acompanhamento e fiscalização;

Assim sendo, pode-se dizer que apesar de caber somente ao gerador a responsabilidade pelos RCC gerados, o Poder Público Municipal deve caminhar junto, fornecendo meios para que o acondicionamento, o recolhimento e demais atividades relacionadas aos resíduos e sua destinação ocorra. Além disso, cabe ao município desenvolver atividades de conscientização da população, pois é necessário que todas as pessoas tenham acesso às informações e saibam como minimizar os



impactos gerados por suas atividades. Além do mais, é necessário haver fiscalização por parte do Poder Público. Pode-se dizer ainda o quão complexo deve ser aplicar isto na prática, pois é preciso que todos os envolvidos cooperem, e claro não é possível assegurar que os problemas desaparecerão, mas que eles podem ser minimizados com atitudes ambientalmente corretas.

Considerações Finais

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos todos os resíduos sólidos devem receber uma destinação final ambientalmente adequada, ou seja, devem passar por reciclagem, reutilização, compostagem, recuperação ou aproveitamento energético. Quanto aos resíduos de construção civil tem-se a importância da sua separação nas classes A, B, C e D, pois a destinação ou disposição final ambientalmente adequada dependerá da classe em que se encontra.

Logo, é necessário que os geradores separem seus resíduos para que eles recebam tratamento adequado sem que haja impactos ambientais adversos devido seu descarte.

Por meio deste trabalho pode-se observar a importância da elaboração de um PGRCC para o município, principalmente em um de pequeno porte, como foi o caso de Tapiraí, pois fica claro que com ações propostas é possível minimizar os impactos ambientais causados pelo descarte inadequado de resíduos da construção civil. Percebe-se que a parte mais complexa é conseguir fazer com que as pessoas se conscientizem, deixem de descartar os RCC em locais inadequados, pois muitas vezes estes conceitos são desconhecidos ou ignorados, então é de suma importância que o Poder Público Municipal leve até estas pessoas o conhecimento, seja por meio de campanhas de conscientização ou nas escolas públicas, além disso, desenvolver programas que incentivem a separação de resíduos para que todos recebam o tratamento adequado e por fim, exercer a fiscalização para que a lei seja cumprida e respeitada, de modo que a população saiba o quanto suas ações, por mais que pareçam pequenas, podem afetar a qualidade do meio ambiente, e mais, prejudicar a si mesmo.

Agradecimentos

O processo de elaboração do plano de gerenciamento de resíduos da construção civil para um município de pequeno porte O caso de Tapiraí, SP.

Referências Bibliográficas

ABRELPE, *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*, Disponível em <https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4389267/mod_resource/content/1/panorama2014.pdf>

BRASILEIRO, L. L.; MATOS, J. M. E. *Reutilização de resíduos da construção e demolição na indústria da construção civil*. Teresina/PI, Universidade Federal do Piauí, 2015.



Cetesb, *Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos*, Disponível em <<https://cetesb.sp.gov.br/residuossolidos/wp-content/uploads/sites/26/2019/06/Invent%C3%A1rio-Estadual-de-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Urbanos-2018.pdf>>

CONAMA. Resolução nº 307/02. Disponível em <http://www.mma.gov.br/estruturas/a3p/_arquivos/36_09102008030504.pdf>

FERREIRA, A. C.; COSTA, F. M.; DIAS, I. C.; SANTOS, S. *Gestão de Resíduos Sólidos na Construção Civil*. Revista Pensar Engenharia, v.2, n.2, Jul./2014.

IBGE, *Município de Tapiraí/SP*, Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/tapirai/panorama>>

JOHN, V. M. 2000. *Reciclagem de resíduos na construção civil – contribuição à metodologia de pesquisa e desenvolvimento*. São Paulo, 102p. Tese (livre docência) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

Lei nº 12.305/2010, *Política Nacional de Resíduos Sólidos*, Disponível em <https://fld.com.br/catadores/pdf/politica_residuos_solidos.pdf>

NBR 10004, *Resíduos Sólidos - Classificação*, Disponível em <<http://analiticaqmcresiduos.paginas.ufsc.br/files/2014/07/Nbr-10004-2004-Classificacao-De-Residuos-Solidos.pdf>>

NBR ISO 14001:2004, *Sistema de gestão ambiental Requisitos com orientação para uso*. Disponível em <<http://www.madeira.ufpr.br/disciplinasghislaine/iso-14001-2004.pd>>

PINTO, T. P. 2005. *Gestão ambiental de resíduos da construção civil – A experiência do SINDUSCON-SP*. São Paulo: Obra Limpa; Instituto e Técnicas em Construção Civil; SINDUSCON-SP.

PENNA, L. F.; LIBERATO, A. K.; FELICORI, T. C.; ALMEIDA, J. B. *Resíduos de Construção Civil: Aspectos da Legislação Municipal e do Destino Final - Estudo de Caso em Governador Valadares, MG*. Campo Grande/MS, IBEAS - Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2017.

SILVA, V. A.; FERNANDES, A. L. T. *Cenário do gerenciamento dos resíduos da construção e demolição (RCD) em Uberaba-MG*. Revista Sociedade & Natureza, ano 24, n. 2, p. 333-344, mai. / ago. 2012.

SOCIOAMBIENTAL online, *Setor da Construção e a Geração de Resíduos: a necessidade de discussão de um novo paradigma*, Disponível em <<http://socioambientalonline.com.br/setor-da-construcao-e-a-geracao-de-residuos-a-necessidade-de-discussao-de-um-novo-paradigma/>>



Utilização do papel como fonte alternativa de fibra no processo de compostagem

^aVitor, T. S.; ^bMagalhães, W. M. A.; ^bAguiar, M. C.; ^bSilva Neto, V. M.; ^bGerude Neto, C. J. A.

^atiagovitor710@gmail.com

^{a,b}Universidade CEUMA

Resumo

Por apresentar um grande volume de resíduos de papel, o Brasil precisa de alternativas para descarte deste material. Sendo assim, o presente trabalho tem como objetivo, executar a substituição gradativa da fonte de fibra na compostagem, por papel, para produção de adubo orgânico. Este trabalho, foi desenvolvido no Laboratório de Práticas Ambientais da Universidade CEUMA, durante 50 dias, sendo 06 tratamentos, divididos em leiras de 1,5 kg cada, constituídas respectivamente: 50% de material orgânico e 50% de material fibroso. As análises químicas dos tratamentos, mostraram valores significativos de nutrientes disponíveis para as plantas. A MO em todos os tratamentos (T-1 ao T-6) foi em média 11,0%, e se comparando esses valores, com os padrões de teor de matéria orgânica disponível em um solo com bom índice de fertilidade que é de 6,0%, o composto produzido com a Introdução gradativa de papel como fonte fibrosa é uma alternativa viável para produção de adubo orgânico. Além de ser mais uma forma de descarte deste resíduo, evitando o acúmulo em aterros e lixões pelo país.

Palavras-chave: Adubo orgânico; descarte; resíduo.

Introdução

O Brasil está entre os dez maiores países produtores de papel do mundo, responsável por 10.357 milhões de toneladas métricas, sendo o maior da América do Sul, deste total, cerca de 24% é destinado à impressão e escrita (SILVA *et al.*, 2016). Sendo que este tipo de papel é usado com mais frequência em escritórios e principalmente em instituições de ensino. O papel é feito a partir da celulose do eucalipto, constituído por três componentes: fibra de celulose, lignina e extrativos. Para fazer o papel o eucalipto passa por um processo de separação da lignina e os extrativos da celulose, onde a celulose é um composto natural que existe nos vegetais, sendo um dos principais componentes de suas células, chamadas frequentemente de “fibras”. (MACDOLNAD, apud NAVARO, 2007)

A compostagem constitui-se em uma prática de decomposição aeróbia de matéria orgânica que resulta em um rico adubo orgânico, que além de reduzir o uso de fertilizantes inorgânicos, também contribui para a manutenção da flora microbiana do solo. A compostagem é capaz de ser desenvolvida em inúmeras condições, sendo feitas em sistemas sobre ou sob o solo, e em recipientes fechado. (PEREIRA NETO, 2007). Desta forma, O papel tem grande potencial para se caracterizar em um bom substituto a fibras no processo de compostagem, por apresentar uma baixa relação (C/N), e além disso, ajuda a reter água, efetuando a manutenção da umidade no processo, que é essencial para a reprodução dos microrganismos responsáveis pela decomposição do material. Sendo assim, o objetivo deste trabalho é utilizar o papel como fonte fibrosa alternativa na

substituição das fontes fibrosas convencionais (folhas, gramas e restos de podas) no processo de compostagem, para a produção de um adubo orgânico de qualidade.

Material e Métodos

Este trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Práticas Ambientais da Universidade Ceuma Campus Turu, São Luís – MA, baseado e fundamentado em pesquisa bibliográfica para analisar a utilização do papel como fibra na compostagem. Relacionado com a forma de descarte e reaproveitamento do mesmo no ambiente, visando a melhoria em sua destinação final, com o retorno de nutrientes para o solo. O experimento durou 50 dias, delineado da seguinte forma: 6 tratamentos, divididos em leiras de 1,5 kg cada, constituídas respectivamente: 50% de material orgânico (restos de alimentos e fezes bovinas) e 50% de material fibroso (folha e grama). Para diminuir a partícula e, conseqüentemente, acelerar o processo de decomposição, foi utilizado duas máquinas, patrimônio do Laboratório de Práticas Ambientais da UNICEUMA - COMPOSLAB: o Triturador Forrageiro Trf 400 Cv 110/0v-Trapp para triturar o material fibroso; e o Triturador Orgânico Elétrico TRO25 2HP Bivolt – TRAMONTINA para triturar o material orgânico. Os tratamentos são denominados da seguinte forma: T1 - Controle: 50% de material orgânico (375g de restos de alimentos e 375g de fezes bovinas) e 50% de material fibroso (375g de folha e 375g de grama). T2 – 20% de Papel: 50% de material orgânico (375g de restos de alimentos e 375g de fezes bovinas) e 50% de material fibroso (150g de papel, 300g de folha e 300g de grama). T3 – 40% de Papel: 50% de material orgânico (375g de restos de alimentos e 375g de fezes bovinas) e 50% de material fibroso (300g de papel, 225g de folha e 225g de grama). T4 – 60% de Papel: 50% de material orgânico (375g de restos de alimentos e 375g de fezes bovinas) e 50% de material fibroso (450g de papel, 150g de folha e 150g de grama). T5 – 80% de Papel: 50% de material orgânico (375g de restos de alimentos e 375g de fezes bovinas) e 50% de material fibroso (600g de papel, 75g de folha e 75g de grama) e T6 – 100% de Papel: 50% de material orgânico (375g de restos de alimentos e 375g de fezes bovinas) e 50% de material fibroso (750g de papel). Conforme as figuras:

Figura 1. Tratamentos Experimentais



Fonte: Autores (2019)

Após 50 dias de experimento, as amostras foram peneiradas (Figura 08), e embaladas em sacos plásticos e identificadas (Figura 2), e levadas ao Laboratório de Química dos Solos – LABQLS da UEMA (Universidade Estadual do Maranhão), para a realização das análises químicas do material decomposto.

Figura 2. Peneiramento e acondicionamento das amostras para análises químicas do material do material.



Fonte: Autoral.

As análises químicas compreendem: O pH; matéria orgânica; sódio; potássio; fósforo; cálcio; alumínio e magnésio. Para análise de pH foram utilizados os seguintes princípios, pH (H_2O , KCl e $CaCl_2$) e a medição do potencial eletronicamente por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão solo: líquido (água, KCl ou $CaCl_2$). O Procedimento inicial consistiu em colocar 10ml de solo em copo plástico de 100ml numerado; adicionado 25ml de líquido, sendo agitado e deixado em repouso por uma hora. Em seguida, nas amostras, mergulhou-se os eletrodos na suspensão homogênea e assim procedeu a leitura do pH. Nas amostras foram adicionadas reagentes de solução de KCl 1N - dissolvido 74,5g de KCl em água e elevado a 1l; Solução padrão de $CaCl_2$ M - pesando 147g de $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ para 1l de solução. Agitando e deixando esfriar para completar o volume; Solução de $CaCl_2$ 0,01 M - diluindo 10ml do padrão para cada litro de solução (EMBRAPA, 1997).

Para análise de Cálcio e Magnésio foram feitos pesagens com, 100 a 200g de solo colocado em bécher de plástico de 400mL, e adicionado água contida em proveta de 50mL, em quantidade inicial de 25mL para os solos arenosos e 50mL para os demais; as amostras foram amassadas com espátula de aço inoxidável continuando a adição de água. Determinando então a percentagem de saturação: V = volume em ml de água gastos p = peso da amostra. Os equipamentos utilizados, foram; Funil buckner; Bomba a vácuo. (EMBRAPA, 1997). O cálcio e magnésio (Ca e Mg solúveis), são determinados pelo AAS e o sódio e potássio pelo fotômetro de chama nos extratos diluídos. O Procedimento adotado foi a, diluição de uma solução padrão de Ca $1.000mg.L^{-1}$ para $250mg.L^{-1}$, pipetando 50mL para balão volumétrico de 200mL e completando o volume com água, posteriormente foi feita a diluição de uma solução padrão de Mg $1.000mg.L^{-1}$ para $25mg.L^{-1}$; pipetado 25 mL para balão volumétrico de 1l e completado o volume com água, o processo de



pipetagem de uma série de 0-5-10-15-20-25mL para balão volumétrico de 250 mL das soluções de Ca 250mg.L⁻¹ e Mg 25mg.L⁻¹ respectivamente, feito isso, em cada amostra foi adicionado 2.5mL da solução de lantânio a 1%, completado o volume com água.

O potássio (K) solúvel teve como princípios de amostragem: O extrato de saturação no fotômetro de chama, procedendo à leitura e diluindo o extrato quando a leitura ultrapassou a escala do aparelho. O procedimento utilizado para o cálculo de fósforo, consistiu em colocar 5g de solo em erlenmeyer de 125mL. Adicionado 50ml de solução extratora (HCl 0,05 N e H₂SO₄ 0,025 N). Logo após, foi agitado durante 5 minutos em agitador circular horizontal. Feito isso, foi adicionado 10ml de solução ácida de molibdato de amônio diluída e aproximadamente 30mg de ácido ascórbico em pó, como redutor, sendo agitado durante 1 a 2 minutos no agitador circular horizontal. Para determinar o fator Fp; colocou-se 10mL de cada solução padrão diluída em erlenmeyers de 125mL, 20mL da solução ácida de molibdato de amônio diluída e uma “pitada” de ácido ascórbico, procedendo da mesma forma indicada para a determinação do fósforo no extrato de solo. Para a obtenção direta da concentração de P (mg.kg⁻¹) no solo, o fator Fp foi multiplicado por 10, sofrendo diluição de 1:10 na extração.

As soluções dos reagentes foram administradas da seguinte forma: Soluções extratoras - HCl 0,05 N e H₂SO₄ 0,025 N – foi adicionado 40ml de ácido clorídrico p.a. (d = 1,19) e 7,6ml de ácido sulfúrico p.a. (d = 1,84) em aproximadamente 5 litros de água, contidos em balão aferido de 10 litros; agitando e completando o volume com água. Sendo usados baldes plásticos previamente aferidos. Em relação a solução ácida de molibdato de amônio (concentrada), foi colocado 2g de subcarbonato de bismuto em aproximadamente 250mL de água contida em balão aferido de 1 litro; juntando, rapidamente, 150mL de ácido sulfúrico concentrado p.a., verificando se todo o sal de bismuto foi dissolvido, deixando esfriar e adicionar solução recém-preparada de molibdato de amônio (20g para 200mL de água), feito isso, foi agitado e completado o volume com água. Solução ácida de molibdato de amônio (diluída), foi colocado 300ml de solução concentrada em balão aferido de 1 litro e adicionado água até completar o volume, homogeneizando e conservando em frasco escuro.

Solução padrão de fósforo (50 mg.L⁻¹ de P), foi pesado 0,2195g de KH₂PO₄ p.a., previamente seco em estufa a 105°C e dissolvido em 3ml de H₂SO₄ concentrando e completando volume com água. Soluções padrão de fósforo (diluídas) – ocorreu pipetagem de 10, 20, 30 e 40mL de solução padrão de 25 mg.L⁻¹ para balões aferidos de 250mL e completado o volume com a solução extratora; as quatro soluções possuem concentrações de 0,5 l e 2mg/l de P. As amostras foram secas ao ar e passadas em peneira com abertura de malhas de 2mm. O teor de alumínio trocável nos extratos foi determinado por dois métodos: utilizando-se o método do alaranjado de xilenol com leitura da cor em $\lambda = 555$ nm, como descrito por (Coscione *et al.*(2000)

(espectrofotometria) e por titulação com solução de NaOH 0,025 mol L⁻¹ como titulante e azul de bromotimol como indicador do ponto de viragem (EMBRAPA, 1997). Existem diferentes metodologias para a obtenção e caracterização das porções mais lábeis da MOS, entre elas, de acordo com Pillon *et al* (2000), estão: a matéria orgânica particulada (MOP), separada por peneiramento após a dispersão do solo, com haxametáfosfato de sódio (5 g L⁻¹) (>53µm) e a matéria orgânica leve (MOL), obtida por flotação com flotação em solução de NaI com densidade 1,7g cm⁻³.

Resultados e Discussão

Resultado das amostras referentes as análises químicas do Solo: Matéria Orgânica, pH do solo, Fósforo, Sódio, Potássio, Cálcio e Magnésio, estão respectivamente descritas abaixo no Quadro 1.

Quadro 1. Resultados analíticos do solo.

| Tratamentos | M.O. g/dm ³ | pH | P | K | Ca | Mg | S.B. | H+Al | CTC | V | K/CTC -----% | Mg/CTC |
|-------------|---------------------------|-----|--------------------|---------------------------------|-----|----|-------|------|-------|----|-----------------|--------|
| | | | Mg/dm ³ | -----Mmol/dm ³ ----- | | | | | | | | |
| T1 | 12 | 8,0 | 613 | 23,3 | 80 | 45 | 148,3 | 7 | 155,3 | 95 | 15,0 | 29,0 |
| T2 | 10 | 7,9 | 613 | 18,5 | 79 | 50 | 147,5 | 8 | 155,5 | 95 | 11,9 | 32,2 |
| T3 | 10 | 7,8 | 613 | 13,9 | 86 | 46 | 145,9 | 9 | 154,9 | 94 | 9,0 | 29,7 |
| T4 | 12 | 7,7 | 613 | 10,2 | 95 | 44 | 149,2 | 8 | 157,2 | 95 | 6,5 | 28,0 |
| T5 | 11 | 7,8 | 613 | 7,8 | 93 | 41 | 141,8 | 8 | 149,8 | 95 | 5,2 | 27,4 |
| T6 | 11 | 7,6 | 613 | 8,6 | 123 | 31 | 162,6 | 9 | 171,6 | 95 | 5,0 | 18,1 |

Fonte: Autoral.

As análises químicas do solo (Tabela 1) mostram valores aos quais afirmam a eficiência do processo, pois a MO em todos os tratamentos (T-1 ao T-6) tiveram média de 11% o que implica dizer que a qualidade do composto final foi atestada, levando em consideração valores padrões de teor máximo de matéria orgânica no solo, descrito na literatura que é de 6,0%. Os teores de Fósforo (P), permaneceram todos em média de 613 Mg.dm⁻³, onde todos os tratamentos obtiveram altos índices desse elemento, níveis elevados de fosforo auxiliam o solo e as plantas em suas recuperações quanto a fertilidade e crescimento vegetativo. (EMBRAPA,2014).

Os valores de pH mantiveram uma média de 7,8% comprovando a baixa acidez. Para o parâmetro K, os tratamentos tiveram média de 13,7 mmol/dm³ respectivamente, isso demonstra que o solo se caracteriza como salino, mas devido suas características de valores de pH não haverá grande liberação desses sais para as plantas. Isto é colaborado com os teores de alumínio acima de 5,0 mmol/dm³, o que indica que é desnecessário a correção deste com a presença de calcário. Os íons Ca apresentaram-se maiores dos que os descritos na literatura que é de 7,0 mmol.dm⁻³ já o Mg apresentou uma média de 42,8 mmol.dm⁻³, afirmando as características nos tratamentos T1 e T5 em franco arenosas, T2, T3 e T6 em franco siltoso, T4 como franco, dos solos analisados. Estes



resultados corroboram com os índices de matéria orgânica e com a alta CTC apresentadas nos adubos analisados, pois solos com elevados MO tendem a ter altas cargas de Mg para as plantas. (EMBRAPA 1997).

Para os parâmetros de CA, H+Al e SB apresentaram média de $92,6 \text{ mmol.dm}^{-3}$, $8,1 \text{ mmol/dm}^3$ e $149,2 \text{ mmol.dm}^{-3}$, o que implica dizer que estão em níveis elevados índices de hidrogênio, com características mais básicas. Segundo Coelho & França (1995) quanto mais íons de hidrogênio forem retidos pelo complexo de troca de um solo em relação aos íons básicos (Ca, Mg, K), maior a acidez do solo. O alumínio (Al) também contribui para a acidez do solo, porém a discussão sobre a acidez do solo vai se limitar ao H como a causa da acidez do solo.

Considerações Finais

O papel como fonte fibrosa no processo de compostagem, traz resultados positivos, pois estabelece uma opção alternativa para o descarte desse resíduo, além de produzir um adubo orgânico de qualidade. Ele proporciona o retorno de nutrientes para o solo, sendo uma possível alternativa para melhorar as condições produtivas nos sistemas agrícolas em geral.

Agradecimentos

A Universidade CEUMA, pelo apoio científico e estrutura na realização do trabalho.

Referências Bibliográficas

BRAGA, J. P.; MIRA, C. P.; SILVA D. COMPOSTAGEM COM PAPEL COMO RECURSO PEDAGÓGICO PARA ESTUDANTES COM DEFICIÊNCIA INTELECTUAL. 23º Seminário Internacional de Educação, Tecnologia e Sociedade: Metodologia Ativas. Disponível em: <<http://seer.faccat.br/index.php/redin/article/view/1117/754>>. Acesso em: 27 jun. 2019.

EMBRAPA. Manual de Métodos de Análise de Solo. Rio de Janeiro: 1997.

MENEZES, Keily Dammily Costa De. Análise do percentual de material fibroso no processo de compostagem, com a inclusão de lodo orgânico como biocatalizador de fontes bacterianas. 2018. 40 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade CEUMA, São Luís, 2018.

NAVARRO, R. M. S.; NAVARRO, F. M. S.; NUNES, M. S. C. Estudo de diferentes processos de obtenção da pasta celulósica para fabricação de papel. Revista Ciências & Tecnologia. Ano 1, n. 1, julho-dezembro 2007. Disponível em: <http://www.unicap.br/revistas/revista_e/artigo4.pdf>. Acesso em: 21 jul 2019.

PEREIRA NETO, João Tinôco. Manual de compostagem: processo de baixo custo. Editora UFV, Viçosa - MG, p. 81, 2007.

SILVA, M. A. *et al.* Compostagem: experimentação problematizadora e recurso interdisciplinar no ensino de química. Quím. nova esc. – São Paulo-SP, vol. 37, N. 1; fev. 2015. Pág. 76-81. Disponível em: <http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc37_1/12-EEQ-38-14.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2019.



SOUZA, R. P. Uso de resíduos de papel em compostagem agrícola. 48f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais. 2018. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/handle/1843/NCAP-AZXRLV/rejane_pereira_de_souza_disserta__o_versao_final_4junho.pdf?sequence=1>. Acesso em: 10 jul 2019.

TOP 10 maiores países produtores de papel do mundo. Celuloseonline.com.br, c2017. Disponível em: <<https://www.celuloseonline.com.br/top-10-maiores-paises-produtores-de-papel-do-mundo/#content-anchor>>. Acesso em: 2 jul. 2019.



ECOSSISTEMAS

Dinâmica, processos,
conservação e
recuperação

A conservação e o manejo de parques urbanos de Santo André por meio da Fitossociologia

^aCarnaúba, R. R.; ^bCarnaúba, M. P.; ^cRoveratti, D. S.

^arenan.r.carnauba@gmail.com

^{a,c}Centro Universitário Fundação Santo André, ^bUniversidade Federal da Bahia

Resumo

A fitossociologia é a ciência que estuda as comunidades vegetais e explica os fenômenos entre as plantas no ecossistema. Santo André é uma cidade densamente arborizada, mas sem a produção de inventários fitossociológicos. Esta pesquisa, então, realiza um levantamento fitossociológico experimental das gimnospermas presentes no Centro Universitário Fundação Santo André, formando essas um grupo vegetal com 528 espécies ameaçadas de extinção no estado de SP. Utilizaram-se um mapa do campus dividido em setores, uma máquina digital e uma tabela, obtendo-se informações botânicas, como nome da espécie e número de indivíduos, localização e registros fotográficos comparados com literatura pertinente, o que originou um catálogo ilustrativo com os dados das gimnospermas locais. Esse material será apresentado à Secretaria do Meio Ambiente para demonstrar que tal projeto pode ser implementado, sem altos investimentos, em benefício da conservação e do manejo dos ecossistemas vegetais da cidade.

Palavras-chave: Conservação; fitossociologia; manejo; parques urbanos; áreas verdes.

Introdução

A cidade de Santo André, na região do ABC, fica a 18 km da capital paulista e pertence à Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Ocupa 174,84 km² e tem, aproximadamente, 70% de sua área em meio à Mata Atlântica (SANTO ANDRÉ, 2012). Dispõe de 11 parques urbanos, com mais de 13 milhões de metros quadrados e grande biodiversidade vegetal e animal. Esses parques são adaptados para prática de esportes e, assim, frequentados por quase 30 mil pessoas por semana. Além disso, a cidade apresenta mais de 50 praças e de 70 mil árvores (SANTO ANDRÉ, 2007).

A presença de parques urbanos e de áreas verdes é fundamental para promoção da qualidade de vida local, pois melhora as condições do ar, do clima e ajuda a reduzir as temperaturas elevadas ao facilitar as trocas de calor. Quando respiram o ar das áreas arborizadas, seus cidadãos ainda aliviam o estresse e têm diminuídas as chances de desenvolver doenças como ansiedade e depressão (FARAH, 2004; MOREIRA, 2010; SHINZATO, 2009).

Consequentemente, o planejamento desses espaços e a sua devida conservação são estratégias para uma política bem-sucedida de projeto urbano e de saúde pública (PEREIRA, 2006). No entanto, pesquisas realizadas junto aos órgãos responsáveis pela manutenção das áreas verdes do município de Santo André relataram que, atualmente, nenhum parque ou praça tem catalogadas, junto à Secretaria do Meio Ambiente do município, as espécies que compõem a biodiversidade vegetal da cidade.

A fitossociologia, por sua vez, é a ciência que estuda as comunidades vegetais e explica os fenômenos entre as plantas dentro das comunidades ecológicas e, torna possível, indicar graus de hierarquia entre as espécies estudadas e avaliar a necessidade de medidas em torno da conservação das comunidades vegetais (FARAH, 2004; MARTINS, 1989; OLIVEIRA; AMARAL, 2004; SHINZATO, 2009). Suas diligências somadas aos conhecimentos florísticos de uma área são, portanto, prementes para a conservação e o manejo, tornando-se assim, uma perspectiva importante para a sustentabilidade (MARTINS, 1989; RODRIGUES; GANDOLFI, 1998; OLIVEIRA; AMARAL, 2004).

Este estudo, logo, tem o objetivo de realizar o levantamento fitossociológico da biodiversidade de gimnospermas presentes no campus do Centro Universitário Fundação Santo André (CUFSA), uma área experimental, densamente arborizada, localizada em Santo André, SP. Criado em 1962, o CUFSA é uma instituição de caráter público e de direito privado. Antes da instalação da universidade, sua área fora utilizada como sítio e, com isso, herdou grande biodiversidade vegetal, com espécies nativas e exóticas. No entanto, não há registros fitossociológicos das espécies que já habitavam o terreno antes da construção da universidade e das que foram plantadas após essa inauguração.

As gimnospermas foram os primeiros vegetais com sementes e independentes de água para reprodução e, atualmente, 528 espécies estão ameaçadas de extinção no estado de São Paulo (IBT, 2016). Dessa forma, cabe à fitossociologia auxiliar na recuperação de áreas degradadas por meio de, por exemplo, ações de manejo e conservação (MONICO, 2001; RODRIGUES; GANDOLFI, 1998). Isto posto, as atividades dessa pesquisa serão realizadas por discentes da universidade e coordenadas por um professor especialista na área.

O capítulo de um catálogo será elaborado como modelo previsto a ser realizado nos parques urbanos de Santo André. Esse catálogo será composto pelas espécies que formam cada um dos grupos vegetais existentes na universidade (briófitas, pteridófitas, gimnospermas e angiospermas), com as informações botânicas das espécies encontradas. Será, também, utilizado como material didático nas aulas de Taxonomia Vegetal, disponibilizado na biblioteca da universidade e apresentado à prefeitura da cidade de Santo André, como uma iniciativa para conservação das áreas verdes da cidade. Os resultados dos estudos fitossociológicos dessas áreas verdes, poderão ser disponibilizados na biblioteca municipal e on-line para acesso universal.

Assim, este trabalho tem o objetivo de demonstrar que, para realizar projetos de conservação da biodiversidade vegetal do município, não há necessidade de que sejam feitos altos investimentos, uma vez que a demanda pode ser executada por alunos com conhecimento técnico específico, e que terão suas habilidades reconhecidas e imbricadas em outros desdobramentos acadêmicos ou profissionais (BERGER; LUCKMANN, 2011; FARAH, 2004; PEREIRA, 2006).

Material e Métodos

Um mapa aéreo do campus da universidade, preexistente, foi estudado e dividido em sete setores: CA, CPD, FAECO, FAFIL, FAENG/ANEXO/COLÉGIO, GALPÃO e AVENIDA. Estas seções foram utilizadas como coordenadas para o trabalho de campo executado durante quatro semanas, em que foram realizadas quatro saídas de campo de, aproximadamente, quatro horas cada uma. A partir dessas saídas, realizaram-se a identificação botânica, a localização das espécies e o registro fotográfico dos indivíduos encontrados. Para isso, utilizou-se a câmera digital Sony Cyber Shot, com sensor de 8.1 MP, qualidade profissional e zoom óptico de 15x, e uma tabela, para que os dados do levantamento fossem expressos e armazenados com informações como: nome da espécie, número de indivíduos encontrados, local, entre outras. Para identificação das espécies fotografadas, foram consultados fisicamente os Herbários do Instituto de Botânica de São Paulo, Maria Eneyda P. K. Fidalgo, e o da Universidade de São Paulo, Herbário SPF, além disso, online, o Herbário do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, HJBRJ. Foram utilizados os livros *Árvores Exóticas do Brasil – madeiras, ornamentais e aromáticas*, de Harri Lorenzi, Mario A. V. Torres, Hermes M. de Souza e Luis B. Bacher, 2003 (Editora Plantarum) e *Árvores Brasileiras – manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, de Harri Lorenzi, 1992 (Editora Plantarum). Dessa forma, as fotografias foram separadas e comparadas com as exsicatas encontradas nos Herbários e na literatura pertinente. Assim, um catálogo ilustrativo foi elaborado com as informações botânicas das gimnospermas encontradas no campus da universidade.

Resultados e Discussão

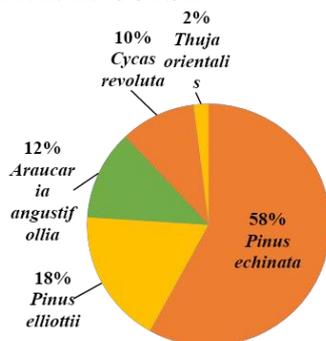
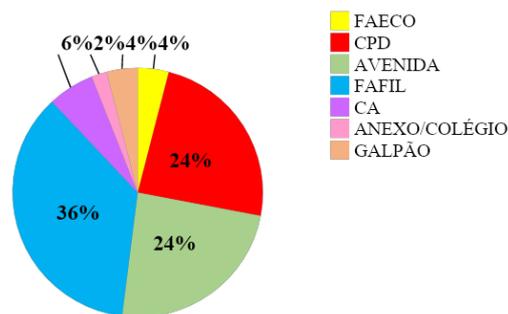
Foi observado um total de 50 indivíduos, de cinco espécies diferentes, sendo 39 exóticas e 11 nativas, distribuídos pelo CUFSA, resultado que corrobora com outros estudos nacionais realizados por GAGLIOTI; GARCIA (2014) e ARAGAKI (1997) (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies e número de indivíduos de gimnospermas encontrados no CUFGSA.

| Imagem da espécie | Nome científico | Nº de indiv. | Tipo de espécie | Imagem da espécie | Nome científico | Nº de indiv. | Tipo de espécie |
|---|-------------------------------|--------------|-----------------|--|-------------------------|--------------|-----------------|
|  | <i>Pinus echinata</i> | 29 | Exótica |  | <i>Cycas revoluta</i> | 5 | Nativa |
|  | <i>Pinus elliottii</i> | 9 | Exótica |  | <i>Thuja orientalis</i> | 1 | Exótica |
|  | <i>Araucaria angustifolia</i> | 6 | Nativa | | Total | 50 | |

No Centro Universitário Fundação Santo André há grande predominância da espécie *Pinus echinata* Mill, 1768, com 29 indivíduos identificados por toda a extensão do terreno, o equivalente a 58% do total observado, tal como os resultados apresentados pelo estudo de GARCIA; PIRANI (2001). Foram observados nove indivíduos da espécie *Pinus elliottii* (Warm.) Engelm, o correspondente a 18% do grupo encontrado; seis indivíduos da espécie *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, 1898, o equivalente a 12% da população total de gimnospermas identificadas; cinco indivíduos da espécie da *Cycas revoluta* Thunberg, 1784, 10% do total observado, e um indivíduo da espécie *Thuja orientalis* Hort, 1753, o que corresponde a 2% do total de gimnospermas observadas em toda extensão do terreno do CUFGSA (Figura 1), resultados esses similares aos apresentados por GAGLIOTI; GARCIA (2014) e PENHA (2014).

Dos sete setores divididos para estudo, o FAFIL é o que agrupa o maior número de indivíduos do CUFGSA, com 18 membros, o que equivale a 36% das gimnospermas encontradas em todo o campus. Em seguida, os setores CPD e AVENIDA agrupam 12 indivíduos cada, esse número corresponde a 24% das gimnospermas identificadas no centro universitário. O CA agrupa três indivíduos e 6% das gimnospermas do campus. Já os setores GALPÃO e FAECO agrupam dois indivíduos e 4% das gimnospermas cada. E no setor FAENG/ANEXO/COLÉGIO, identificou-se um indivíduo, o equivalente a 2% de todas as gimnospermas encontradas no CUFGSA (Figura 2).

Figura 1. Percentual das gimnospermas encontradas no CUFSA.**Figura 2.** Percentual das gimnospermas descritas por setor do CUFSA.

Dos 50 indivíduos encontrados, 78%, o equivalente a 39 membros, são espécies exóticas: *Pinus echinata*, *Pinus eliottii* e *Thuja orientalis*. São espécies nativas, *Araucaria angustifolia* e *Cycas revoluta*, que somam 11 organismos e 22% do total observado. Sabe-se que as espécies exóticas são uma das maiores causas da invasão biológica, ocasionando grande perda de biodiversidade nos ecossistemas de todo o mundo, pois degradam ao competir, em termos de nicho ecológico, com espécies nativas, o que levam à extinção de inúmeras espécies naturais (PENHA, 2014). Assim, diante dos resultados apresentados, o manejo, controle e a erradicação seriam muito caros devido ao grande número de indivíduos presentes no local. Por isso, tendo em vista a complexidade dessa temática, as espécies exóticas envolvem uma agenda bastante ampla e desafiadora, com ações multidisciplinares e interinstitucionais que vão além da erradicação, incluem a prevenção, o controle e o monitoramento (OLIVEIRA; AMARAL, 2004; SHINZATO, 2009).

Diante dos dados elencados, a apresentação com as cinco espécies das gimnospermas identificadas no Centro Universitário Fundação Santo André, foi efetuada segundo as obras de LORENZI (1992) e LORENZI *et al.* (2003). As informações de cada uma foram descritas e apresentadas em duas páginas, nas quais, além do texto descritivo, foram impressas 4-5 fotografias da planta adulta e isolada, do ramo florífero, do tronco adulto e dos frutos e sementes, quando encontrados. Através de um mapa do campus do CUFSA, foi possível visualizar a localização dos indivíduos catalogados e, com o auxílio de uma tabela, observar e identificar os números de indivíduos encontrados e a sua distribuição pelos diversos setores do campus da universidade (Figuras 3 e 4).

Figura 3. Layout das informações botânicas apresentadas no catálogo (frente).



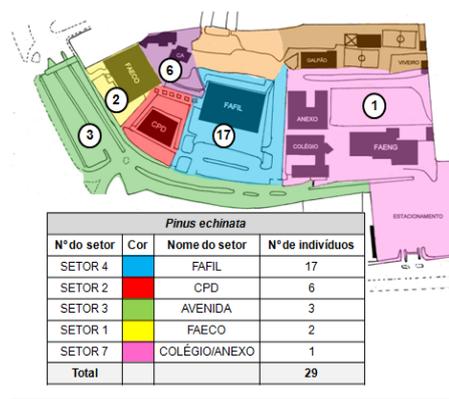
Figura 4. Layout das informações botânicas apresentadas no catálogo (verso).

Informações ecológicas – O *Pinus echinata* permite uma primeira desbaste a partir dos 6 ou 7 anos, quando as árvores já apresentam em torno de 5 m de altura e aproximadamente 12 cm de diâmetro. Esses cortes parciais realizados em árvores imaturas têm como objetivo estimular o crescimento e aumentar a produção de madeira. Por isso, os desbastes devem ser realizados mediante a uma medição anual onde deve ser levado em consideração a posição relativa da copa, o estado de sanidade das árvores e as características de formato e qualidade do tronco. Ao apresentarem 10 ou 15 anos, as árvores podem ser utilizadas para a extração de resinas, sendo que, uma vez utilizadas para esse tipo de atividade podem também ser utilizadas para outras finalidades.

Obtenção de sementes – é a partir do processo que envolve a maturação dos côndes (frutos) que se obtêm as sementes de *Pinus echinata*. Esses frutos são colhidos, colocados em peneiras ao sol, processo que faz com que as sementes sejam liberadas dos côndes. Esse processo leva-se de 3 a 10 dias, dependendo das condições climáticas no qual os côndes estejam expostos.

Produção de mudas – os métodos mais utilizados para a produção de mudas de *Pinus echinata* são os sacos plásticos e os tubetes. As dimensões para os recipientes do saco plástico variam em altura e diâmetro, devendo ter no mínimo quatro furos na parte de baixo do saco. Recomenda-se uma semente de sementes de plantas que prejudiquem o desenvolvimento das mudas. Já a produção das mudas por tubetes, utiliza substratos orgânicos, dos quais, os mais utilizados são o esterco, húmus de minhoca e cascas de pinus e eucalipto em decomposição. Estes substratos normalmente são utilizados como os principais componentes de mistura que inclui também palha de arroz carbonizada, vermúcula e terra de subsolo arenoso. O preparo para o plantio definitivo no solo varia mediante o local onde a muda será plantada.

Localização e número de indivíduos identificados no Centro Universitário Fundação Santo André



Considerações Finais

A cidade de Santo André tem, aproximadamente, 70% de sua área em meio à Mata Atlântica, 11 parques urbanos, 50 praças, 70 mil árvores e nenhum inventário fitossociológico realizado junto à Secretaria do Meio Ambiente, catalogando as espécies que compõem a biodiversidade vegetal da cidade.

Um levantamento fitossociológico é fundamental para o conhecimento da diversidade vegetal, possibilita obter informações qualitativas e quantitativas da área de estudo e, assim, auxilia na tomada de decisões em benefício da conservação e do manejo de cada tipo de vegetação. Por isso, é importante para o desenvolvimento de modelos de conservação, para o manejo de áreas remanescentes e para a recuperação de áreas perturbadas ou degradadas.

Nesse contexto, o levantamento fitossociológico experimental realizado no Centro Universitário Fundação de Santo André, relacionando as gimnospermas do campus da universidade, elucida e demonstra um modelo a ser utilizado na elaboração de um inventário fitossociológico nas áreas verdes da cidade de Santo André, garantindo-nos melhorias contínuas e sustentáveis em aspectos de conservação e manejo dessas áreas.

Este projeto demonstra que, para sua concretização, não há necessidade de altos investimentos por parte da prefeitura. As atividades podem ser executadas por discentes com



finalidade acadêmica, o que se torna um projeto nesses moldes ainda mais valioso para a cidade, contribuindo com as experiências de carreira de jovens universitários.

Referências Bibliográficas

- ARAGAKI, S. 1997. Florística e estrutura de trecho remanescente de floresta no Planalto Paulistano (SP). São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BERGER, P. L.; LUCKMANN, T. 2004. A construção social da realidade. 33ª edição. Petrópolis: Vozes, 2011.
- FARAH, I. 2004. Árvores e população: as relações que se estabelecem no contexto da cidade. Paisagem Ambiente, v. 18, p. 99-120.
- GAGLIOTI, A. L., GARCIA, R. J. F. 2004. Gimnospermas do Parque do Ibirapuera, São Paulo, SP, Brasil. Hoehnea, n. 42, v. 4, p. 93-108, jan/set, São Paulo.
- GARCIA, R.J.F., PIRANI, J.R. 2001. Estudo florístico dos componentes arbóreo e arbustivo da mata do Parque Santo Dias, São Paulo, SP, Brasil. Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo, v. 19, p. 15-42.
- IBT. 2016. Instituto de Botânica de São Paulo. Instituto de Botânica atualiza lista de espécies de flora em extinção, São Paulo.
- LORENZI, H.; SOUZA, H. M.; TORRES, A. V.; BACHER, L. B. 2003. Árvores exóticas no Brasil: madeireiras, ornamentais e aromáticas. 3ª ed. São Paulo: Plantarum.
- LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 1992. São Paulo: Plantarum.
- MARTINS, F. R. 1989. Fitossociologia de florestas no Brasil: um histórico bibliográfico. Pesquisas - série Botânica, São Leopoldo, n. 40, p. 103-164.
- MONICO, I. M. 2001. Árvores e arborização urbana na cidade de Piracicaba, SP: um olhar sobre a questão à luz da educação. Dissertação (Mestrado em Ciências). Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz da Universidade de São Paulo, 165 f.
- MOREIRA, T. C. L. 2010. Interação da vegetação arbórea e poluição atmosférica na cidade de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Ciências). Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz da Universidade de São Paulo.
- OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L. 2004. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. Ata Amazônica, v. 34, p.21- 34.
- PENHA, N.M.E. 2014. Análise das espécies do componente arbóreo produzidas pela Prefeitura do Município de São Paulo. Monografia de Graduação em Biologia, Centro Universitário Adventista de São Paulo, São Paulo.
- PEREIRA, R. I. 2006. O sentido da paisagem e a paisagem consentida: projetos participativos na produção do espaço livre público. Tese (Doutorado em Arquitetura). São Paulo: Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo, 218 f.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. 1998. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação de monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. de. (eds.). Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: UFV, p. 203-215.
- SANTO ANDRÉ. (Prefeitura). 2007. Plano Municipal do Sistema de Áreas Verdes e de Lazer de Santo André. Santo André, SP.



SANTO ANDRÉ. (Prefeitura). 2012. Anuário de dados 2011. Santo André, SP.

SHINZATO, P. 2009. O impacto da vegetação nos microclimas urbanos. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo). São Paulo: Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, 173f.



Análise dos fatores ambientais que determinam o padrão de distribuição da riqueza de espécies arbóreas ameaçadas de extinção na Mata Atlântica

^aCristo, R. R.; ^bHamburger, D. S.; ^bWerneck M. S.

^arodolfocristo@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

Estudos, pesquisas e projetos em conservação da biodiversidade têm sido fundamentais no âmbito global devido à intensa degradação ambiental. Como estratégia para definir ações de conservação está a identificação e localização de espécies ameaçadas através de Listas Vermelhas segundo critérios da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*). A Mata Atlântica foi foco do presente estudo, por ser um dos *hotspots* em termos endêmicos e por possuir a melhor amostragem de dados de espécies ameaçadas da flora. A meta do estudo foi avaliar a relação entre as variáveis ambientais e a riqueza de espécies de árvores ameaçadas da Mata Atlântica incluídas na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção. Foram consideradas variáveis ambientais acerca da heterogeneidade ambiental, clima e solo para avaliar sua relação com a riqueza de espécies. Um banco de dados interativo (NeoTropTree) foi utilizado como base para elaboração de mapas temáticos e modelos de regressão linear foram usados para análises mais detalhadas na busca por padrões de distribuição da riqueza de espécies arbóreas ameaçadas de extinção da Mata Atlântica.

Introdução

Quando uma espécie sofre decréscimo em sua população a ponto de colocar em risco a sua persistência em um ambiente ou ecossistema, diz-se que esta espécie está ameaçada. Atualmente, o risco de extinção incide como resultado de atividades humanas ou, em escala muito menor, por causas naturais (Primack & Rodrigues, 2001). Como estratégia para definir ações de conservação da biodiversidade está a identificação e localização de espécies ameaçadas através de Listas Vermelhas segundo critérios da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), com base em informações sobre o estado crítico em que a biodiversidade se encontra (Rodrigues, 2005).

A Mata Atlântica foi foco do presente estudo, voltado para análise da distribuição da riqueza de espécies arbóreas em função de fatores ambientais. Este bioma está entre os *hotspots* mais significativos em termos endêmicos, com alta biodiversidade e elevado nível de ameaça com grande perda de habitat e concentração de espécies endêmicas e ameaçadas (Myers, 1999). Assim, medidas no âmbito da conservação são necessárias, visto que com a flora mais rica do mundo e com a maior extensão de florestas tropicais, o Brasil destaca-se por sua riqueza e diversidade, o que torna necessária sua preservação (Kurtz & Araújo, 2000).

Para o presente estudo foram consideradas as espécies vegetais de árvores (angiospermas e gimnospermas) incluídas na lista de ameaçadas de extinção localizadas na Mata Atlântica que estão contidas na Lista Vermelha feita pelo Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFlora), criado

no âmbito do Instituto de Pesquisas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ). A Lista completa contém 1544 espécies da flora ameaçada de extinção no domínio fitogeográfico Mata Atlântica (CNCFlora, 2013).

Os resultados destacam a temperatura como variável fundamental associada à distribuição de espécies, assim como a fertilidade do solo, como preditores de riqueza de espécies arbóreas. Apresenta-se também a evapotranspiração de destaque no modelo considerado.

Este trabalho tem como objetivo avaliar a relação entre as variáveis ambientais e a distribuição da riqueza de espécies de árvores da Mata Atlântica incluídas na Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção do CNCFlora. Para isso, foram consideradas variáveis acerca da heterogeneidade ambiental, clima e solo, visando avaliar quais variáveis foram preditoras da riqueza de espécies arbóreas ameaçadas.

Material e Métodos

Foram obtidos dados florísticos em 1478 sites da base de dados ‘NeoTropTree’ (Oliveira-Filho, 2017) (Figura 1), um banco de dados interativo que possui 7485 sites georreferenciados da flora arbórea da região Neotropical que vincula informações sobre o registro de ocorrência de espécies arbóreas, além de informações geográficas, fitogeográficas, vegetação, variáveis bioclimáticas e variáveis relacionadas ao substrato. A partir do banco de dados ‘NeoTropTree’ foi feita uma busca que contemplou 1544 espécies de árvores do domínio fitogeográfico Mata Atlântica consideradas ameaçadas de extinção na lista elaborada pelo CNCFlora. Os registros de cada árvore ameaçada por site foram utilizados como objeto de estudo, pois este é o componente com o banco de dados taxonômico mais completo e preciso para este Domínio. A análise do banco de dados das espécies a partir da base de dados “NeoTropTree” foi realizada com a finalidade de buscar um padrão de distribuição da riqueza das espécies arbóreas ameaçadas ao longo do território da Mata Atlântica em função de fatores ambientais relacionados à heterogeneidade ambiental, clima e solo, totalizando 26 variáveis ambientais (Tabela 1).

Figura 1: Distribuição dos 1478 sites da base de dados “NeoTropTree” (Oliveira-Filho, 2017), onde foram extraídos 10.702 registros de ocorrência da flora arbórea ameaçada de extinção, inseridas em grids hexagonais contidas dentro dos limites do Domínio Atlântico.

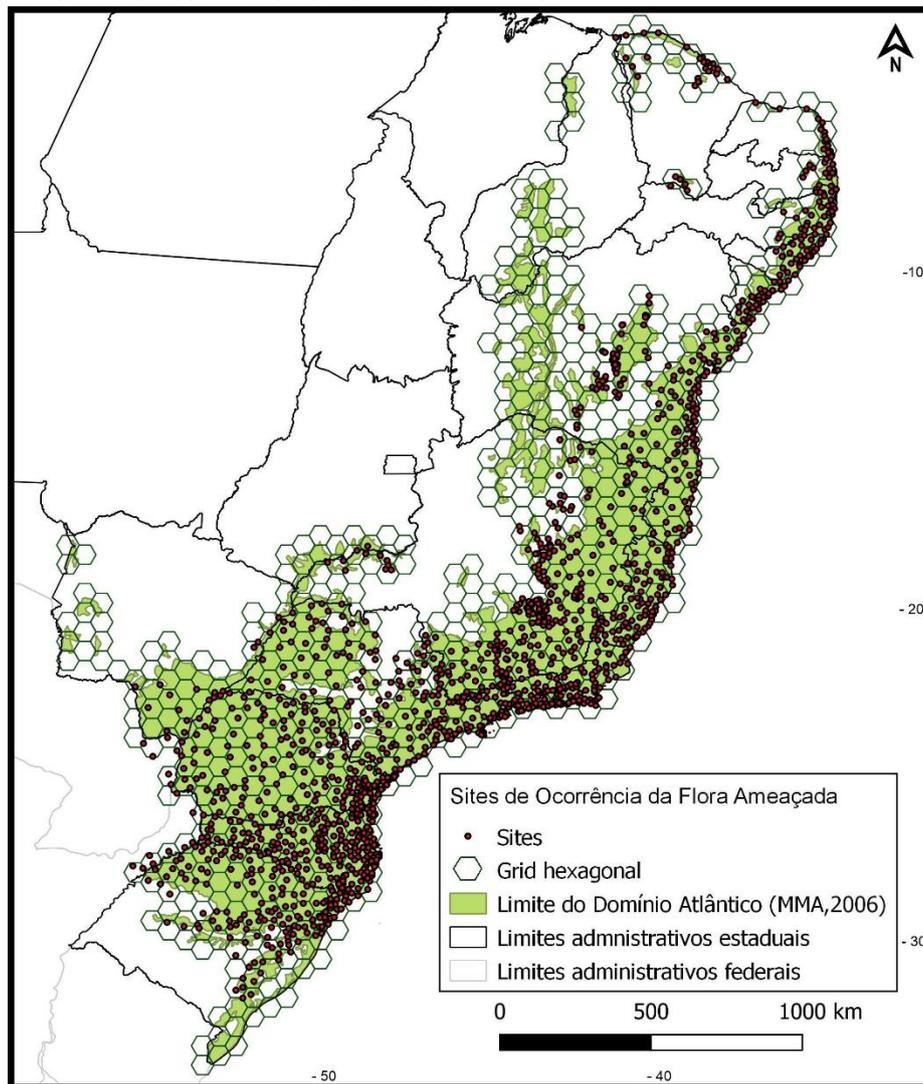


Tabela 1. Variáveis ambientais utilizadas no estudo e sua respectiva descrição obtida em Oliveira-Filho (2017).

| Variáveis Ambientais | Descrição / Base de dados |
|---|--|
| Altitude (m) | SRTM |
| Temperatura média anual (°C) | WorldClim bioclimática P1 |
| Temperatura Média do intervalo diurno (°C) | WorldClim bioclimática P2 |
| Isotermalidade (P2/P7) | WorldClim bioclimática P3 |
| Sazonalidade da temperatura (°C) | WorldClim bioclimática P4 |
| Temperatura máxima do mês mais quente (°C) | WorldClim bioclimática P5 |
| Temperatura mínima do mês mais frio (°C) | WorldClim bioclimática P6 |
| Taxa anual de temperatura (P5-P6) (°C) | WorldClim bioclimática P7 |
| Precipitação anual (mm) | WorldClim bioclimática P12 |
| Precipitação do mês mais chuvoso (mm) | WorldClim bioclimática P13 |
| Precipitação do mês mais seco (mm) | WorldClim bioclimática P14 |
| Precipitação sazonal (%) | WorldClim bioclimática P15 |
| Hipersazonalidade | Combinação da classe de drenagem do solo, precipitação média anual e dos índices de excesso e deficit hídrico. |
| Duração do período de déficit hídrico (dias) | Extraído do Diagrama Climático de Walter |
| Severidade do déficit hídrico (mm) | Extraído do Diagrama Climático de Walter |
| Duração do período de excesso de água (dias) | Extraído do Diagrama Climático de Walter |
| Severidade do período de excesso de água (mm) | Extraído do Diagrama Climático de Walter |
| Potencial de evapotranspiração (mm) | Quantidade de água transferida para a atmosfera por evaporação e transpiração na unidade de tempo. |
| Índice de aridez | Razão entre a precipitação anual e o potencial de evapotranspiração. |
| Cobertura de gramíneas (%) | Relacionada a frequência do fogo |
| Classe de textura do solo (%) | Percentual de areia no solo |
| Classe de drenagem do solo (%) | Baseado no Sistema de Classificação de Solos da Embrapa (2013) |
| Armazenamento de água no solo | Produto derivado da exposição da rocha, condição de drenagem e composição do solo. |
| Fertilidade do solo (%) | Percentual da saturação de bases totais |
| Exposição da rocha (%) | Percentual da superfície com rocha exposta |
| Índice Iflam (%) | Intervalo <i>fuzzy</i> para gradação de uso da terra. |

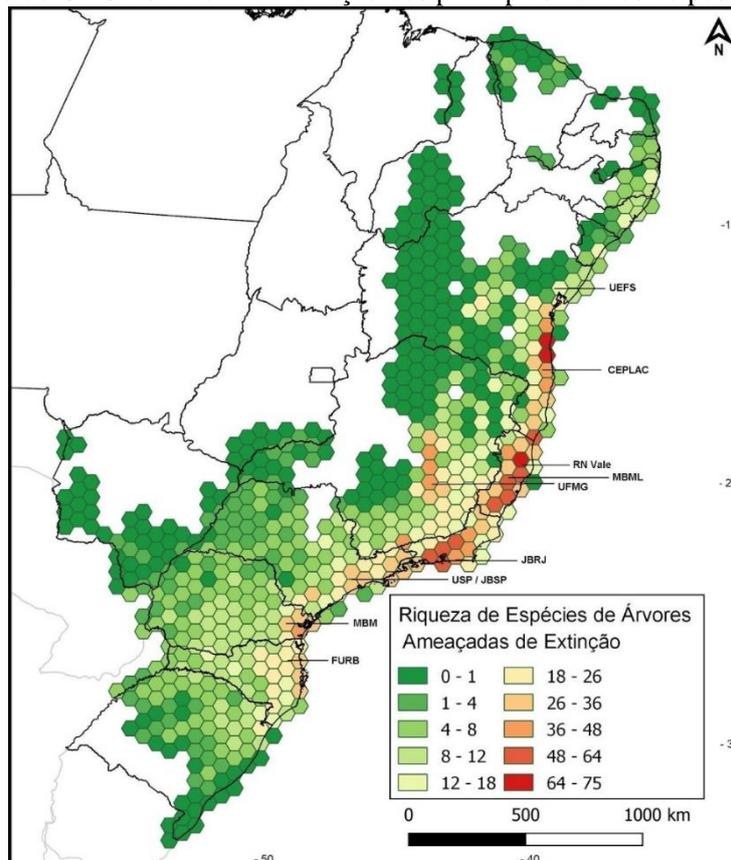
Para todas as variáveis ambientais acima mencionadas foram considerados valores de média na realização das análises que buscaram correlacionar a variação da distribuição da riqueza de espécies com a variação de variáveis ambientais e espaciais. Valores de amplitude e desvio padrão não foram considerados, uma vez que a maior parte dos grids possuem dois ou menos sites para efeito de comparação. Para a manipulação destes dados foi utilizado um *grid* hexagonal como referência, a fim de se reduzir erros de mapeamento e de amostragem em áreas pouco povoadas. A riqueza das espécies foi dada para cada célula do *grid* como o número total de espécies presentes. Com estas informações, efetuou-se a contagem das espécies ameaçadas por hexágono com a finalidade de se fazer uma análise de regressão linear generalizada da família *poisson*. Assim, utilizou-se a riqueza de espécies arbóreas ameaçadas como uma variável dependente e as características ambientais citadas acima como variáveis independentes do modelo, para prever quais fatores determinam locais com alta riqueza de espécies ameaçadas. Posteriormente, os modelos de regressão foram selecionados pelo Critério de Informação de Akaike. O Critério de Informação de Akaike (AIC) é a distância relativa esperada entre dois modelos probabilísticos, ou seja, uma distância entre o modelo verdadeiro, que geralmente é uma abstração, e o modelo

proposto. Quanto maior for a diferença dos AIC menos plausível é o modelo, de acordo com a distância de Kullback-Leibler. Assim, os modelos com a diferença maior do que 10 podem ser omitidos (Burnham & Anderson, 2002).

Resultados e Discussão

A riqueza das espécies da Flora Ameaçada de Extinção na Mata Atlântica é bem heterogênea, com áreas mais próximas do litoral tendo alta concentração de riqueza de espécies (Figura 2). O que pode ser comprovado a respeito da riqueza de espécies é que o número de registros do banco de dados possivelmente está relacionado com o esforço de coleta em cada área. As áreas mais ricas em espécies englobam coincidentemente os centros de pesquisa pelo Brasil e áreas de interesse para conservação. Os resultados da correlação existente entre a riqueza de espécies e as variáveis ambientais após a aplicação do critério de informação Akaike indicaram que 54,45% da variação total existente nos dados foi explicada pelas variáveis ambientais utilizadas nesse estudo. As variáveis ambientais que melhor explicaram o modelo foram respectivamente temperatura média do intervalo diurno, fertilidade do solo, potencial de evapotranspiração e sazonalidade da temperatura. A riqueza na composição florística do domínio atlântico já é conhecida e sua composição tem forte influência das variáveis térmicas e de precipitação na distribuição de espécies arbóreas (Saiter *et al.*, 2015). O que se observa com os resultados é uma atuação dessas variáveis, com uma maior influência da temperatura. A fertilidade do solo também atua como preditor de riqueza de espécies arbóreas, a qual já foi evidenciada experimentalmente por Dybzinski *et al.* (2008) através do aumento da produtividade na comunidade. O potencial de evapotranspiração é outra variável atuante no modelo, sendo uma das variáveis preditoras mais explicativas da diversidade de plantas vasculares em modelos globais de distribuição de espécies (Kreft & Jetz, 2007). A sazonalidade da temperatura também foi uma variável significativa no modelo, e para Neves *et al.* (2017) é o principal fator que caracteriza de norte a sul uma diferenciação florística em larga escala entre os habitats tropicais. As variáveis relacionadas ao potencial de evapotranspiração, altitude, sazonalidade da temperatura e precipitação do mês mais úmido também foram verificadas como explicativas em modelos de análise da distribuição de espécies em trabalho a ser apresentado no Congresso de Ecologia do Brasil.

Figura 2. Distribuição da riqueza de espécies arbóreas da Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção do CNCFlora com a indicação dos principais centros de pesquisa.



Considerações Finais

Os resultados sugerem uma maior relevância do clima na determinação dos padrões de riqueza de espécies arbóreas ameaçadas. Outras variáveis como altitude e potencial de evapotranspiração também atuaram como preditoras de riqueza, sendo a primeira quando se observa o seu gradiente e a segunda sugerindo que a disponibilidade de água tem efeito significativo sobre a composição florística.

Através do uso da análise de correlação entre as variáveis e dos modelos de regressão linear, as variáveis ambientais foram reduzidas significativamente, o que torna as variações do padrão de distribuição da riqueza de espécies mais explícitas. Desse modo, o modelo proposto se apresenta como recurso viável na busca por áreas prioritárias para conservação.

Agradecimentos

A todos os docentes que me auxiliaram no trabalho.



Referências Bibliográficas

- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. 2002. Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. New York: Springer.
- CNCFlora. Livro Vermelho da Flora do Brasil. Centro Nacional de Conservação da Flora, 2013.
- DYBZINSKI, R. *et al.* 2008. Soil fertility increases with plant species diversity in a long-term biodiversity experiment. *Oecologia*, [s.l.], v. 158, n. 1, p.85-93, 9 ago. Springer Science and Business Media LLC.
- KREFT, H.; JETZ, W. 2007. Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences*, [s.l.], v. 104, n. 14, p.5925-5930.
- KURTZ, B. C. & ARAÚJO, D.S.D. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 51(78/115): 69-112, 2000.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G. 1999. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. Oxford, v. 403, p.853-858.
- NEVES, D. M. *et al.* 2017. Dissecting a biodiversity hotspot: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. *Diversity And Distributions*, [s.l.], v. 23, n. 8, p.898-909.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. 2017. NeoTropTree, Flora arbórea da Região Neotropical: Um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação. Universidade Federal de Minas Gerais. (<http://www.neotropree.info>).
- PRIMACK, R. & RODRIGUES, E. *Biologia da Conservação*. São Paulo: Vozes, 2001.
- RODRIGUES, A. S. L. *et al.* 2005. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21(2):71-76.
- SAITER, F. Z. *et al.* 2015. Floristic units and their predictors unveiled in part of the Atlantic Forest hotspot: implications for conservation planning. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, [s.l.], v. 87, n. 4, p.2031-2046.



Remanescentes florestais passíveis de categorização como unidade de conservação no município de São Paulo

^aNascimento, M. F.

^amariana.fialho@aluno.ufabc.edu.br

^aUniversidade Federal do ABC

Resumo

Define-se biodiversidade como a diversidade de vida na Terra. O Brasil é considerado megadiverso, pois contém pelo menos 5000 espécies endêmicas catalogadas. A conservação da biodiversidade é fundamental para o planeta, e diversas conferências no âmbito das Nações Unidas foram feitas para fomentar essa discussão. Uma das formas de conservação é a criação de áreas protegidas, portanto o objetivo deste trabalho é quantificar os remanescentes de vegetação e áreas passíveis de categorização como Unidades de Conservação localizadas na Mata Atlântica da cidade de São Paulo. Com base no Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica, no Plano Diretor e na base cartográfica do município, foi possível verificar que 30,11% de sua área é composta pelo bioma, sendo 23,68% Unidades de Conservação municipais, 9,23% Unidades de Conservação estaduais e 1,34% parques municipais e lineares. Este estudo preliminar constatou que existem áreas na cidade passíveis de investigação para serem incluídas em áreas protegidas, a fim de contribuir com as metas de conservação da biodiversidade do Brasil e do mundo.

Palavras-chave: Mata Atlântica; Metas de Aichi; Unidades de Conservação.

Introdução

A biodiversidade é definida por muitos estudiosos como a diversidade de vida na Terra. Com base nisso, pode-se afirmar que o Brasil é um país megadiverso, pois contém pelo menos 5000 espécies endêmicas catalogadas, além da presença de abundantes ecossistemas marinhos em sua costa (UN Environment, 2014). A riqueza da biodiversidade brasileira pode ser observada na variedade de biomas encontrados no país: Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa; muitos destes únicos no mundo, contribuindo para o endemismo de flora e fauna da região.

Apesar do rico cenário em que nos encontramos, estamos vivenciando a perda da biodiversidade no planeta. Desde a Revolução Industrial, que trouxe a automatização de processos e o uso abundante de combustíveis fósseis, os cientistas enxergam que estamos em uma nova era geológica: o Antropoceno. Esse termo define uma era onde a humanidade assume o papel central nas mudanças geológicas e ecológicas que ocorrem no planeta, iniciada a partir do final do século XVIII.

Diversas conferências foram organizadas no âmbito das Nações Unidas, com o objetivo de discutir o meio ambiente e o desenvolvimento sustentável, resultando em documentos, tratados e convenções voltados especificamente para a conservação da biodiversidade. Podemos destacar a Declaração da Convenção das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, que ocorreu em Estocolmo no ano de 1972; e a Convenção sobre a Diversidade Biológica, que ocorreu durante a

Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (também conhecida como ECO-92), e que se reuniu diversas vezes por meio da Conferência das Partes (COP), como forma de atualizar os compromissos assumidos e definir novas metas. Na 10ª COP, que ocorreu em Aichi (Japão) em 2010, novas metas foram definidas para o período de 2011-2020, conhecidas como Metas de Aichi.

As metas de Aichi são um Plano Estratégico com cinco objetivos voltados à redução da perda de biodiversidade em âmbito global, nacional e regional (IUCN, 2011). Com base nessas metas, o Estado de São Paulo criou, a partir do Decreto Estadual nº 57.402/11, a Comissão Paulista da Biodiversidade (CPB), que tem como missão a implementação das políticas determinadas nas COPs realizadas bianualmente. A CPB criou um plano de ação que define os caminhos de São Paulo no cumprimento das Metas de Aichi, fazendo um cruzamento destas com os projetos do Governo do Estado de São Paulo, além de elencar critérios para a seleção de novos projetos (SÃO PAULO, 2013). Um desses projetos é focado exclusivamente nas Unidades de Conservação (UCs) do Estado de São Paulo, para assegurar a implantação de novas UCs adequadas ao contexto ambiental, social e econômico paulista. Com apenas 30% do território paulista coberto com Mata Atlântica, torna-se cada vez mais difícil a implementação de UCs de forma eficiente, que possam conservar os remanescentes de vegetação nativa e abranger uma grande parcela de fauna e flora em seu interior.

A conservação da biodiversidade brasileira é fundamental em escala global, regional e local; seja por conta da megadiversidade de fauna e flora do país, ou por conta da extensão de biomas endêmicos. A demarcação de Unidades de Conservação, amparada pelo Plano de Ação do Estado de São Paulo para implementação das Metas de Aichi, torna possível ao Estado contribuir com indicadores de alcance das metas a nível nacional e global.

Com base no panorama apresentado, esse trabalho tem como objetivo analisar as informações espaciais e de conservação da Mata Atlântica da cidade de São Paulo, de modo a quantificar as áreas passíveis de categorização como Unidades de Conservação que estão localizadas dentro do município de São Paulo.

Material e Métodos

Essa análise baseou-se em documentos oficiais, que após estudos foram identificados como imprescindíveis para a discussão, tais como o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), o Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica do Município de São Paulo (PMMA), o Plano Diretor da cidade de São Paulo e a base cartográfica da cidade.

A metodologia aplicada à análise de dados foi a de sobreposição de informações espaciais. Por meio do levantamento das informações contidas na base cartográfica do município de São

Paulo, foi feito com cruzamento com os dados do zoneamento da cidade, dispostos no Plano Diretor, e com as estratégias de conservação municipais para a Mata Atlântica, excluindo-se dessa análise remanescentes que já se encontravam inseridos em alguma área protegida (Unidades de Conservação municipais e estaduais) ou em parques urbanos e lineares.

O resultado dessa análise subsidiou a quantificação de áreas que estão inseridas nos corredores ecológicos da Mata Atlântica e nos limites do município da cidade de São Paulo, bem como remanescentes que não estão classificados em nenhuma estratégia de conservação.

Resultados e Discussão

Com base em revisão bibliográfica e da análise dos dados georreferenciados do município de São Paulo, consolidamos a informação dos remanescentes de Mata Atlântica existentes no território do município de São Paulo.

Verificamos que os remanescentes de Mata Atlântica cobrem aproximadamente 30% da área total do município de São Paulo, sendo que 10,7% estão protegidos como Unidades de Conservação (municipais ou estaduais) ou como parques urbanos e parques lineares (Tabela 1 e Figura 1).

As Unidades de Conservação possuem como principal objetivo a conservação da natureza, dentro dos limites territoriais estabelecidos, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais (no caso das unidades de proteção integral) ou a compatibilização da conservação da natureza com o uso sustentável de uma parcela dos seus recursos naturais (para unidades de uso sustentável), de acordo com a Lei do SNUC (Lei 9985/2000 de 18 de julho de 2000). Os Parques Urbanos têm como objetivo a recreação da população e a promoção de atividades culturais, além de promover a qualificação dos espaços urbanos e a recuperação de espaços livres e áreas verdes degradadas.

Com relação às áreas de proteção, o maior percentual categorizado é de 23,67%, relativo às Unidades de Conservação de administração municipal. Deste valor, 1,31% são unidades de conservação de proteção integral e o restante são unidades de conservação de uso sustentável. Em seguida, temos 9,23% de Unidades de Conservação de administração estadual, sendo 7,71% na categoria de proteção integral. Parques Urbanos e Lineares ocupam 1,34% do município de São Paulo. Destacam-se as regiões norte e sul como as que possuem os maiores remanescentes.

O Mapa 1 ilustra a totalidade das áreas estudadas no município. Por meio do mapeamento e a sobreposição das informações espaciais, foi possível verificar a distribuição espacial dos remanescentes da Mata Atlântica que poderiam ser passíveis de categorização como unidades de conservação (19% do território), bem como os parques municipais urbanos e as unidades de conservação de administração municipal e estadual que se encontram no perímetro da cidade.

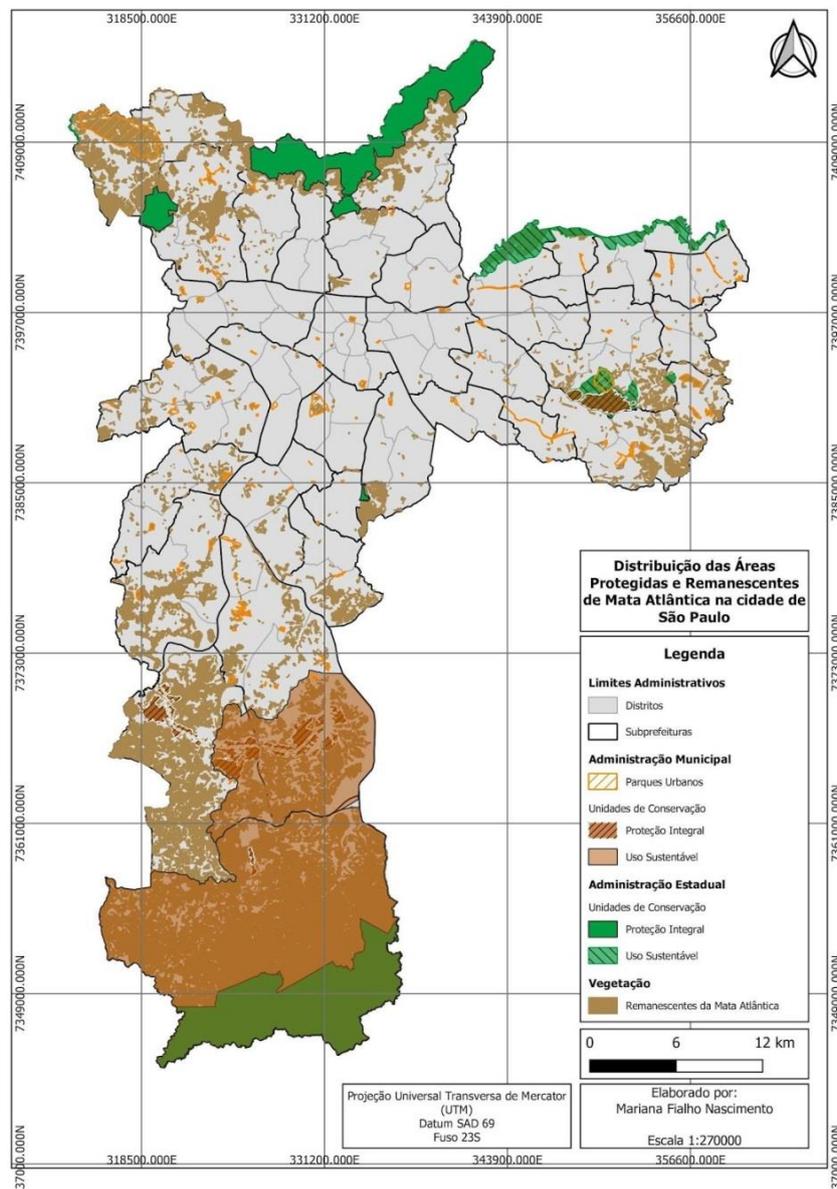
Tabela 1. Dados consolidados de áreas da cidade de São Paulo e modalidades de proteção presentes.

| | Área | |
|--|-----------------|-------|
| | km ² | %* |
| Área total do Município de São Paulo | 1.524,80 | 100 |
| Remanescentes de Mata Atlântica | | |
| Em Unidades de Conservação Municipais | 118,21 | 7,75 |
| Em Unidades de Conservação Estaduais | 28,85 | 1,89 |
| Em parques urbanos e lineares | 17,31 | 1,14 |
| Fora de Unidades de Conservação e parques urbanos e lineares | 294,73 | 19,33 |
| Total | 459,10 | 30,11 |
| Unidades de Conservação Municipais | | |
| Uso sustentável | 341,00 | 22,36 |
| Proteção Integral | 20,00 | 1,31 |
| Total | 361,00 | 23,67 |
| Unidades de Conservação Estadual | | |
| Uso sustentável | 23,23 | 1,52 |
| Proteção Integral | 117,54 | 7,71 |
| Total | 140,80 | 9,23 |

*Percentual em relação ao território do município de São Paulo.

Fonte: Autorial.

Figura 1. Mapa da distribuição das áreas protegidas e remanescentes de Mata Atlântica na cidade de São Paulo



Fonte: Autorial.

Considerações Finais

Com base nas informações analisadas, foi possível verificar que a cidade de São Paulo possui muitas áreas de remanescentes de Mata Atlântica que ainda não foram incluídas em áreas protegidas. Dentre os 30% de remanescentes mapeados no perímetro da cidade, apenas 10,78% encontram-se dentro de Unidades de Conservação ou Parques Urbanos. Restam, então, 19,33% de áreas do bioma para serem categorizadas. As maiores Unidades de Conservação de administração municipal encontradas no território estudado são de Uso Sustentável, destacando-se as áreas encontradas na região sul da cidade. Quanto às Unidades de Conservação de administração estadual, destacam-se as de Proteção Integral, localizadas no extremo norte e sul do perímetro. Deve-se ressaltar que, apesar dos remanescentes de Mata Atlântica estarem protegidos pela Lei da Mata Atlântica (Lei n.11.428/2006), esse instrumento legal também dispõe que a sua supressão pode ser autorizada em caráter excepcional. Dessa forma, quantificar e identificar os remanescentes florestais que sejam passíveis de categorização como unidades de conservação pode garantir ao município a proteção e conservação dessas áreas. Por fim, a cidade de São Paulo possui um enorme potencial na contribuição do cumprimento das Metas de Aichi e no alcance das metas a nível nacional e global.

Agradecimentos

À UFABC pela oportunidade de pesquisa, ensino e extensão da qual faço parte orgulhosamente, à minha orientadora Angela Fushita pela paciente orientação e ao curso da Engenharia Ambiental e Urbana pelo aprendizado constante.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Lei nº 9985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF, 18 jul. 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm>. Acesso em: 06 nov. 2018.

IUCN. Metas de Aichi: Situação atual no Brasil. Brasília: DF, 2011. 73 p.

SÃO PAULO. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. Plano de Ação de São Paulo: Metas de Aichi 2020: Implementação no Estado de São Paulo. São Paulo, 2013. 66 p. Disponível em: <<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/biodiversidade/2017/04/plano-acao-sp-portugues-181113.pdf>>. Acesso em: 20 mar. 2019.

UN Environment. Megadiverse Countries. 2014. Disponível em: <<http://www.biodiversityz.org/content/megadiverse-countries.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2018.

Variação da cobertura florestal para aves endêmicas de Mata Atlântica

^aMendes, M. E.; ^bAntenor, A. de O. G.; ^bTambosi, L. R.

mari.emendes@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

Hotspots de biodiversidade são locais caracterizados pela presença de alta biodiversidade e por serem altamente ameaçados. A Mata Atlântica é um exemplo, apresentando 28% de cobertura florestal e abrigando 147 espécies de aves endêmicas. O presente trabalho realizou a modelagem de distribuição potencial de 12 espécies de aves endêmicas e dependentes de habitat florestal da Mata Atlântica e, a partir desses modelos, calculou-se a disponibilidade de habitat florestal para o ano de 2017 e a perda de habitat recente nas áreas de distribuição potencial. Comparou-se, então, os valores de cobertura florestal com a classificação do risco de extinção dessas espécies (IUCN) e com o grau de especialização de habitat, dentro da distribuição potencial de cada espécie. Foi encontrada uma relação linear entre a cobertura florestal de 2017 e a especialização de habitat, assim como foi significativa a relação entre os graus de risco de extinção com a cobertura florestal de 2017 e nos 32 anos analisados, ressaltando os impactos da perda de habitat na biodiversidade da Mata Atlântica, principalmente para espécies dependentes de floresta e já sob algum grau de ameaça.

Palavras-chave: Distribuição potencial; especialização de habitat; perda de habitat; risco de extinção.

Introdução

Hotspots de biodiversidade são locais caracterizados por altas taxas de biodiversidade e por serem altamente ameaçados (Myers *et al.*, 2000). Como exemplo, podemos citar o bioma Mata Atlântica, atualmente com 28% de sua cobertura florestal distribuída ao longo da costa brasileira em pequenas manchas desconectadas de floresta (Rezende *et al.*, 2018). No total, o bioma comporta cerca de 2% da diversidade de vertebrados do planeta (Myers *et al.*, 2000), contando com aproximadamente 600 espécies de fauna classificadas em algum grau de ameaça (ICMBio, 2018), sendo que 147 destas espécies são de aves endêmicas da Mata Atlântica (Moreira-Lima, 2013).

Considerando a configuração atual da Mata Atlântica, a perda de cobertura florestal nos últimos anos pode ser um fator determinante para a conservação das espécies dependentes de habitat florestal. De acordo com Betts *et al.* (2017), as espécies dependentes de habitat florestal estão mais ameaçadas quando encontradas em habitats preservados, que sofreram perdas recentes de cobertura florestal. O grau de especialização bem como as mudanças da paisagem, podem afetar de diferentes modos, diferentes espécies (Vidal *et al.*, 2019). Entender como os processos de desmatamento e regeneração florestal afetam as espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica com diferentes características ecológicas é de suma importância para embasar melhorias na formulação

das listas vermelhas de espécies ameaçadas e, conseqüentemente as ações de conservação que muitas vezes são embasadas por essas listas.

O presente trabalho utilizou modelagem de distribuição potencial de espécies para avaliar se existe relação entre a categoria de risco de extinção e o grau de especialização de habitat de 12 espécies de aves endêmicas de Mata Atlântica com a cobertura florestal no ano de 2017 e com a mudança de cobertura florestal entre 1985 e 2017. Também foi testado se existe relação entre o nível de ameaça de extinção e o nível de especialização das espécies.

Material e Métodos

Base de dados

As doze espécies foram selecionadas a partir de listas de aves endêmicas da Mata Atlântica (Hasui *et al.*, 2018, Moreira-Lima, 2013). A lista vermelha da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2018) foi utilizada para a obtenção do grau de ameaça de cada uma das espécies selecionadas, sendo que dessas, foram selecionadas seis espécies classificadas como Criticamente em Perigo – CR (*Claravis geoffroyi*, *Terenura sicki*, *Myrmotherula snowi*, *Merulaxis stresemanni*, *Nemosia rourei* e *Phylloscartes ceciliae*) e seis espécies classificadas como Menos Preocupante – LC (*Campylorhamphus falcularius*, *Phaethornis squalidus*, *Dysithamnus xanthopterus*, *Veniliornis maculifrons*, *Ortalis squamata* e *Notharchus swainsoni*). Dentro de cada grau de ameaça selecionado, as espécies foram selecionadas de maneira aleatória, atentando-se sempre para a escolha de espécies de ordens diferentes e quando isso não foi possível, espécies de famílias diferentes foram selecionadas. Para cada espécie foi calculado também o grau de especialização de habitat estimado por De Coster *et al.* (2015), utilizando-se os dados retirados do trabalho de Stotz *et al.* (1996).

Os dados referentes a ocorrências das espécies foram retirados da base de dados GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*) e também do trabalho de Hasui *et al.* (2018). Já as variáveis climáticas foram obtidas a partir da plataforma *Chelsa*, sendo que as 19 variáveis disponíveis foram utilizadas. Os mapas de cobertura florestal utilizados foram obtidos pela plataforma MapBiomas, sendo os anos de 1985 e 2017 da coleção 3.0 reclassificados como floresta e não floresta.

Análise de dados

A distribuição potencial atual das 12 espécies endêmicas de Mata Atlântica selecionadas para esse trabalho foi realizada por meio de modelagem preditiva, baseada nos registros de ocorrências de cada espécie. Os algoritmos utilizados para os modelos finais foram *Maxent*, *Random Forest* e *SVM*, seguindo a metodologia de Strassburg *et al.* (2019), utilizando o *script* e o

pacote para o programa R denominado Model-R. Foram realizadas cinco rodadas para cada espécie, sendo quatro utilizadas como treinamento e uma como teste, dos quais apenas aqueles modelos que obtiveram valores de *True Skill Statistics* (TSS) acima de 0.7 foram considerados para compor o modelo final de cada espécie (Sánchez-Tapia *et al.*, 2017; Strassburg *et al.*, 2019). Os modelos finais foram classificados como binários: áreas não potenciais de ocorrência e áreas potenciais de ocorrência. Esses modelos tiveram ainda seus pixels (de aproximadamente 1x1 quilômetro) reamostrados de acordo com o tamanho de pixel dos mapas de cobertura florestal (30x30 metros), garantido que o cálculo de cobertura florestal fosse mais acurado.

A partir dos modelos de distribuição potencial calculou-se a porcentagem de cobertura florestal disponível na área de distribuição de cada espécie nos anos de 2017 e 1985. Com isso foi possível também estimar a perda de cobertura florestal, a partir da diferença de cobertura florestal nesses 32 anos.

Para cada espécie selecionada foi calculado o grau de especialização de habitat considerando o número total de habitats que uma espécie utiliza e desses, se são apenas habitat florestal ou se utiliza habitat florestal e não-florestal (disponível em De Coster *et al.*, 2015 e Vidal *et al.*, 2019). Para testar a relação entre a i) porcentagem de cobertura florestal em 2017 e ii) a variação de cobertura florestal nos últimos 32 anos com os dois graus de ameaça de extinção das espécies, CR e LC, foi feita uma análise de variância (Anova). Para testar a relação da cobertura florestal e da variação de cobertura florestal com o nível de especialização foi feita uma regressão linear. Além disso, foi realizada uma Anova para testar a relação entre o nível de ameaça e o nível de especialização.

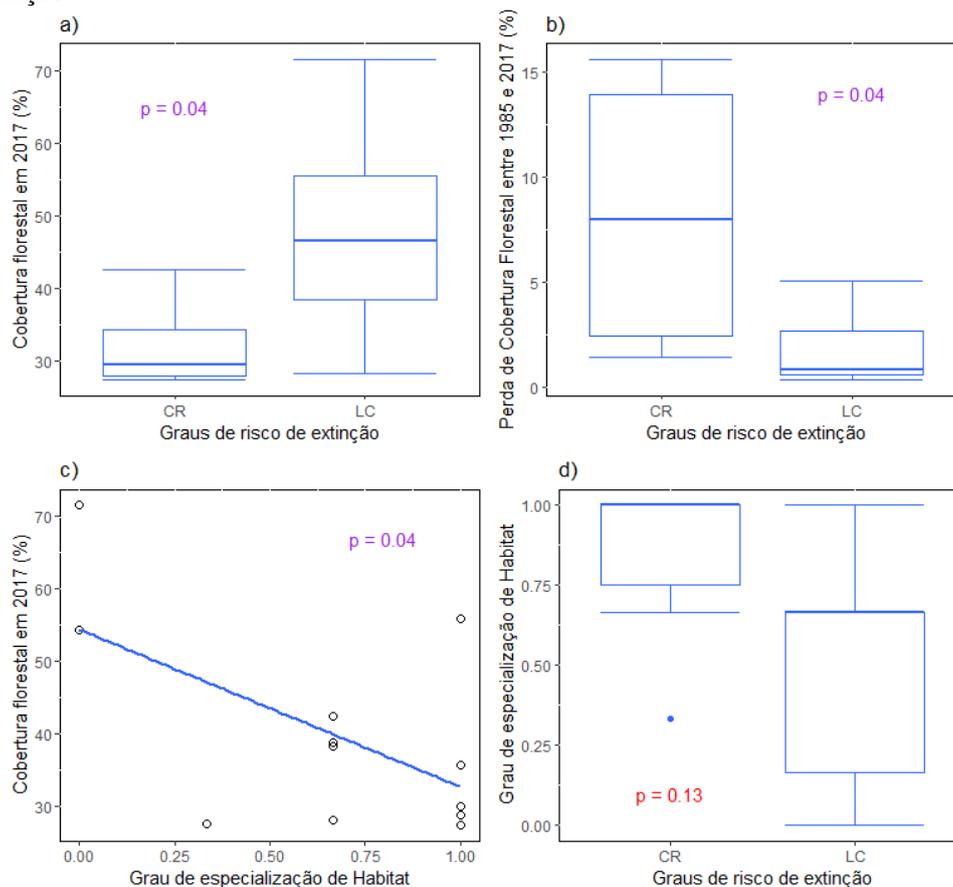
Resultados e Discussão

As espécies classificadas como Criticamente em Perigo (CR) apresentaram uma menor porcentagem de cobertura florestal no ano de 2017 quando comparadas com as espécies classificadas como Menos Preocupantes (LC) ($p=0.04$) (figura 1a) e também apresentaram maior perda de cobertura florestal entre os anos de 1985 a 2017 ($p=0.04$) (figura 1b), dentro das respectivas distribuições potenciais. As espécies CR tiveram uma perda 4,57% maior que as espécies LC entre os anos 1985 e de 2017. As espécies CR perderam em média 8,25% de cobertura florestal e as espécies LC em média 1,80% da cobertura florestal. Comparando-se os graus de ameaça CR e LC com porcentagem de cobertura florestal encontrada para o ano de 2017 e também com a perda de habitat em 32 anos, percebe-se que a diferença entre essas classes abarca a perda de habitat, como o esperado.

O grau de especialização de habitat e a porcentagem de cobertura florestal de 2017 apresentaram uma relação negativa ($p=0.04$), ou seja, as espécies que, em 2017, apresentaram

valores de cobertura florestal mais baixos foram aquelas que apresentam maior grau de especialização de habitat (figura 1c). Com relação à perda de cobertura florestal nos 32 anos considerados nesse estudo, a relação com a especialização de habitat não foi significativa ($p=0.13$), não havendo uma relação direta com a especialização de habitat, indicando que a perda de cobertura florestal pode afetar de maneira não linear as espécies de acordo com sua especialização de habitat. Da mesma maneira, a relação do grau de risco de extinção com o grau de especialização de habitat não foi significativa, no entanto existe uma tendência (figura 1d) que, caso o n amostral seja aumentado, essa relação possa se manifestar. Novos estudos, considerando-se outras espécies e abrangendo as demais classificações de risco de extinção, por exemplo, podem auxiliar o entendimento desses pontos.

Figura 1. Relações entre a cobertura florestal e os graus de especialização de habitat e de risco de extinção (CR – criticamente ameaçada e LC – menos preocupante) de 12 espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica. a) relação entre cobertura florestal em 2017 e o risco de extinção. b) relação entre a perda de cobertura florestal nos últimos 32 anos e risco de extinção. c) relação entre cobertura florestal em 2017 e o nível especialização de habitat das espécies analisadas. d) relação entre o nível de especialização de habitat e o risco de extinção.



Considerando o limiar de perda de espécies para o grupo das aves, que está próximo a 30% de cobertura florestal (Banks-Leite *et al.*, 2014), todas as espécies classificadas como CR apresentaram valores próximos ou abaixo desse limiar, com exceção da espécie *C. geoffroyi*. Além da perda de habitat, outras influências antropogênicas também são relacionadas ao processo de

extinção como a caça, a sobre-exploração, o tráfico ilegal de espécies e a presença de espécies invasoras (Dirzo *et al.*, 2014). Fatores intrínsecos relacionados à espécie como sua fisiologia e fenologia (Bellard *et al.*, 2012) também são considerados na avaliação do seu risco de extinção. Já para as espécies classificadas como LC, os valores de porcentagem de cobertura florestal estão mais altos que o limiar supracitado, com exceção da espécie *V. maculifrons*.

O nível de ameaça, de acordo com os critérios utilizados pelas listas vermelhas, considera, entre diversos fatores, a perda de habitat. Esta, por sua vez, pode alterar a composição de espécies da Mata Atlântica, ocasionando uma redução de espécies especialistas e, conseqüentemente, alterar as interações e os serviços ecossistêmicos prestados por tais espécies (Banks-Leite *et al.*, 2014; De Coster *et al.*, 2015).

Considerações Finais

De acordo com os resultados encontrados no presente trabalho, as espécies criticamente ameaçadas são aquelas que sofreram maior perda recente de cobertura florestal, indicando que as ações de conservação não estão sendo eficazes para as espécies mais ameaçadas, e as espécies especialistas de habitat florestal são as que apresentam menor cobertura florestal atual, alertando para a situação da biodiversidade do bioma estudado. Esses resultados ressaltam os impactos da perda de habitat na biodiversidade da Mata Atlântica, principalmente para espécies dependentes de floresta e também para àquelas sob algum grau de ameaça. Ao considerar a perda de habitat na classificação de risco de extinção, as listas vermelhas fornecem um importante subsídio para ações de conservação da biodiversidade. Compreender como a especialização de habitat pode ser um fator importante para a manutenção da biodiversidade, considerando a implicância disso na dinâmica da ecologia de paisagens e da disponibilidade de habitat, é outro ponto chave para a conservação.

Agradecimentos

A ecóloga Mariana Vidal e ao biólogo Vitor Paciello. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e a Universidade Federal do ABC (UFABC).

Referências Bibliográficas

- BANKS-LEITE, C. *et al.* 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, v. 345, n. 6200, p. 1041-1045.
- BELLARD, C. *et al.* 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, v. 15, p. 365-377.
- BETTS, M. G. *et al.* 2017. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature*, v. 547, n. 7664, p. 441.



- DE COSTER, G.; BANKS-LEITE, C.; METZGER, J. P. 2015. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 282, n. 1811, p. 20142844.
- DIRZO, R. *et al.*. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, v. 345, n. 6195, p. 401-406.
- GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.j0ehrr>. Accessed from R via rgbif (<https://github.com/ropensci/rgbif>) on 2019-03-26.
- HASUI, É. *et al.*. 2018. Atlantic Birds: a data set of bird species from the Brazilian Atlantic Forest. *Ecology*, v. 99, n. 2, p. 497-497.
- ICMBio. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção - Volume I. Ministério do Meio Ambiente - MMA. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade Coordenação Geral de Estratégias para Conservação, Brasília, v. 1, p. 492.
- IUCN 2018. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-2. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 10 November 2018.
- KARGER, D.N., CONRAD, O., BÖHNER, J., KAWOHL, T., KREFT, H., SORIA-AUZA, R.W., ZIMMERMANN, N.E., LINDER, H.P. & KESSLER, M. (2017) Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data* 4, 170122.
- KARGER, D.N., CONRAD, O., BÖHNER, J., KAWOHL, T., KREFT, H., SORIA-AUZA, R.W., ZIMMERMANN, N.E., LINDER, H.P., KESSLER, M. (2017) Data from: Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. Dryad Digital Repository. <https://doi.org/10.5061/dryad.kd1d4>
- MOREIRA-LIMA, L.. 2013. Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação. Departamento de Zoologia - Instituto de Biociências Universidade de São Paulo, São Paulo. Dissertação (Mestrado), 513 páginas.
- MYERS, N. *et al.* 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853.
- PROJETO MAPBIOMAS – Coleção 3.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 11/09/2018 através do link: http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection_download
- REZENDE, C. *et al.* 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation*, v. 16, n. 4, p. 208-214.
- SÁNCHEZ-TAPIA, A. *et al.*. 2017. Model-R: A Framework for Scalable and Reproducible Ecological Niche Modeling. *Latin American High Performance Computing Conference*, Springer, p.218-232.
- STOTZ, D. F. *et al.*. 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press.
- STRASSBURG, B. B. *et al.*. 2019. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature ecology & evolution*, v. 3, n. 1, p. 62.
- VIDAL, M. M. *et al.*. 2019. Predicting the non-linear collapse of plant-frugivore networks due to habitat loss. *Ecography*, v. 42, p. 1-12.



**MATERIAIS E
TECNOLOGIAS DE
BAIXO IMPACTO
AMBIENTAL**

Avaliação da fitotoxicidade de nanopartículas de cobre por meio de bioensaios com *Lactuca sativa*

^aKohatsu, M. Y.; ^bPeduto, T. A. G.; ^bLange, C. N.; ^bRolim, W. R.; ^bSeabra, A. B.; ^bJesus, T. A.

^amykohatsu@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

O setor agrícola representa uma parte considerável do Produto Interno Bruto (PIB) nacional. O aumento da área plantada no período de 1976 até 2019 foi de apenas 69%; em contrapartida, o aumento da produtividade foi de 409%, graças às tecnologias implementadas no setor, como, por exemplo, a utilização de nanopartículas (NPs) de cobre na agricultura como fertilizante, pesticida, herbicida e inseticida. Devido a aplicações cada vez maiores, a produção de NPs deverá aumentar de 0,27 milhões de toneladas em 2012 para 1,66 milhões de toneladas até 2020. Entretanto, o impacto das NPs sobre as plantas ainda não é bem estudado. Foram realizados bioensaios com sementes de alface (*Lactuca sativa*) para avaliar a fitotoxicidade NPs de cobre sintetizadas utilizando extrato de chá verde em diversas concentrações (de 0 a 300 mg.L⁻¹). Foi calculado o IG (Índice de Germinação) para classificar quanto ao grau de fitotoxicidade. Realizou-se a análise estatística dos dados de IG no *software* R para avaliar quais concentrações possuem diferenças estatísticas ($p = 0,05$). Os resultados apontaram que as concentrações de 150 mg.L⁻¹ foram fitotóxicas e as de 300 mg.L⁻¹ foram muito fitotóxicas. Assim, concentrações acima de 150 mg.L⁻¹ podem ser um indicativo para delimitar concentrações máximas permitidas do uso de NPs visando mitigar ou eliminar os efeitos fitotóxicos nas sementes e plantas.

Palavras-chave: Índice de germinação; nanotoxicidade; síntese verde.

Introdução

Em 2017, o agronegócio brasileiro foi protagonista da economia nacional. Com uma safra recorde de grãos que atingiu o patamar de 237,7 milhões de toneladas, o setor avançou 13% em relação a 2016, sendo o setor agrícola uma parte considerável do Produto Interno Bruto (PIB) nacional (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2019). Isso reflete-se no aumento na área plantada de 60 para 62,6 milhões de hectares de 2017 para 2019 (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2019). Considerando os dados da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) de 2019, o aumento da área plantada no período de 1976 até 2019 foi de apenas 69%; em contrapartida, o aumento da produtividade foi de 409%, graças às tecnologias implementadas no setor (CONAB, 2019) como, por exemplo, a utilização de nanopartículas (NPs) de cobre na agricultura como fertilizante, pesticida, herbicida e inseticida. (FRACETO *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2016; PACHECO & BUZEA, 2018).

No começo do século XXI, as pesquisas sobre NPs receberam muita atenção, devido aos seus atributos e características físicas como o aumento da superfície específica. Essas propriedades criaram inúmeras aplicações na medicina, agricultura entre outras áreas (YOUSSEF & ELAMAWI, 2018). Devido a aplicações cada vez maiores, a produção de NPs deverá aumentar de 0,27 milhões

de toneladas (2012) para 1,66 milhões de toneladas até 2020 (THE GLOBAL MARKET FOR METAL OXIDE NANOPARTICLES TO 2020).

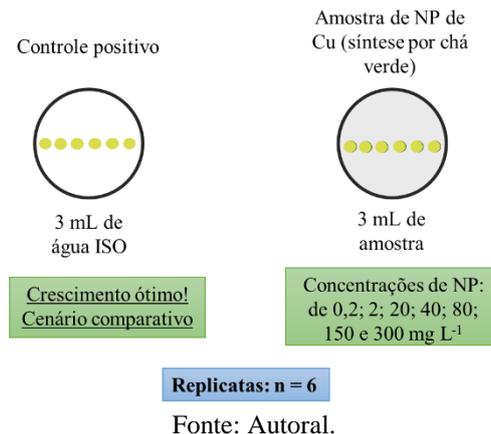
As plantas, em específico, estão em interação contínua com o ar, o solo e a água, e todas elas podem conter as NPs projetadas (JAIN *et al.*, 2017). Como as plantas são consumidas por diversos animais, as NPs podem ser transferidas para o próximo nível trófico (RASTOGI *et al.*, 2017). Portanto, existe o risco de que as NPs possam invadir a cadeia alimentar e tornar-se perigosa para os seres humanos caso seja comprovado o efeito tóxico (TANGAA *et al.*, 2016). Apesar das plantas serem produtoras e desempenharem um papel importante no ecossistema, o impacto das NPs sobre as plantas ainda não é bem estudado (ZUVERZA-MENA *et al.*, 2017). A falta de padronização de ensaios adequados para avaliar as NPs faz com que o estudo da toxicidade de NPs em plantas seja dificultado (NAVRATILOVA *et al.*, 2015; MAHDI *et al.*, 2017; RASTOGI *et al.*, 2017).

A aplicação de NPs de cobre (< 100 nm de diâmetro) em concentrações de 0, 100 e 500 mg.L⁻¹ em sementes de abóbora resultou em inibição de 60% do crescimento das radículas para a maior concentração testada após 14 dias de incubação (MUSANTE & WHITE, 2010). Entretanto, a toxicidade das NPs depende de suas propriedades físicas e químicas, como tamanho, agregação, composição, concentração, forma, porosidade, área superficial, hidrofobicidade, carga elétrica e propriedades magnéticas (SILVA *et al.*, 2014). Assim, é necessário avaliar a toxicidade de cada NP sintetizada para melhor avaliar sua fitotoxicidade para sementes e plantas. Uma alternativa que pode reduzir a toxicidade é a síntese verde, que utiliza extratos de plantas, como o extrato de chá verde, utilizado nesse estudo.

Considerando esse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar a fitotoxicidade de NPs de Cu em diversas concentrações (0,2 mg.L⁻¹; 2 mg.L⁻¹; 20 mg.L⁻¹; 40 mg.L⁻¹; 80 mg.L⁻¹; 150 mg.L⁻¹ e 300 mg.L⁻¹), as quais foram sintetizadas utilizando extrato de chá verde.

Material e Métodos

O Índice de Germinação (IG) foi calculado conforme metodologia adaptada a partir de Brasil (2009), Belo (2011) e Kohatsu *et al.* (2018). Foram utilizadas placas de Petri de 90 mm de diâmetro e um papel de filtro qualitativo (80 g.m⁻²; ϕ = 185 mm) da marca Unifil para acondicionar as sementes. Em cada placa de Petri foram colocados 3 mL de água ISO para o controle positivo e 3 mL para as amostras de NPs de Cu com as respectivas concentrações e 6 sementes de alface. Foram realizadas 6 replicatas para cada concentração. A Figura 1 sintetiza o delineamento experimental dos bioensaios.

Figura 1. Delineamento experimental dos bioensaios.

As placas foram acondicionadas em uma incubadora, na ausência de luz a 20°C por 5 dias. Para determinar o IG, utilizou-se um controle positivo, que será preparado utilizando água ISO, que é uma água que contém diversos componentes essenciais para o desenvolvimento da radícula (OECD, 2004). Após o período de germinação, determinou-se o Índice de germinação (IG). O IG permite classificar as amostras de água quanto ao seu grau de fitotoxicidade e varia de $IG > 100$ (quando a amostra potencializa a germinação) a $IG < 30$ (amostra muito fitotóxica) (BELO, 2011). Para obtenção do IG, é necessário calcular a porcentagem relativa de germinação (%RSG) e a porcentagem relativa de crescimento radicular (%RRG) (BELO, 2011).

Para calcular a porcentagem relativa de germinação (%RSG) em cada placa, foi utilizada a Equação 1:

$$\%RSG = \frac{\bar{S}_{germinadas_{amostras}}}{\bar{S}_{germinadas_{controle}}} * 100\% \quad (1)$$

Onde:

- $\bar{S}_{germinadas_{amostras}}$ é a média aritmética da quantidade de sementes germinadas nas amostras;
- $\bar{S}_{germinadas_{controle}}$ é a média aritmética da quantidade de sementes germinadas no controle.

Para calcular a porcentagem relativa de crescimento radicular (%RRG) em cada placa, foi utilizada a Equação 2:

$$\%RRG = \frac{\bar{L}_{raiz_{amostras}}}{\bar{L}_{raiz_{controle}}} * 100\% \quad (2)$$

Onde:

- $\bar{L}_{raiz_{amostras}}$ é a média aritmética do comprimento das raízes das amostras;
- $\bar{L}_{raiz_{controle}}$ é a média aritmética do comprimento das raízes do controle.

Após determinar %RSG e %RRG, foi determinado o Índice de Germinação (IG), através da Equação 3:

$$IG = \frac{\%RSG * \%RRG}{100} \quad (3)$$

Em seguida, determinou-se o nível de fitotoxicidade das amostras de água com o auxílio da Tabela 1. A classificação qualitativa utilizada nesse estudo teve como base a classificação de Belo (2011).

Tabela 1. Classificação qualitativa de fitotoxicidade.

| IG | Classificação do material em análise |
|--------|---|
| >100 | O material potencializa a germinação e o crescimento das raízes das plantas |
| 80-100 | Não Fitotóxico, composto maturado |
| 60-80 | Moderadamente Fitotóxico |
| 30-60 | Fitotóxico |
| <30 | Muito Fitotóxico |

Fonte: Modificado de Belo (2011).

Realizou-se a análise estatística dos dados de IG no *software* R. Primeiramente, realizou-se o teste de Shapiro-Wilk para verificar a normalidade dos dados. Como o p calculado para todas as concentrações foi acima de $\alpha = 0,05$, os dados provêm de uma população normal, possibilitando o uso da Análise de Variância (ANOVA) de um fator. Realizou-se a ANOVA de um fator e posteriormente o teste de Tukey para verificação de quais concentrações apresentavam diferença estatística ($\alpha = 0,05$).

Resultados e Discussão

Analisando os IGs das amostras, foi possível observar o aumento da fitotoxicidade com o aumento da concentração de NP, com exceção da concentração de 20 mg.L⁻¹, a qual apresentou o melhor resultado, potencializando a germinação da semente. A partir da concentração de 80 mg.L⁻¹, o nível de fitotoxicidade aumentou consideravelmente, reduzindo o IG para 65%. Para a concentração de 300 mg.L⁻¹, o IG foi classificado como muito fitotóxico, mostrando que a partir dessa concentração, ocorre uma redução de mais de 75% da germinação e alongamento radicular em relação ao controle positivo. Avaliando as diferenças estatísticas pelo Teste de Tukey, verificou-se que, com exceção da concentração de 20 mg.L⁻¹, com o aumento da concentração, o efeito fitotóxico aumentou consideravelmente, reduzindo o valor de IG. A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos para cada concentração testada.

Tabela 2. Resultados do IG para as concentrações de NP Cu. Nota: letras diferentes indicam diferença estatística pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

| NP Cu (chá verde) (mg.L ⁻¹) | IG médio (%) | Classificação Belo (2011) |
|---|-----------------------------|---------------------------|
| 0,2 | 94,86 ± 11,43 ^a | Não fitotóxico |
| 2 | 93,86 ± 15,91 ^a | Não fitotóxico |
| 20 | 101,45 ± 11,62 ^b | Potencializa a germinação |
| 40 | 89,28 ± 19,30 ^b | Não fitotóxico |
| 80 | 65,49 ± 9,83 ^c | Moderadamente fitotóxico |
| 150 | 32,18 ± 16,58 ^d | Fitotóxico |
| 300 | 24,84 ± 16,48 ^e | Muito fitotóxico |

Fonte: Autoral.

Em comparação com estudos encontrados na literatura, NPs de prata com 12 nm de diâmetro com concentração de 75 mg.L^{-1} inibiu a germinação de sementes de *Sinapis alba* (mostarda) em 60% em relação à germinação no controle (água deionizada) e inibiu 80% do alongamento radicular da semente em relação ao controle após 14 dias (KADUKOVA *et al.*, 2015). Todavia, concentrações menores ($0,1$, 1 e 10 mg.L^{-1}) de NPs de cobre causaram mais efeitos tóxicos nas sementes de arroz reduzindo o alongamento das radículas em relação às concentrações de 50 e 100 mg.L^{-1} , após 18 dias de incubação (Liu *et al.*, 2018). Isso pode ser explicado pela possível liberação de metabólitos secundários pelas plantas para combater a toxicidade gerada pela NP de Cu, reduzindo o efeito tóxico total causado na semente (STEFANIC *et al.*, 2018). Assim, ressalta-se a importância de avaliar as NPs separadamente devido a diversos fatores (tipo de sintetização, semente utilizada e a composição da NP) que influenciam na fitotoxicidade das NPs.

Considerações Finais

As NPs são importantes no setor agrícola, pois possibilitam o aumento da produtividade no setor. Entretanto, os resultados obtidos nesse estudo mostraram que, com o aumento da concentração de NP, aumenta-se a fitotoxicidade. Além disso, a longo prazo, essas NPs podem acumular-se no solo e em outras matrizes ambientais como a água e o ar, podendo intensificar os efeitos nas plantas e possivelmente afetar, em breve, a saúde humana. A concentração de 80 mg.L^{-1} apresentou fitotoxicidade moderada. A concentração de 150 mg.L^{-1} foi fitotóxica e a de 300 mg.L^{-1} foi muito fitotóxica, indicando que a partir de 150 mg.L^{-1} o IG foi reduzido em quase 70%. Portanto, a concentração de 80 mg.L^{-1} pode ser considerada como a concentração máxima permitida de uso, visando eliminar os efeitos fitotóxicos desse nanomaterial.

Agradecimentos

Agradecemos a Universidade Federal do ABC por disponibilizar a infraestrutura necessária para realização do presente trabalho.

Referências Bibliográficas

- BELO, S. R. 2011. Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem. Dissertação de Mestrado, Universidade de Coimbra, 79 p.
- BRASIL, 2009. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Regras para análises de sementes. Secretaria de Defesa Agropecuária, Brasília – DF, 399 p.
- FRACETO, L. F.; GRILLO, R.; MEDEIROS, G. A.; SCOGNAMIGLIO, V.; REA, G.; BARTOLUCCI, C. 2016. Nanotechnology in agriculture: which innovation potential does it have. *Frontiers in Environmental Science*, 4: 20.



- JAIN, N.; BHARGAVA, A.; PAREEK, V.; AKHTAR, M. S.; PANWAR, J. 2017. Does seed size and surface anatomy play role in combating phytotoxicity of nanoparticles. *Ecotoxicology*, 26: 238–249.
- KADUKOVA, J.; VELGOSOVA, O.; MRAZIKOVA, A.; MARCINCAKOVA, R.; TKACOVA, E. 2015. Assessment of biologically synthesized Ag nanoparticles toxicity against *E. coli*, *Staphylococcus aureus*, *Parachlorella kessleri* and *Sinapis alba*. *Nova Biotechnologica et Chimica*, 14 (1): 69-76.
- KOHATSU, M.Y.; JESUS, T.A.; COELHO, L.H.G.; PEIXOTO, D.C.; POCCIA, G.T.; HUNTER, C. 2018. Fitotoxicidade de água superficial da Região Metropolitana de São Paulo utilizando bioensaio com *Sinapis alba*. *Acta Brasiliensis*, 2: 58-62.
- LIU, J.; DHUNGANA, B.; COBB, G. P. 2018. Copper oxide nanoparticles and arsenic interact to alter seedling growth of rice (*Oryza sativa japonica*). *Chemosphere*, 206: 330-337.
- MAHDI, K. N.M.; PETERSC, R. J. B.; KLUMPP, E.; BOHME, S.; PLOEG, M. V. D., RITSEMA, C. 2017 Silver nanoparticles in soil: aqueous extraction combined with single-particle ICP-MS for detection and characterization. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 7: 24–33.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. 2019. Agropecuária Brasileira em Números. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/politica-agricola/agropecuaria-brasileira-em-numeros>>. Acesso em: 03 de julho de 2019.
- MUSANTE, C. & WHITE, J. C. 2012. Toxicity of silver and copper to Cucurbita pepo: differential effects of nano and bulk-size particles. *Environmental Toxicology*, 27: 510–517.
- NAVRATILOVA, J.; PRAETORIUS, A.; GONDIKAS, A.; FABIENKE, W.; VON-DER KAMMER, F.; HOFMANN, T. 2015. Detection of engineered copper nanoparticles in soil using single particle ICP-MS. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12: 15756–15768.
- OECD. Test n. 202: Daphnia sp. Acute Immobilisation Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1787/9789264069947-en>>. Acesso em: 10 de julho de 2019.
- PACHECO, I. & BUZEA, C. 2018. “Nanoparticle Uptake by Plants: Beneficial or Detrimental?” in *Phytotoxicity of Nanoparticles*, eds FAISAL, M.; SAQUIB, Q.; ALATAR, A. A.; KHEDHAIRY, A. A. (Cham: Springer), 349–366.
- RASTOGI, A., ZIVCAK, M., SYTAR, O., KALAJI, H.M., HE, X., MBARKI, S., BRESTIC, M., 2017. Impact of metal and metal oxide nanoparticles on plant: a critical review. *Frontiers in Chemistry*, 5: 78.
- SILVA, T.; POKHREL, L. R.; DUBEY, B. TOLAYMAT, T. M.; MAIER, K. J.; LIU, X. 2014. Particle size, surface charge and concentration dependent ecotoxicity of three organo-coated silver nanoparticles: comparison between general linear model-predicted and observed toxicity. *Science of the Total Environment*, 468–469: 968–976.
- STEFANIC, P. P.; CVJETKO, P.; BIBA, R.; DOMIJAN, A.; PAPST, I. L.; TKALEC, M.; SIKI, S.; CINDRI, M.; BALEN, B. 2018. Physiological, ultrastructural and proteomic responses of tobacco seedlings exposed to silver nanoparticles and silver nitrate. *Chemosphere*, 209: 640-653.
- THE GLOBAL MARKET FOR METAL OXIDE NANOPARTICLES TO 2020. Disponível em:<<https://www.prnewswire.com/news-releases/the-global-market-formetal-oxide-nanoparticles-to-2020-210803631.html>>. Acesso em: 21 de junho de 2019.



WANG, P.; LOMBI, E.; ZHAO, F. J.; KOPPITKE, P. M. 2016. Nanotechnology: a new opportunity in plant sciences. *Trends in Plant Science*, 21: 699–712.

YOUSSEF M. S. & ELAMAWI, R. M. 2018. Evaluation of phytotoxicity, cytotoxicity, and genotoxicity of ZnO nanoparticles in *Vicia faba*. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3250-1>.

ZUVERZA-MENA, N.; MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, D.; DU, W.; HERNANDEZ-VIEZCAS, J. A.; BONILLA-BIRD, N.; LÓPES-MORENO, M. L.; KOMAREK, M.; PERALTA-VIDEA, J. R.; GARDEA-TORRESDEY, J. L. 2017. Exposure of engineered nanomaterials to plants: Insights into the physiological and biochemical responses – a review. *Plant Physiology and Biochemistry*, 110: 236–264.

Vermifiltro: Alternativa para tratamento de esgoto em sistemas descentralizados

^aLee, H. T.; ^bNaruse, L. L.; ^bCampos, F.

^aherica.lee@usp.br

^{a,b}Universidade de São Paulo

Resumo

Com o avanço nas pesquisas na área do Ecosaneamento, novos processos de tratamento começam a se mostrarem promissores. Nessa premissa, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o sistema de Vermifiltro. Tal processo baseia-se no uso de reatores atuando como biofiltros aeróbios abrigando como material de enchimento o substrato e uma população de minhocas detritívoras. Para esse estudo foi construído e operado um sistema de vermifiltro seguido de dois leitos filtrantes, um contendo argila expandida e outro, fibra de coco. Obteve-se resultados satisfatórios para remoção de sólidos em suspensão totais (média de $77\pm 11\%$) e para matéria orgânica (média de $81\pm 10\%$ em termos de DQO), mas baixa eficiência na retenção de fósforo (média de $37\pm 11\%$) e nitrogênio (média de $14\pm 11\%$), respectivamente. Por não apresentar demandas com o manejo de lodo ou podas de macrófitas, o processo de vermifiltração mostra-se interessante opção ao tratamento de esgoto no modelo descentralizado.

Palavras-chave: Saneamento rural; tratamento descentralizado; vermifiltro.

Introdução

Sistemas de tratamento de esgoto centralizados não devem ser considerados como a única solução possível para o saneamento (TONETTI *et al.*, 2018), uma vez que impossibilitam a universalização, ou seja, impedem o tratamento de esgoto sanitário às comunidades menos favorecidas e/ou menos povoadas (OLIVEIRA JÚNIOR, 2013).

Dentre as opções tecnológicas que se configuram como solução descentralizada para o tratamento de águas residuárias em comunidades isoladas de menor porte e menor poder econômico (OLIVEIRA JÚNIOR, 2013), há a possibilidade do uso de Vermifiltros. Os Vermifiltros atuam como um filtro biológico aeróbio sem geração de lodo, formado por uma camada superior de substrato contendo uma população de minhocas detritívoras da espécie *Eisenia sp* para o tratamento de esgoto doméstico, por meio do processo denominado vermifiltração. Segundo Kumar *et al.* (2014), as minhocas consomem a matéria orgânica e os sólidos presentes no esgoto degradando-os e transformando em vermicomposto, o qual pode usado como adubo orgânico por conta da concentração ideal de nitrogênio e fósforo. A concentração de tais nutrientes ocorre pela presença desses compostos no esgoto e pela da ação metabólica das minhocas e bactérias no processo de tratamento. Logo, dentro da lógica da compostagem, sempre haverá nitrogênio e fósforo em condições favoráveis para ser usado como adubo.

O processo de vermifiltração tem dois grandes componentes centrais que auxiliam na remoção de poluentes: o substrato empregado e as minhocas. O substrato além de ser uma fonte de alimento para as minhocas, proporciona um ambiente favorável para o crescimento e a reprodução de microrganismos (ZHAO *et al.*, 2010). Segundo Sinha, Bharambe e Chaudhari (2008), o próprio corpo das minhocas funciona como um biofiltro, podendo remover entre 90 a 92% dos sólidos dissolvidos totais, 90 a 95% de sólidos totais em suspensão, 90% da DBO_{5,20} e de 80 a 90% da DQO, apenas pelo processo de digestão, além de suportarem ambientes com intervalos de pH de 4 a 9.

Pode-se afirmar que ainda não há um consenso na literatura acadêmica científica com relação a melhor composição do substrato que deve ser utilizado nos vermifiltros (MADRID, 2016). Entretanto, um estudo realizado por Kumar *et al.* (2015) mostra que os solos retirados de leitos de rios são mais adequados para a formação do substrato que será utilizado, em comparação com solos argilosos, solos que contêm carvão vegetal ou solos que possuem partículas de areia feitas de vidro reciclado, pois tiveram maior rendimento na redução máxima de coliformes fecais ao longo de 90 dias de análise.

Sendo assim, diante do exposto, o presente trabalho teve por premissa avaliar o emprego do sistema de Vermifiltro no que tange sua eficiência na remoção de sólidos, matéria orgânica e nutrientes. O substrato utilizado foi resultado de uma mistura de solo de floresta primária, proveniente do sítio Capixinga, bairro Cocuera, Mogi das Cruzes- SP, com restos de alimentos secos e triturados que se assemelha ao utilizado em minhocários. Tanto o resto de alimentos como o solo foram adicionados ocasionalmente conforme a necessidade de reposição.

Material e Métodos

A pesquisa foi desenvolvida por meio de experimento em escala piloto, sendo posto em operação um sistema de tratamento de esgoto do tipo Vermifiltro, confeccionado em recipientes de polietileno de alta densidade (PEAD), mediante a Introdução de conexões hidráulicas necessárias para aplicação e retirada do esgoto e efluente, respectivamente.

O experimento foi realizado em uma região de clima do tipo BSh (classificação de Köppen e Geiger) com temperatura média de 24,4 °C e pluviosidade média anual de 469 mm (Climate-Data.org). Seu monitoramento iniciou-se em 18 de setembro de 2018 mantendo-se até 25 de junho de 2019, totalizando 281 dias de operação.

O esgoto sanitário que alimentou a unidade piloto foi proveniente do CRUSP – Conjunto Residencial da Universidade de São Paulo – sendo recalcado para a área em que se encontrava a unidade piloto por meio de uma estação elevatória (EE), a qual consistia em um poço de sucção executado em concreto armado com duas bombas submersíveis operando intermitentemente. Na

chegada do esgoto a área da pesquisa, o mesmo era submetido a um tratamento preliminar composto por peneiramento e desarenação, sendo em seguida encaminhado, por meio de uma calha parshall, até a caixa de gordura, e, por fim, para o poço de sucção de onde era derivado e acumulado em uma bombona de 200 L, onde, por fim, era aplicado ao reator por meio de uma bomba peristáltica.

A unidade piloto de vermifiltro era formada por três reatores interligados e em série com as mesmas áreas e volume ($0,12 \text{ m}^2$ e $0,02 \text{ m}^3$), todos operando com fluxo sub-superficial vertical, sendo identificados de 1 a 3.

O Reator 1 operou como vermifiltro, sendo composto por uma camada de 4 centímetros de seixos (meio suporte para as conexões hidráulicas de saída de efluente), seguida de uma camada de 17 centímetros de brita (leito filtrante) e 14 centímetros de substrato (solo de floresta primária) onde foram alocadas as minhocas da espécie *Eisenia sp*, conhecidas popularmente como minhocas californianas; o número de minhocas utilizadas baseou-se no trabalho de Sartori (2010), mantendo-se, inicialmente, uma população de 90 minhocas. O fluxo sub-superficial vertical nesse reator não foi saturado para evitar o acúmulo de esgoto que poderia comprometer o hábitat das minhocas. O Reator 2 operou como leito filtrante, sendo constituído pela camada de 4 centímetros de seixos como meio suporte, seguido de uma camada de 30 centímetros de argila expandida. O Reator 3, operou, também como leito filtrante, sendo formado pelo mesmo meio suporte seguido de uma camada de 30 centímetros de fibra de coco. Ambos os reatores 2 e 3 operaram com o fluxo sub-superficial vertical saturado.

Com o propósito de evitar o alagamento do reator R1, buscou-se uma taxa de aplicação superficial (q) compatível com a área e a hidráulica do sistema, sendo assim, adotou-se o valor de $300 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}$, o que produzia uma vazão diária (Q) de 36 L.d^{-1} .

Para evitar proliferação de moscas ou outros insetos, foi colocado telas na superfície dos reatores, ressaltando que o sistema foi instalado em área coberta, protegida de intempéries.

A Figura 1 ilustra tanto o fluxograma operacional completo do sistema de vermifiltro, e a Figura 2 apresenta a unidade piloto.

Figura 1. Fluxograma operacional completo do vermifiltro

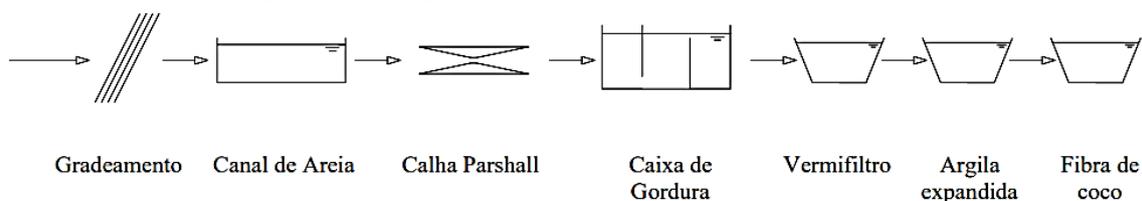


Figura 2. Unidade piloto de vermifiltro

Tanto o esgoto como o efluente final (saída do R3) produzido pelo processo, foram caracterizados duas vezes por semana através da determinação das variáveis Demanda Química de Oxigênio (DQO); série nitrogenada; fósforo total e ortofosfato solúvel; alcalinidade; pH; sólidos em suspensão totais, fixos e voláteis (SST, SSF, SSV). As metodologias analíticas utilizadas seguiram à 21ª edição do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, da APHA / AWWA / WEF (2005).

O substrato teve sua temperatura medida em conjunto a amostragem para caracterização do esgoto/efluente, sendo anotada a temperatura do ar simultaneamente, bem como medidas de condutividades e pH semanalmente. Durante o experimento, houve a inspeção visual de algumas minhocas escolhidas de maneira aleatória, avaliando-se sua mobilidade e vitalidade no substrato. Buscou-se observar os movimentos musculares realizados por elas (fuga e mobilidade no substrato), seu crescimento e, inclusive, o nascimento de novas minhocas.

Resultados e Discussão

Caracterização do esgoto e variáveis operacionais

Em relação ao esgoto doméstico afluente à unidade piloto do vermifiltro, a Tabela 1 apresenta os resultados referentes ao monitoramento durante o período de estudo.

Tabela 1. Caracterização do Esgoto Afluente à Unidade Piloto (n = 29)

| Variável | Média e Desvio Padrão | Variável | Média e Desvio Padrão |
|---|-----------------------|---------------------------------------|-----------------------|
| DQO (mgO ₂ /L) | 524±206 | Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L) | 264±55,2 |
| NTK (mgN/L) | 80±43 | pH | 7,1±0,2 |
| N-NH ₄ ⁺ (mgN- NH ₄ ⁺ /L) | 66±9,8 | SST (mg/L) | 219±195 |
| P _{total} (mgP-PO ₄ ⁻³ /L) | 7,0±2,4 | SSF (mg/L) | 30±33 |
| P _{sol} (mgP-PO ₄ ⁻³ /L) | 5,0±2,0 | SSV (mg/L) | 189±164 |

Com base nessa caracterização, comparando-se os resultados médios obtidos para carga orgânica e nutrientes com os valores típicos de literatura, observa-se que o mesmo pode ser classificado como forte, e em relação aos sólidos presentes, situa-se como médio (METCALF & EDDY, 2004).

De uma forma geral, pode-se dizer que o processo não apresentou grandes demandas de manutenção ou ajustes, ficando apenas a verificação da bomba de alimentação como atividade diária. Sendo assim, foi possível operar o sistema com vazão (Q) média de 36,8 L.d⁻¹, taxa de aplicação superficial (TAS) média de 307 L/m²/dia e tempo de detenção global (TDH) médio de 1,4 dias.

Isto posto, foi mantido uma carga orgânica média, em termos de DQO, de 0,02± 0,008 kgO₂/d e um carregamento superficial de 0,16 ± 0,07 kgO_s/m².d, valores relativamente altos quando comparado com outros processos com baixo aporte energético associados ao ecossaneamento, como as *wetlands* construídas (SILVA, 2013; ANDRADE, 2012; PLATZER, 2007; SEZERINO, 2006),

Monitoramento do substrato e população de minhocas

Durante todo o estudo, a temperatura do solo manteve-se entre 17 e 24 °C e do ar entre 18 e 26 °C, portanto, o solo manteve-se próxima da temperatura do ar, proporcionando um habitat agradável para a população de minhocas que, segundo Yang, Zhang e Lu (2009), é entre 20 e 25°C. É importante destacar que não foi objetivo desse estudo avaliar a formação de vermicomposto.

Durante a operação do sistema, observou-se que o pH do substrato se manteve, na média, em 6,9±0,1 e a condutividade em 292±30 µs.cm⁻¹, não gerando, de acordo com Sinha, Bharambe e Chaudhari (2008), um estresse ambiental para a população das minhocas.

Vale ressaltar a necessidade de adição, por duas vezes, de novas porções de substrato em função da diminuição da camada inicial por conta de arraste.

No que diz respeito à população de minhocas, no geral, pode-se dizer que em todas as observações feitas, elas aparentaram, sob o aspecto anatômico e fisiológico, estarem saudáveis e sem nenhuma inibição em sua mobilidade e vitalidade.

Remoção de Sólidos

Os valores obtidos de sólidos em suspensão totais (SST) no efluente final (efluente R3) da unidade piloto foram satisfatórios para tecnologias como a empregada no vermifiltro, oferecendo, em média, 77% de eficiência na retenção de SST do esgoto afluente, mantendo-se, na média em 94 ± 38 mgSST.L⁻¹, situando-se na mesma ordem de grandeza de estudos conduzidos por Xing *et al* (2010), Sartori (2010) e Kumar *et al* (2014).

Sinha, Bharambe e Chaudhari (2008) apresentou valores ligeiramente superiores na remoção de sólidos pelo fato de utilizarem uma maior altura de substrato/ leito filtrante e, conseqüentemente, possuem uma maior retenção de solo/ sólidos totais no estudo.

Ao longo do período de monitoramento foram feitas análises esporádicas dos efluentes provenientes dos reatores R1 e R2, obtendo-se na média, respectivamente, $606 \pm 215 \text{ mgSST.L}^{-1}$ e $94 \pm 38 \text{ mgSST.L}^{-1}$, demonstrando arraste de solo verificado no reator R1, evidenciado pela baixa relação SSV/SST (em média 36%), bem como a necessidade da presença dos leitos filtrantes caracterizados pelos reatores R2 e R3 como polimento à retenção de sólidos.

Remoção de matéria orgânica e nutrientes

No que tange à remoção de matéria orgânica expressa em termos de DQO, o sistema demonstrou estabilidade operacional a partir do 27º dia de operação, mesmo frente a imposição de carga orgânica considerada alta para esgoto doméstico. A eficiência média da unidade piloto foi de 81%, produzindo um efluente final (R3) com média de DQO de $87 \pm 31 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$.

Comparando os resultados obtidos com outras tecnologias ligadas ao ecossaneamento, como o *Wetland* construído (WC, segundo Crites, Middlebrooks e Reed (2006), é baseado em locais, denominados de terras úmidas naturais ou *Wetlands* naturais, que possuem terra inundada ou saturada durante todo o ano ou durante um bom período do ano, como pântanos ou brejos, e que possibilita o desenvolvimento de uma vegetação característica de solos saturados), verifica-se aproveitamento semelhante; diversos autores relatam terem obtidos em seus estudos, eficiências médias em torno de 80% de DQO (Silva, 2013; Almeida, Pitanga e Reis, 2010; Schirmer *et al*, 2009; Zanella; 2008), reforçando a assertiva de Von Sperling (2005) segundo o qual, sistemas como WC podem atingir até 85% de remoção de matéria orgânica, e evidenciando o aspecto promissor associado às vantagens da vermifiltração.

O estudo de Sinha, Bharambe e Chaudhari (2008) revelou valores ligeiramente superiores também na remoção de matéria orgânica pelo mesmo motivo do trabalho possuir uma altura de substrato/leito filtrante maior e, por conta disto, gerar menos arraste do solo e valores mais eficientes na remoção de matéria orgânica.

O comportamento do processo frente à remoção de nitrogênio não apresentou bons índices de eficiência, obtendo-se valores médios de $56 \text{ mgN-NH}_3\text{.L}^{-1}$ para o efluente final (R3). Os resultados nulos para as análises de nitrito e nitrato atrelados aos valores de pH (média $7,5 \pm 0,2$) e alcalinidade (média $287 \pm 48,9$) realizadas no efluente final, demonstraram a inexistência do fenômeno de nitrificação, ficando a pequena diferença entre entrada e saída (cerca de 14%) muito por conta de outros processos menos importantes. Em relação ao fósforo o sistema demonstrou ser mais promissor, chegando a valores médios de 37% e 23% de eficiência para fósforo total e

inorgânico, respectivamente. Obteve-se para o efluente final (R3) a concentração média de $4,1 \pm 1,43 \text{ mgP-PO}_4^{-3} \cdot \text{L}^{-1}$ e $3,2 \text{ mgP-PO}_4^{-3} \cdot \text{L}^{-1}$ de fósforo total e fósforo solúvel (ortofosfato).

A baixa eficiência observada na remoção de nutrientes pode ser explicada em função da pequena altura do substrato/leito filtrante, ocasionando baixa área de contato entre o elemento químico e o adsorvente presente nos leitos filtrantes (argila expandida e fibra de coco), ou mesmo pouca afinidade entre ambos, assim como devido aos parâmetros operacionais (TDH e TAS) aplicados. Contudo, dentro do contexto onde tal tecnologia se insere (gestão descentralizada, comunidades isoladas, zona rural), a boa eficiência na remoção de sólidos e matéria orgânica associada à presença de nitrogênio e fósforo, torna o efluente do vermifiltro proveitoso para processos de irrigação associados à fertirrigação.

Considerações Finais

A unidade piloto objeto desse estudo manteve-se em operação e monitoramento por cerca de 9 meses, sendo que, durante esse período, o acompanhamento de parâmetros físico-químicos e biológicos tanto do afluente como do efluente do sistema, demonstraram estabilidade e satisfatória eficiência na remoção de sólidos (média de 77%) e matéria orgânica (média de 81%). Quanto aos nutrientes, não se observou remoção significativa de nitrogênio (média de 14%) e para o fósforo, os valores foram mais promissores (média de 37% P total). A população de minhoca não sofreu inibição à presença de esgoto, mantendo-se com vitalidade e mobilidade durante todo o período.

Sob o ponto de vista das tecnologias naturais associadas ao ecossaneamento, o processo de vermifiltração demonstrou ser boa opção, na medida em que confere índices de eficiência semelhantes aos obtidos por processos do mesmo gênero, como *wetlands* construídas, e não apresentar demandas com o manejo de lodo ou podas de macrófitas.

A associação com leitos filtrantes em série otimiza a área necessária para instalação, além de permitir a busca por materiais adsorventes que auxiliem no polimento do tratamento. Por fim, a composição do efluente final permite inferir na possibilidade do reúso agrícola por meio da fertirrigação.

Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, R.A., PITALUGA, D.P.S., REIS, R.P.A., Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. Revista Biocências, UNITAL, vol. 16, no. 1, pp 73-81, 2010.
- APHA/AWWA/WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21^a Edição, Washington DC. 2005.
- CRITES, W.; MIDDLEBROOKS, J.; REED, C. Natural Wastewater Treatment Systems. Boca Raton, London, New York e Singapore: Taylor & Francis Group, 2006. 537 p.



- KUMAR, T., *et al.* Performance evaluation of vermifilter at different hydraulic loading rate using river bed material. *Ecological Engineering*, [s. L.], v. 62, n. [s. L.], p.77-82, jan. 2014.
- KUMAR, T., *et al.* Evaluation of vermifiltration process using natural ingredients for effective wastewater treatment. *Ecological Engineering*, [s. L.], v. 75, n. [s. L.], p.370-377, fev. 2015.
- MADRID, L. Aplicação da Vermifiltração no Tratamento de Esgoto Sanitário. 2016. 131 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Unicamp, Campinas, 2016.
- METCALF & EDDY, *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4ª edição, G. Tchobanoglous, F. L Burton, H. D. Stensel (Editores), McGraw-Hill, Nova Yorque. 2004.
- OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social. In: LIRA, Waleska Silveira; CÂNDIDO, Gesinaldo Ataíde. *Gestão Sustentável dos Recursos Naturais: Uma Abordagem Participativa*. Campina Grande: Eduepb, 2013.
- OTTERPOHL, R.; GROTTKER, M.; LANGE, J. Sustainable water and waste management in urban areas. *Water Science And Technology*, [s. L.], v. 35, n. 09, p.121-133, jan. 1997.
- PLATZER, C., SENF, C., HOFFMANN, H., CARDIA, W., COSTA, R.H.R., Dimensionamento de wetland de fluxo vertical com nitrificação – adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do brasil. In: *Anais 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. ABES. 2007
- SARTORI, M. A. Desempenho de vermifiltros no tratamento de esgoto doméstico em pequenas comunidades. 2010. 75 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.
- SCHIRMER, W. N., *et al.* Tratamento de esgoto por zona de raízes em comunidade rural – Parte 2: avaliação. *Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient, Curitiba*, v. 7, n. 2, p.165-173, abr./jun. 2009.
- SEZERINO, P.H., Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed *wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Tese apresentada à Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.
- SILVA, M.V., Avaliação aa aplicabilidade de sistema de *wetland* construído híbrido no tratamento de esgoto sanitário. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro Universitário SENAC, 2013.
- SINHA, R. K.; BHARAMBE, G.; CHAUDHARI, U. Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. *Environment Systems And Decisions*, [s. L.], v. 28, n. 4, p.409-420, dez. 2008.
- TONETTI, L., *et al.* Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções. Campinas: Unicamp, 2018. 153 p.
- VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol 1. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.
- XING, M.; LI, X.; YANG, J. Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. *African Journal OfBiotechnology*, [s.l.], v. 9, n. 44, p.7513-7520, 1 nov. 2010.
- YANG, J.; ZHANG, S.; LU, Z. Analysis on the Performance of Vermifilter at Low Temperature in Winter. In: *INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENERGY AND ENVIRONMENT TECHNOLOGY*, 09., 2009, Guilin. *Proceedings...* . Guangxi: Ieee, 2009. p. 193 - 197.



ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: *wetlands*-construídos utilizando brita e bambu como suporte. Tese apresentada à Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - UNICAMP, 2008,

ZHAO, L., *et al.* Earthworm–microorganism interactions: A strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Research*, [s.l.], v. 44, n. 8, p.2572-2582, abr. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010>.

Aplicação de caixa topográfica com realidade aumentada (AR Sandbox) para o ensino de cartografia e geoprocessamento no ensino superior

^aSaugo, K. F.; ^bFrança, H.; ^bHamburger, D. S.; ^bFerreira, W. G.

^akaioaugo@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

Com o objetivo de criar um sistema interativo para modelos topográficos construídos fisicamente utilizando realidade aumentada, a Universidade da Califórnia criou o projeto AR Sandbox em 2014. O projeto mescla a aplicação tridimensional em uma caixa de areia moldável, que exhibe conceitos básicos sobre o relevo e combina o poder de exploração de aprendizado avançado com a experiência interativa e dinâmica. O presente trabalho tem como objetivo apresentar o processo de construção, montagem, instalação e calibração da AR Sandbox para uso didático no Laboratório de Cartografia e Geoprocessamento da UFABC, através de um projeto de iniciação científica. Após montagem do modelo na sua versão atual, foi feita uma apresentação em uma aula piloto na disciplina, com avaliação de reação dos alunos através de um questionário. Apresentam-se também perspectivas para novos projetos de pesquisa e extensão.

Palavras-chave: AR Sandbox; cartografia; ensino superior; geoprocessamento; realidade aumentada.

Introdução

O geoprocessamento caracteriza-se por ser uma área de estudo onde são utilizadas técnicas matemáticas e computacionais para análise de dados geográficos, muitas vezes utilizados no ramo da cartografia. No Brasil, país conhecido pela sua vasta extensão territorial, é observado uma grande carência de dados geográficos para tomada de decisões sobre problemas urbanos, rurais e ambientais (Câmara e Davis, 2001).

Verificada a importância do geoprocessamento, essa área de estudo se tornou fundamental na formação de novos profissionais relacionados ao planejamento urbano, sendo inserido em planos de ensino de engenheiros ambientais e urbanos, planejadores territoriais, biólogos e geógrafos.

Porém a representação bidimensional de formas tridimensionais está além da compreensão básica, criando uma barreira no aprendizado de temas como topografia, bacias hidrográficas, processos geomorfológicos, erosão dos solos, inundações e estrutura geológica, etc. (Cunha, *et al.*, 2016).

Com o objetivo de criar um sistema interativo para modelos topográficos construídos fisicamente utilizando realidade aumentada, a Universidade da Califórnia em parceria com órgãos educacionais criou o projeto AR Sandbox. O projeto combina aplicação 3D em uma caixa de areia moldável, que exhibe conceitos científicos básicos sobre a terra e combina o poder de exploração de aprendizado avançado com a experiência cinestésica de criar modelos topográficos apenas ao modificar o formato da areia (Reed *et al.*, 2014).

A caixa de areia com realidade aumentada pode ser utilizada no ensino para mostrar de forma fácil, a representação das formas do relevo em mapas topográficos ou hipsométricos, além de facilitar o entendimento dos processos, hidrográficos, erosivos, entre outros.

Segundo Azuma (1997), Realidade Aumentada, do inglês *Augmented Reality* (AR), é uma variação da realidade virtual que utiliza de recursos em 3D que interagem de forma a parecer parte do cenário real que o usuário está envolvido, ou seja, inserindo um novo objeto virtual no cenário real. A tecnologia de realidade aumentada traz uma perspectiva onde o usuário está inserido no mundo real, porém com objetos virtuais que podem ser manipulados através da captura dos movimentos humanos.

O uso da integração entre objetos virtuais e reais permite, em um âmbito educacional, que o aluno se envolva no processo construtivo de aprendizado e com isso obtenha um melhor aproveitamento do conteúdo que utiliza de interfaces de realidade aumentada. Estudos recentes enfatizam o potencial como ferramenta didática nos ensinamentos básico e superior, como apontado por Ferreira e Macedo (2016), que analisaram três projetos de realidade aumentada ligados à educação.

A AR Sandbox possui capacidade de ensino de conceitos de geografia, geologia e hidrologia, assim como leitura de mapas topográficos, curvas de nível e diversos recursos relacionados ao estudo de terrenos. Com estes recursos, a AR Sandbox tem como objetivo proporcionar um melhor entendimento de processos relacionados à dinâmica do relevo, permitindo a sua representação em 3D, opção que potencializa seu aprendizado.

O presente trabalho tem como objetivo apresentar o processo de construção, montagem, instalação e calibração da AR Sandbox para uso didático no Laboratório de Cartografia e Geoprocessamento da Universidade Federal do ABC, através de um projeto de iniciação científica. Após montagem do modelo na sua versão atual, foi feita uma apresentação em uma aula piloto na disciplina, com avaliação de reação dos alunos através de um questionário. Os resultados atuais e próximos passos deste projeto estão apresentados nas seções a seguir.

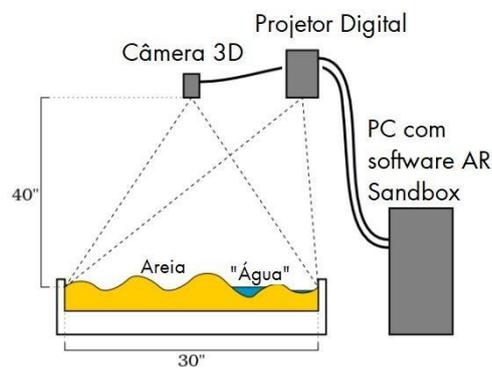
Material e Métodos

A Caixa de Areia em Realidade Aumentada requer para seu funcionamento, os seguintes equipamentos: Um computador com placa gráfica dedicada (*offboard*), executando Sistema Operacional Linux Mint; Um sensor de profundidade Microsoft Kinect 1.0; O *software* utilizado pela ARS (Kinect 3D Video Package) é compatível com os três modelos da primeira geração Kinect (Kinect para a Xbox 1414, 1473 e Kinect para Windows); Um projetor digital de dados com uma interface de vídeo digital, como HDMI, DVI ou DisplayPort; Além da caixa de madeira contendo areia para projeção.

Para a estrutura da caixa de madeira foi utilizado madeira do tipo *pallette* com dimensões 95cmx70cmx20cm, seguindo a proporção 4:3. Essa dimensão é adequada ao campo de visão do sensor de profundidade (Kinect) e igualmente proporcional ao campo de projeção do projetor digital.

A construção da AR Sandbox foi feita com base nas especificações originais dos seus idealizadores na Univ California, Reed *et al* (2014), através de um projeto de iniciação científica na UFABC e a configuração básica é apresentada na Figura 1. Na Figura 2, apresenta-se a caixa sendo construída em sua versão atual.

Figura 1. Instalação recomendada da caixa de areia em relação ao projetor e o Kinect (*Câmera 3d*), ligados ao computador. Obs.: O termo “*água*” indica apenas que é possível fazer a simulação de dinâmica de água, mas não há necessidade de se incluir água na caixa.



Fonte: <https://arsandbox.ucdavis.edu/instructions/hardware-2/> (adaptado)

Figura 2. Visão geral e detalhes da caixa sendo construída em sua versão atual.

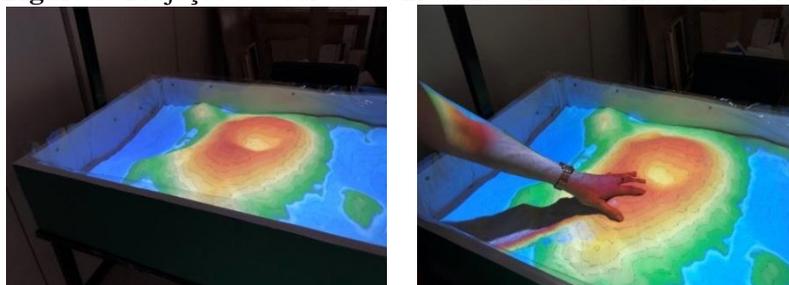


Fonte: Autoral.

Projeção das curvas de nível

O *software* captura os pontos de profundidade da caixa de areia em tempo real e projeta linhas que agrupam dois pontos de mesma altitude. É o mesmo método utilizado pela topografia em imagens de satélite, porém o *software* oferece esse recurso de forma dinâmica. Ver exemplo na Figura 3.

Figura 3. Projeção das curvas de nível no terreno formado na areia.



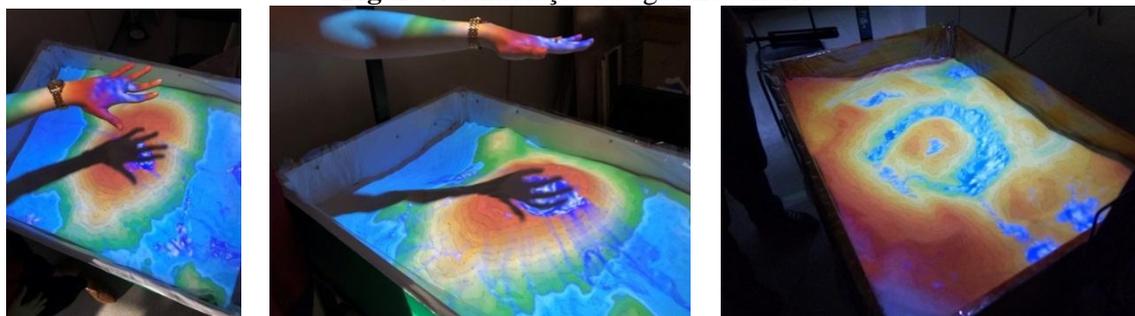
Fonte: Autoral.

As cores das curvas de nível são auxiliares para o entendimento e se modificam de acordo com o aumento de altitude. A sequência é composta por azul, verde, amarelo, vermelho, roxo e branco, sendo azul o nível mais baixo e o branco o nível mais alto.

Dinâmica de água e chuva

Um dos recursos mais importantes da AR Sandbox é a simulação de água, que utiliza modelagem de dinâmica dos fluidos. A simulação de água interage com os pontos de altitude das curvas de nível, calculando o caminho mais provável que esse fluido iria tomar se introduzido no terreno. Esse recurso mostra-se de grande potencial para simulação de rompimento de represas e outros desastres ambientais (Brandova *et al*, 2015). Ao levantar a mão aberta em aproximadamente 20 cm acima do nível da areia, ilustrado na Figura 4, a simulação do fluido irá se iniciar a partir da localização da mão e seguirá até a mão ser completamente fechada.

Figura 4. Simulação de água no terreno



Fonte: Autoral.

Avaliação preliminar de reação dos alunos em aula piloto

Com o objetivo de avaliar a reação sobre o aprendizado da disciplina de Cartografia e Geoprocessamento do curso de Engenharia Ambiental e Urbana da UFABC no segundo quadrimestre de 2019, foram feitas duas aulas sobre conceitos básicos de topografia: a primeira no estilo convencional e a segunda apresentando aos alunos à AR Sandbox, repassando e ilustrando com a AR Sandbox alguns conceitos da primeira aula referentes à definição de curvas de nível, mapas hipsométricos, variações no relevo, princípios de formação de bacias hidrográficas, relações básicas entre hidrografia e relevo, entre outros. Tanto os professores da disciplina quanto os alunos puderam manipular a caixa e testar as funcionalidades de mudança topográfica dinâmica e geração de chuva. Ao final foi aplicado um questionário para avaliar mais objetivamente a reação dos alunos e os possíveis impactos sobre o aprendizado. Os resultados para uma total de 30 respondentes foram os seguintes: 58% dos respondentes nunca tiveram conhecimento sobre a AR Sandbox antes dessa aula piloto; 83% consideraram que a AR Sandbox proporcionou uma experiência ótima para a aprendizagem/reforço dos conceitos e 100% afirmaram que aceitariam serem avaliados através de provas, trabalhos ou projetos usando a AR Sandbox. Apesar de serem resultados bastante otimistas, ressalta-se que a amostragem ainda foi pequena, usando um questionário bastante curto. Nas próximas etapas do trabalho, pretende-se desenvolver uma pesquisa mais detalhada, ao longo de vários quadrimestres e tentar estimar através de análise científica quantitativa os reais impactos da AR Sandbox como complemento ao ensino de topografia e outros conceitos relacionados à cartografia e geoprocessamento no ensino superior.

Considerações Finais

O presente projeto encontra-se atualmente na finalização da primeira fase, que se destinou à construção da AR Sandbox, com base nas especificações originais dos seus idealizadores na Univ. California, conforme Reed *et al* (2014), através de um projeto de iniciação científica. Após a construção, instalação e calibração da ferramenta, ministrou-se uma aula piloto onde foi medida a reação dos alunos em um questionário preliminar, indicando boa receptividade. Dentre os próximos passos do projeto sugerem-se: a) elaboração e aplicação de um questionário quantitativo seguindo padrões pedagógicos para aferição de impacto sobre o aprendizado em amostragens de alunos em vários períodos letivos; b) produção de material didático próprio em parceria com os professores para aplicação durante as aulas de diferentes disciplinas interessadas nesse recurso; c) proposição de atividades e projetos de extensão comunitária para capacitação de professores e alunos da educação básica; d) projetos de pesquisa e inovação para o desenvolvimento de novas funcionalidades do *software*, por exemplo: novos tipos de simulação envolvendo desastres ambientais em diferentes



paisagens, integração com outros *softwares* de CAD e/ou sensoriamento remoto para construção de modelos digitais de terreno, etc.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos vários alunos da UFABC, membros da entidade estudantil Seiva Jr., os quais contribuíram de maneira fundamental para a materialização deste projeto.

Referências Bibliográficas

AZUMA, R.A. 1997 Survey of Augmented Reality. PRESENCE: Teleoperators and Virtual Environments, Vol. 6, No. 4, p. 355--385.

BRANDOVA, T. *et al.* 2015. Conceptual framework for educational disaster centre “save the children life”. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Volume XL-3/W3, 2015 ISPRS Geospatial Week 2015, 28 Sep – 03 Oct 2015, La Grande Motte, France.

CÂMARA, G.; DAVIS, C. 2001. Introdução: por que geoprocessamento. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPECIAIS – INPE. Fundamentos de Geoprocessamento. São José dos Campos, p. 1-5.

CUNHA C.D.D.; RODRIGUES H.M.; LEMES M.W.A.; JUNIOR, J.C.T.; ROSAS, R.O. 2016. Desenvolvimento e aplicação da Sandbox no ensino de geografia física. 8º Simpósio Brasileiro de Educação em Solos, São Paulo. p. 1-6.

FERREIRA B.M.L; MACEDO S.H. 2012. Uso de Realidade Aumentada como facilitador da Aprendizagem de Conteúdos de Biologia: Estado da Arte. 7 Congresso Integrado de Tecnologia da Informação.

REED S. ET *al.* 2014. Shaping Watersheds Exhibit: An interactive, augmented reality sandbox for advancing Earth science education, presented at Fall Meeting, AGU, San Francisco, Calif.

ROSYADI, H, ÇEVİK G. 2016. Augmented Reality Sandbox (AR SANDBOX) Experimental Landscape For Fluvial, Deltaic and Volcano Morphology and Topography. İstanbul Teknik Üniv.-Avrasya Yer Bilimleri Enstitüsü, İstanbul, Turquia.

SANTOS, R.S ET *al.* 2018. Realidade Aumentada no Processo de Ensino-Aprendizagem da Topografia em Projeto de Eng. Civil. LII Congresso sobre Tecnologias na Educação. Fortaleza, Ceará, Brasil.

UC Davis, 3D interactive dynamic. Powerful education tool. 2006 Disponível em: <<https://arsandbox.ucdavis.edu/>> Acesso em: julho 2019.



Construções autossustentáveis: Proposta de hotel visando eficiência energética

^aPereira, L. R.; ^bGusmão, W.; ^bTitotto, S.

^alaura.rpereira@hotmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

O presente trabalho tem como objetivo trazer conceitos obtidos a partir de análises de organismos e estruturas da natureza, ou seja, conceitos de biomimética, aplicáveis à construção civil, uma vez que em ambientes naturais são encontrados organismos que se auto regulam e se adaptam ao meio, ao longo do tempo. O hotel proposto visa atrair turismo ecológico para a região de implantação, município de Franco da Rocha, através de um projeto de intervenção autossustentável que possibilite o uso consciente de recursos. Através do *software* Energy3D obteve-se dados referentes ao consumo energético de condições distintas, considerando mesma área de esquadrias para ventilação natural, alterando a disposição das mesmas, criando situações com ou sem ventilação cruzada, com ou sem a presença de vegetação no entorno do lote, alterando o formato do modelo, hexagonal ou quadrado e com a presença ou não de painéis fotovoltaicos.

Palavras-chave: Análise energética; biomimética; efeito chaminé; ventilação cruzada.

Introdução

O potencial desequilibrador do meio ambiente, pela ação humana, deve ser uma constante preocupação até mesmo para a própria permanência do homem no sistema ecológico. Organismos biológicos possuem a capacidade de se adaptarem, porém, atualmente o "nível de tolerância" ou a habilidade dos organismos de lidar ou ajustar à essas alterações é sucessivamente excedido (Pádua, 2004).

Com a utilização de ferramentas digitais e a inteligência computacional embutida, é possibilitada a análise do funcionamento de mecanismos físicos que contribuam para a criação de construções que interajam em contexto social, urbano ou ambiental.

Sabe-se ainda, que através do turismo ambientes são transformados, principalmente a comunidade local, sendo possível atrair investimento para preservação de áreas ambientalmente sensíveis, além de proporcionar o contato com a natureza, enfatizando e demonstrando que é preciso conservar.

Para tanto, fora proposto a construção de um hotel, extraindo os princípios básicos da natureza, biomimética, visando aproveitamento eficiente de recursos naturais, diminuição de desperdício de materiais e obtenção de climatização e de iluminação por meio de técnicas energéticas passivas, analisadas através do *Software Energy3D*.

O *Energy3D*, possui origem Estadunidense e foi desenvolvido principalmente para fornecer um ambiente de simulação de projeto de engenharia, apoiando a educação e a formação em ciências

e engenharia, desde o ensino médio até escolas de pós-graduação. Assim, a simulação se torna grande aliada no aumento da eficiência e desempenho de edificações.

No meio ambiente pode-se encontrar inúmeros modelos de sistemas naturais, que aplicados de forma eficiente, proporcionam melhorias efetivas em projetos e produtos, visando a otimização de recursos e bem-estar do Homem com o meio e vice-versa. São exemplos de aplicação da biomimética na construção civil, o Edifício Eastgate Center – Zimbábue/África e Edifício Johnson Wax – EUA.

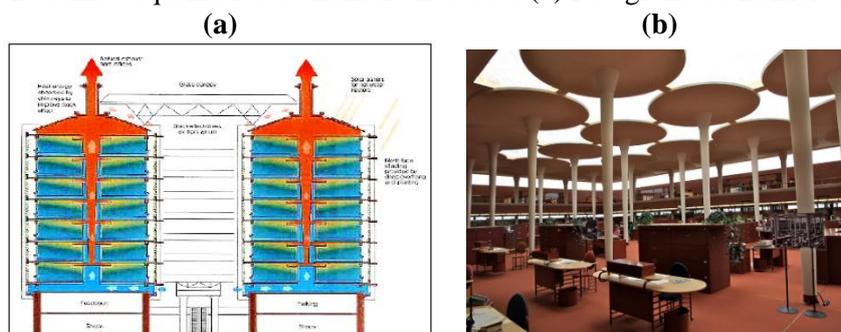
O edifício Eastgate, no Zimbábue, África, foi projetado pelo arquiteto Mick Pearce, em 1996, trata-se de um edifício comercial de duas torres, que não possui sistema de ar condicionado, porém foi inspirado em cupinzeiros africanos, da espécie *Macrotermes Subhylinus*, que conseguem manter a temperatura dentro de seus ninhos em torno de 31° C, de dia e de noite, enquanto a temperatura externa varia entre 3° C e 42° C (MEIRA, 2008).

As torres do Edifício Eastgate são separadas por um espaço aberto, que permite a fluxo e extração do ar do exterior. Além de dutos e chaminés localizadas nas colunas centrais das torres, mantendo a circulação e renovação do ar dentro do edifício. A economia de energia de mais de 90%, comparada aos demais edifícios, com seu porte e economicamente obteve economia de 3,5 milhões de dólares nos primeiros 5 anos, comparado a sistemas de ar condicionado (Meira, 2008).

Por convenção, a diferença de pressão pelo efeito chaminé é positiva quando a edificação está pressurizada em relação ao exterior, causando a exaustão do ar interno. Assim, desconsiderando outros efeitos, quando o ar interno de uma edificação está mais quente que o ar externo a edificação está sujeita a uma sub-pressão na base e uma pressão no topo. Ocorrendo o contrário quando o ar interno é mais frio que o externo (Versage, 2009).

Já o edifício Johnson Wax de 1939, projeto de Frank Lloyd Wright apresenta colunas que se expandem à medida que sobem, semelhante a folhas de vitória régia que flutuam na superfície da água. O resultado é um espaço de trabalho muito aberto e muito bem iluminado. A Figura 1 demonstra os dois exemplos construtivos citados.

Figura 1. (a) Desenho esquemático do Edifício EastGate (b) Fotografia do Edifício Johnson Wax.



Fonte:(a) Meira, 2008.(b) (www.escapeintolife.com/blog/accidental-critic-frank-lloyd-wright-in-racine-wis/).

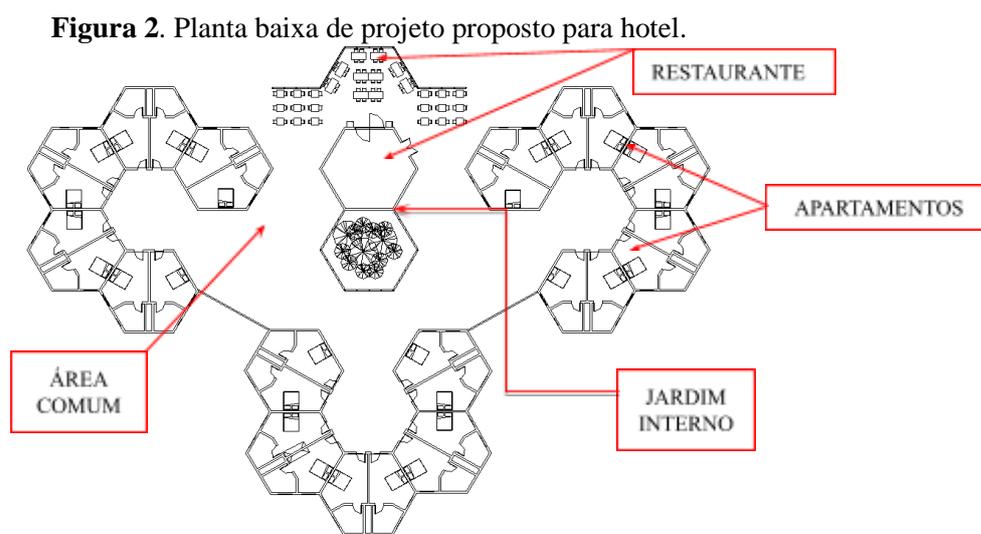
Material e Métodos

A escolha da área de estudo se deu a partir de vivência própria em terreno conhecido, situado em Franco da Rocha, que possui atualmente área construída de 200 m² de aproximadamente 1 hectare de área de total. Acreditou-se, portanto, no potencial para a criação de um empreendimento hoteleiro, devida escassez deste modelo construtivo no município e entorno.

A formação e modulação bioinspirada por colméias de abelhas, que otimizam a sustentação com reduzida quantidade de material nas paredes hexagonais, se enquadra em estruturas mínimas e supre a atribuição de integração e acessibilidade do todo (Santos, 2014). A estrutura hexagonal permite que áreas comuns entre as unidades habitacionais do hotel se conectem, formando uma espécie de subsistema de caminhos para pedestres, possibilitando que atravessem de um local para outro com facilidade.

Superfícies mínimas podem ser caracterizadas por sua relação ótima entre volume efetivo e área de seu envoltório, definida matematicamente como entidades que apresentam menor perímetro possível para delimitar determinado volume. Assim tais estruturas permitem maior otimização e aproveitamento de materiais construtivos (Allgayer, 2009).

Desta forma, o presente trabalho propõe um tipo de estrutura que possa otimizar a sustentação com reduzida quantidade de material, promovendo eficiência estrutural com menos consumo de recursos. A Figura 2 mostra a concepção do projeto proposto em planta, cuja formação é inspirada em colmeias de abelhas, utilizando a concepção de estruturas mínimas, propiciando áreas comuns entre as unidades, módulos hexagonais, e permitindo crescimento ordenado do empreendimento, conforme demanda dos serviços.



Fonte: Autoral.

Segundo (Buoro, 2008), uma das principais preocupações do setor hoteleiro está nos custos operacionais das instalações prediais, problemas de degradação e envelhecimento de sistemas

adotados e a demanda por manutenção constante. Buoro cita ainda que quanto menor o ganho de calor pelo envoltório durante o dia nos apartamentos, para o clima de São Paulo, menor a chance de um hóspede recorrer a técnicas ativas alternativas de obtenção de energia, como o sistema de ar condicionado (SAC).

Pensando em gasto energético, atrelado a climatização, foram adotados dois métodos passivos de obtenção de energia no projeto, a ventilação cruzada, isto é, o fluxo de vento por aberturas opostas, sem obstáculos na edificação, e o efeito chaminé, que refere-se à variação de temperatura, que permite o fenômeno da convecção, em que o ar mais quente sobe e o ar mais frio desce e as aberturas/elementos vazados nas partes altas da edificação, permitem que o ar mais quente seja expulso num fluxo vertical (Versage, 2009). A Figura 2 mostra um corte interno de uma das estruturas hexagonais e suas componentes para ventilação.

Na natureza são encontradas soluções que se utilizam do mesmo princípio, são exemplos ninhos e tocas em ambientes confinados. Os cupins *Macrotermes michaelseni*, por exemplo, são ótimos exemplos biomiméticos para a engenharia, uma vez que formam estruturas impressionantes, feitas de terra e saliva. Suas paredes de 45 centímetros de espessura são cozidas pelo sol até ficarem tão duras quanto concreto. Assim, esses cupins conseguem estabilizar a temperatura através de um sistema complexo que está constantemente abrindo e fechando uma rede de túneis de ventilação, cruzados e em diferentes níveis, para aquecimento ou resfriamento de microambientes (Pearce, 1997).

Figura 3. Abertura superior realizada no telhado, permitindo a saída do ar quente (mais leve) e as esquadrias posicionadas em paralelo, proporcionando ventilação cruzada.



Fonte: Autoral.

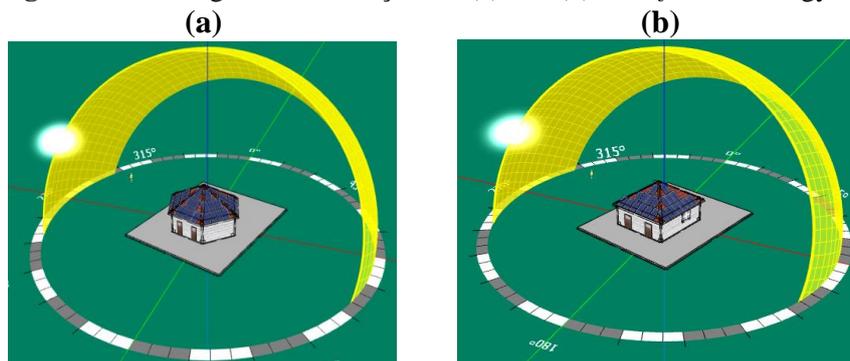
Foram analisadas condições distintas para uma unidade de apartamento, com formato hexagonal ou retangular, com ou sem vegetação em seu entorno próximo e com ou sem painéis fotovoltaicos.

O Energy3D possibilita a análise anual do balanço energético do modelo, resultando em valores energéticos positivos (+) para gastos, por exemplo por Sistema de Ar condicionado (resfriamento) e aquecedores, já para ganhos energéticos como energia solar proveniente dos painéis fotovoltaicos o valor é descontado (-) do balanço energético total. Portanto, quanto mais

negativo é o valor final do balanço energético, mais eficiente a condição. A Figura 4 (a) e (b) demonstram respectivamente as condições A e G, descritos a seguir, gerados através do Energy3D. Foram analisadas as seguintes condições para as unidades, ambas com 60m², com três janelas cada, pé direito de 3,0m, mesma localização (São Paulo/SP), e posicionamento no terreno:

- A. Unidade hexagonal e 44 painéis fotovoltaicos na cobertura.
- B. Unidade hexagonal, 44 painéis fotovoltaicos e vegetação no entorno.
- C. Unidade hexagonal, sem painéis fotovoltaicos e sem vegetação no entorno.
- D. Unidade hexagonal, com ventilação cruzada, sem painéis fotovoltaicos e sem vegetação no entorno.
- E. Unidade hexagonal, com disposição das janelas propiciando ventilação cruzada e vegetação no entorno.
- F. Unidade hexagonal, com 44 painéis fotovoltaicos na cobertura e ventilação cruzada.
- G. Unidade quadrada e 44 painéis fotovoltaicos na cobertura.
- H.

Figura 4. Modelagem das condições A (a) e G (b) no *software* Energy3D.



Fonte: Autoral.

Resultados e Discussão

Os resultados simulados estão apresentados na Tabela 1. As variáveis analisadas são: balanço de energia, gasto com aquecimento, resfriamento e obtenção de energia por painéis fotovoltaicos.

Tabela 1. Resultados obtidos das condições A à G simuladas no Energy3D.

| Análise Energética | Condições | | | | | | |
|--------------------------------|-----------|---------|--------|--------|--------|----------|----------|
| | A | B | C | D | E | F | G |
| Ar condicionado (kWh) | 2761,3 | 2335,9 | 2785,3 | 2463,4 | 2142,3 | 2447,0 | 3008,2 |
| Aquecedor (kWh) | 754,8 | 754,9 | 754,8 | 756,1 | 757,3 | 756,1 | 850,0 |
| Painel Solar (kWh) | -10666,9 | -7842,2 | - | - | - | -10666,9 | -10221,1 |
| Balanço Energético Total (kWh) | -7150,8 | -4751,4 | 3540,1 | 3219,5 | 2899,6 | -7463,8 | -6362,9 |

Pode-se comentar da Tabela 1:

- I. Como esperado, as condições A, B, F e G, respectivamente com -7.150,8, -4.751,4, -7463,8 e -6.362,9 KWh, que incorporam painéis fotovoltaicos, apresentam maior eficiência energética, com energia excedente;
- II. As condições A e B, que apresentam o mesmo número de painéis fotovoltaicos e em mesma disposição diferem-se em relação a B obter vegetação imediatamente a seu entorno, enquanto A não possui a presença de vegetação. O resultado obtido, em que A se mostra mais eficiente em relação a B, pode ser explicado pelo fenômeno de sombreamento que ocorrem em B, devida a presença de vegetação ao redor da área construída, obtendo queda da eficiência dos painéis de 10.666,9 KWh, em A, para 7.842,2 KWh, em B, ou seja 26,5%;
- III. Comparando os resultados obtidos referentes às situações A e G, que se diferem apenas em relação ao formato do módulo construído, enquanto A é hexagonal e G possui geometria quadrada, temos que a hexagonal se mostra mais eficiente, tanto nos painéis fotovoltaicos quanto nos gastos energéticos, de aquecimento e resfriamento. Tal fator pode ser explicado devida a possibilidade de posições dos painéis em A, que apresentam maior distribuição na cobertura, de 6 caimentos, enquanto em G o telhado possui 4 caimentos. Assim, a configuração em A propicia mais painéis voltados para o Norte, área de maior incidência solar da região;
- IV. As condições C e D simulam a troca energética das construções em formato hexagonal sem utilização de energia fotovoltaica, analisando, principalmente, a disposição das janelas no módulo construído, utilizando a mesma área aberta de esquadrias para ventilação no cômodo. Os resultados mostram que quando dispostos de forma cruzada, a ventilação surte efeito no balanço energético, diminuindo a necessidade de resfriamento de 2785,3 para 2463,4 kWh, ou seja, 11,6%;
- V. Com vegetação no modelo sem painel fotovoltaico, E, em relação a D, obteve redução do consumo energético de 3219,5 para 2899,6 kWh, 10%. Assim, entre as condições de obtenção de energia por técnicas passivas a alternativa E é a mais vantajosa;
- VI. A aplicação das técnicas de ventilação cruzada e vegetação próxima, principalmente na fachada norte, realizando sombreamento na construção interferiu em economia com sistema de ar condicionado do ambiente construído em 640,5 kWh;
- VII. Conclui-se que o sistema mais eficiente energeticamente utiliza técnica ativa e passiva de obtenção de energia, condição F, com ventilação cruzada e painéis fotovoltaicos, com excedente de 7463,8 kWh anual.



Considerações Finais

Os recursos presentes na natureza, representada pela simetria, equilíbrio e formações de estruturas mínimas permitiram traçar um paralelo com a concepção de projeto, servindo como fundamentação para ideias autossustentáveis.

A utilização da estrutura dos apartamentos de formato hexagonal, biomimetismo oriundo de colmeias de abelhas, trouxe para o empreendimento alguns ganhos como maximização do material construtivo utilizado nas unidades, possibilidade de construção promovendo usos a ambientes coletivos mais amplos, núcleos hexagonais que ligam os apartamentos, possibilidade o crescimento do empreendimento de forma modular e ordenada e otimização da captação de energia solar por meio de painéis fotovoltaicos.

A análise de utilização energética por metodologias passivas, ventilação cruzada, dispendo as esquadrias de forma paralela no módulo hexagonal proposto, no Energy3D, proporcionou uma melhoria da tipologia escolhida, sem incremento de materiais ou gastos a mais no projeto, mantendo área aberta para ventilação, através da ventilação cruzada, com economia de 11,6%, considerando uma unidade habitacional. Recomenda-se que se realizem análise de custo benefício dos modelos apresentados, considerando instalação e manutenção de cada tipologia.

É importante ressaltar que ao falarmos em sustentabilidade ambiental em função de conforto ambiental, eficiência energética e economia de recursos é cabível, mas é preciso esclarecer que a questão sustentabilidade para a Engenharia Ambiental e Urbana transcende tais aspectos, dependendo de uma abordagem mais ampla e complexa.

Agradecimentos

À Universidade Federal do ABC e ao corpo docente do curso de Engenharia Ambiental e Urbana.

Referências Bibliográficas

ALLGAYER, R. 2009. Formas naturais e estruturação de superfícies mínimas em arquitetura. Tese de mestrado apresentada à Universidade Federal de Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

BOURO, B. A. 2008. Conforto Térmico e Eficiência Energética em Hotéis Econômicos. Programa de pós graduação, Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo.

MEIRA, L. G. 2008. A biomimética utilizada como ferramenta alternativa na criação de novos produtos. ENSUS, Vale do Itajaí.

PÁDUA, J., A., LAGO, A. 2004. O que é ecologia. Editora Brasiliense: Coleção Primeiros Passos. São Paulo.

PEARCE, M. 1997. Termites, Biology and Pest Management. CAB International. Cambridge. 1-39.



RÓMERO, A. M; REIS, B. L. 2010. Eficiência energética em edifícios. 1 ed. Barueri – São Paulo: Manole, 2012. 208 p

SANTOS, C. 2014. O desenho como processo de aplicação da biomimética na arquitetura e no design. TÓPOS V. 4, N° 2, p. 144 – 192.

VERSAGE, R. S. 2009. Ventilação natural e desempenho térmico de edifícios verticais multifamiliares em Campo Grande, MS. Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal de Santa Catarina.

Desempenho termoenergético de telhados e paredes verdes: um estudo de caso nas condições climáticas da cidade de São Paulo.

^aRuiz, A. L.; ^bFerreira, W. G.

^aamanda.lima.ruiz2000@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

Este trabalho apresenta um estudo de caso do desempenho termoenergético de telhados e paredes verdes, utilizando simulação computacional, através do *software* Energy3D. Foram avaliadas diferentes condições de construção de uma edificação de porte médio, para o clima da cidade de São Paulo. Apesar de terem vantagens ambientais reconhecidas, estudos disponíveis na literatura sugerem que o potencial de isolamento térmico de coberturas verdes pode ser muito limitado, especialmente em climas temperados, onde as edificações já são projetadas para conforto térmico e eficiência de aquecimento e refrigeração, o que inibiria a o uso de coberturas verdes em ampla escala. Entretanto, os resultados obtidos indicaram redução de consumo energético entre 20% e 35%, quando associado uso de telhado verde e pelo menos uma das paredes laterais também com cobertura vegetal, o que justifica uma análise mais detalhada de retorno do investimento e análise de ciclo de vida desse tipo de solução para países com condições socioambientais similares ao Brasil.

Palavras-chave: Construções sustentáveis; desempenho termoenergético; paredes verdes; telhados verdes.

Introdução

Com o aumento do processo de urbanização global, os grandes centros urbanos apresentam como um dos principais problemas a falta de planejamento territorial. A crescente implantação de edifícios gera um aumento de serviços de infraestrutura a serem oferecidos, além de aumentar o consumo de energia elétrica, determinando consequentemente um aumento na temperatura das cidades devido à diminuição de áreas verdes e ao aumento das zonas de ilhas de calor e poluição ambiental. Dentro de todo esse contexto, surgem técnicas que trazem inovações e ações de sustentabilidade, dentre elas os telhados e paredes verdes, como discutido, em Cascone *et al* (2018) e Coma *et al* (2017), por exemplo.

Apesar de ser uma aplicação milenar, o conceito vem sendo reincorporado na arquitetura e construção, especialmente na Europa, a partir da década de 1960. A nova indústria de telhados e muros verdes desenvolveu e aperfeiçoou materiais, pesquisando os benefícios ambientais, sociais e econômicos desse tipo de construção. Esta técnica consiste basicamente na aplicação de uma camada vegetal sobre uma base impermeável em telhados ou paredes, podendo ser aplicada em qualquer tipo de edificação, desde que observadas questões como estrutura da instalação, sistema de drenagem, condições climáticas e localização geográfica favorável. A Figura 1 apresenta alguns exemplos desse tipo de aplicação encontrados na literatura especializada.

As coberturas verdes apresentam como uma das principais vantagens o combate às ilhas de calor, melhorando a qualidade do ar e reduzindo as emissões de CO₂ (dióxido de carbono) na atmosfera, além da diminuição dos riscos de enchentes e economia com revestimentos e estruturas de cobertura - por não sofrer tanto os efeitos de dilatação térmica e a vida útil da estrutura se torna mais longa - entre outras vantagens ambientais (isolamento e conforto térmico e acústico, controle de umidade) e também estéticas, evidenciadas em estudos recentes como Medl *et al* (2017), Coma *et al* (2017) Shafique *et al* (2018) e Cascone *et al* (2018).

Para promover o uso de energia eficiente nessas edificações, entretanto, são necessárias avaliações do desempenho termoenergético e também de conforto térmico. Nesse tipo de análise, é possível constatar se a edificação, conforme sua orientação azimutal de fachada e clima regional atende as necessidades de conforto térmico e consumo energético para aquecimento artificial no inverno e resfriamento artificial nos dias mais quentes.

É importante ressaltar que o retorno econômico do investimento nesse tipo de cobertura é um tópico ainda controverso, devido aos custos de instalação, manutenção e possível aumento do consumo de água, conforme alguns estudos como Ottelé *et al* (2011), Bianchini e Hewage (2012) e Pérez *et al* (2014). Além disso, estudos termoenergéticos como os de Saadatian *et al* (2013), Cuce (2017), por exemplo, mostram que o potencial de isolamento térmico pode ser muito limitado, especialmente em climas temperados, onde as edificações, em sua maioria, já são projetadas para conforto térmico e eficiência de aquecimento e refrigeração.

Entretanto, esses estudos ainda são escassos para regiões e climas como tropicais o Brasil, onde tradicionalmente o isolamento térmico é precário, como reportado em Kamarulzaman *et al* (2014) e Mahmoud *et al* (2017). Dessa forma, o presente trabalho pretende contribuir nessa frente de pesquisa através de um estudo de caso aplicado para as condições climáticas da cidade de São Paulo. As simulações termoenergéticas, considerando uma residência de padrão médio, com aplicação de diferentes configurações de isolamento térmico através de coberturas verdes, em diferentes orientações de azimute, foram realizadas utilizando o *software* Energy3D (Xie *et al*, 2018).

Figura 1. Exemplos de aplicação de coberturas verdes: telhados, muros e fachadas.



Fonte: Shafique *et al*. (2018) e Cuce (2017).

Material e Métodos

A simulação computacional foi realizada por intermédio do *software* Energy3D, (Xie *et al.*, 2018). O programa permite realizar variadas simulações de edificações, e avaliando seu desempenho energético em qualquer dia e local com base em parâmetros como: orientação e localização geográfica, dados meteorológicos, temperatura do termostato e valores resistência térmica para diferentes tipos de material.

Para a realização das simulações termoenergéticas foi considerado um sobrado de dois pavimentos, com área total de 246 m². As propriedades de resistência térmica (U, W.m⁻² °C) para telhado convencional, telhado verde, piso, paredes e janelas foram baseadas em Gagliano *et al.* (2017), considerando as condições climáticas da cidade de São Paulo (disponíveis no banco de dados do Energy3D).

Foram simuladas diferentes orientações azimutais (face/fachada voltada para o norte (N), sul (S), leste (E) e oeste (O)). A referência (modelo-base) para o comparativo de consumo energético anual foi à condição sem isolamento adequado para o telhado, com orientação face-norte. Em seguida variaram-se as propriedades térmicas do telhado considerando um bom isolamento (BI) e um isolamento médio (MI), de acordo com Gagliano *et al.* (2017). Em todas as simulações foi mantido o termostato regulando a temperatura interna em 24° C, ao longo de todos os dias da semana.

Foram avaliados os efeitos do telhado verde (T) e também combinando uma das paredes por vez (LE, lado esquerdo, LD lado direito ou PF, parede dos fundos). Seguindo essa lógica, a condição N-T significa face-norte e telhado verde, já O-T-PF corresponde à face-oeste com aplicação de telhado verde e cobertura verde na parede dos fundos e assim por diante. Em todas as simulações as outras propriedades térmicas (paredes, piso e janelas) foram mantidas iguais ao modelo-base. No caso das paredes, as janelas foram removidas quando aplicada a cobertura verde no respectivo lado.

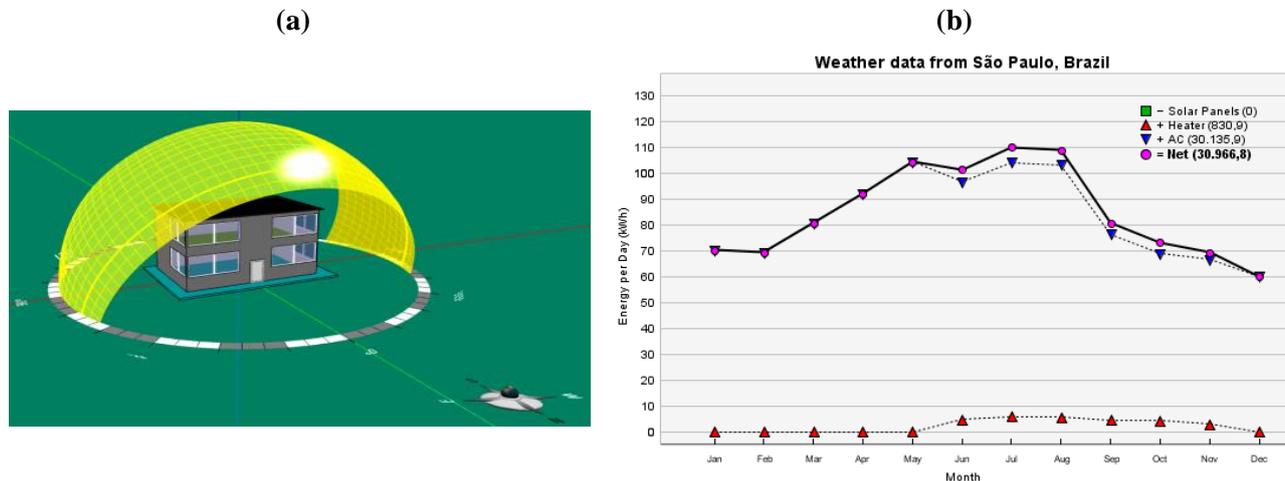
Resultados e Discussão

Os resultados das simulações estão apresentados nas Figuras 2 e 3. Conforme esperado, com base nos estudos apresentados na literatura, a condição apenas com telhado verde (N-T) foi ligeiramente superior à condição com isolamento médio (MI) (em torno de 10% de redução no consumo). Já na condição com bom isolamento (BI), a redução no consumo foi da ordem de 12%, ou seja, superior ao uso de telhados verdes.

Se levados em consideração também os custos de instalação e manutenção, essa constatação de ganhos de consumo energético da ordem de 10% pode não se justificar financeiramente e inibir o uso dos telhados verdes como alternativa de isolamento para aumento do conforto térmico no

interior das edificações, especialmente em regiões de clima temperado e frio, onde já existe uso de bom isolamento em larga escala.

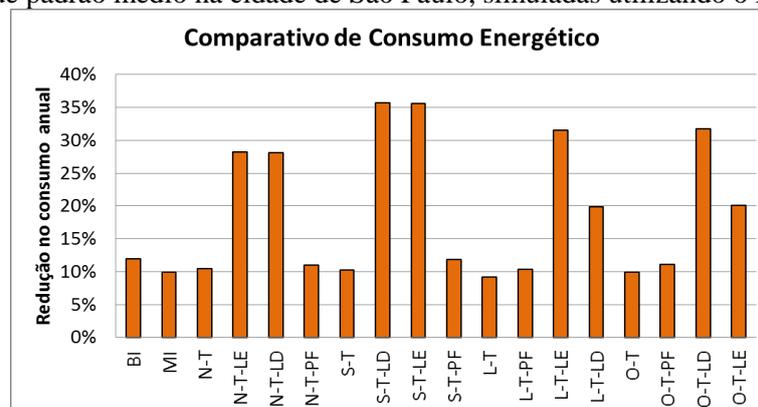
Figura 2. Simulação termoenergética (balanço energético anual) utilizando o Energy 3D para a condição sem isolamento adequado para o telhado. Em (a) a representação do heliodon utilizado no estudo automático do caminho do sol para uma simulação anual. e em (b) resultado da simulação para orientação face-norte apresentando consumo em líquido (Net = 30966,8 kWh), parcela para aquecimento (Heater = 830,9 kWh) e ar condicionado (AC = 30135,9 kWh).



Fonte: Autoral.

Por outro lado, se considerada a aplicação de telhado verde, associado a mais uma parede com cobertura vegetal, a redução no consumo energético anual para o clima da cidade de São Paulo ultrapassou os 35% nos casos S-T-LD (orientação face sul com aplicação de telhado verde e parede verde do lado direito) e S-T-LE (orientação face sul com aplicação de telhado verde e parede verde do lado esquerdo), conforme apresentado na Figura 3. Esse padrão mostrou-se similar, com ganhos acima de 20%, independentemente da orientação da fachada (N, L ou O). Nas simulações realizadas não foi observado impacto significativo de ser aplicada cobertura verde na parede de fundos concomitante ao uso de telhado verde.

Figura 3. Economia em gasto de energia anual para refrigeração e aquecimento em diferentes condições para uma residência de padrão médio na cidade de São Paulo, simuladas utilizando o Energy 3D.



Fonte: Autoral.

Considerações Finais

No presente trabalho foi investigada a eficiência termoenergética de telhados e paredes com cobertura verde (vegetal), em um estudo de caso para diferentes configurações de uma construção de porte médio, nas condições climáticas da cidade de São Paulo. Apesar de a literatura não ser muito otimista nesse aspecto, os resultados indicaram potenciais ganhos em redução de consumo energético anual entre 20% e 35%.

Estes resultados são bastante promissores e merecem um aprofundamento mais detalhado para regiões climáticas do Brasil e também diferentes tipos de edificações, com propriedades térmicas mais próximas da realidade brasileira. Associados aos benefícios ambientais já conhecidos das coberturas verdes, uma análise mais detalhada de retorno do investimento e de ciclo de vida desse tipo de solução faz-se necessário, de modo estimular o uso de coberturas verdes em maior escala em países com características socioambientais como o Brasil.

Agradecimentos

A Universidade Federal do ABC por toda estrutura disponibilizada.

Referências Bibliográficas

BIANCHINI, F., HEWAGE, K. 2012. How “green” are the green roofs? Lifecycle analysis of green roof materials. *Building and Environment*, v. 48, p. 57-65.

CASCONE, S., CATANIA, F., GAGLIANO, A., SCIUTO, G. 2018. A comprehensive study on green roof performance for retrofitting existing buildings. *Building and Environment*, v. 136, p. 227-239.

COMA, J., PÉREZ, G., GARCIA, A., BURÉS, S., URRESTARAZU, M., CABEZA, L.F., 2017. Vertical greenery systems for energy savings in buildings: A comparative study between green walls and green facades. *Building and Environment*, v. 111, p. 228-237.

CUCE, E. 2017. Thermal regulation impact of green walls: An experimental and numerical investigation. *Applied Energy*, v. 194, p. 247-254.

GAGLIANO, A., DETOMMASO, M., NOCERA, F. 2017. Assessment of the Green Roofs Thermal Dynamic Behavior for Increasing the Building Energy Efficiencies. In: LITTLEWOOD, J., SPATARU, C., HOWLETT, R.J., JAIN, L.C. *Smart Energy Control Systems for Sustainable Buildings*.

KAMARULZAMAN, N., HASHIM, S., HASHIM, H., SALEH, A.. 2014. Green Roof Concepts as a Passive Cooling Approach in Tropical Climate - An Overview. *E3S Web of Conferences*. 3. 01028. 10.1051/e3sconf/20140301028.

MAHMOUD, A.S. ET *al.* 2017. Energy and Economic Evaluation of Green Roofs for Residential Buildings in Hot-Humid Climates. *Buildings*, v. 7, p. 30.

MEDL, A., STANGL, R., FLORINETH, F. 2017. Vertical greening systems e A review on recent technologies and research advancement. *Building and Environment* , v. 125, p. 227-239.



- OTTLÉ, M. *et al.* 2011. Comparative life cycle analysis for green façades and living wall systems. *Energy and Buildings*, v. 43, p. 3419-3429.
- PÉREZ, G. ET *al.* 2014. Vertical Greenery Systems (VGS) for energy saving in buildings: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 39, p. 139-165.
- SAADATIAN, O. *et al.* 2013. A review of energy aspects of green roofs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 23, pg. 155-168.
- SHAFIQUE, M., KIMA, R., RAFIQ, M. U. 2018. Green roof benefits, opportunities and challenges – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 90, p. 757-773.
- XIE, C. *et al.* 2018. Learning and Teaching Engineering Design through Modeling and Simulation on a CAD Platform, *Computer Applications in Engineering Education*, v. 26, p. 824-840.

Fitotoxicidade do Dicromato de Potássio ($K_2Cr_2O_7$) em três espécies de sementes

^aPeduto, T. A. G.; ^bKohatsu, M. Y.; ^bSantos, M.; ^bBrito, B. M.; ^bJesus, T. A.

^a thais.goya@outlook.comcom

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

O dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) é uma substância tóxica, possivelmente cancerígeno. Devido a sua toxicidade é também utilizado na indústria e em testes laboratoriais onde se faz necessário compostos letais (controle) para comparação de mortalidade com outras substâncias. O $K_2Cr_2O_7$, causa estresse oxidativo, mudanças mutagênicas, efeitos negativos em enzimas, clorose em folhas, bem como declínio na germinação, crescimento, fotossíntese e biomassa. Diante disso, esse estudo analisou os parâmetros macroscópicos quanto ao crescimento e alterações na estrutura física das raízes provenientes das sementes de agrião do jardim (*Lepidium sativum*), mostarda (*Sinapis alba*) e pepino (*Cucumis sativus*) expostas a diferentes concentrações do $K_2Cr_2O_7$. Esse estudo mostra que apesar de todas as sementes apresentarem inibição no crescimento quando em contato com o $K_2Cr_2O_7$, as sementes das espécies de agrião do jardim (*Lepidium sativum*) e de pepino (*Cucumis sativus*) germinaram cerca de 85%, validando assim, o estudo. O ideal é que seja adotada concentrações até 80 mg.L^{-1} como controle a ser empregado nos testes de germinação.

Palavras-chave: Bioensaios; controle laboratorial; ecotoxicologia.

Introdução

O $K_2Cr_2O_7$ é um sólido cristalino de coloração vermelho alaranjada, com temperatura de fusão de $398 \text{ }^\circ\text{C}$, elevada variação da solubilidade em função da temperatura e forte agente oxidante, comumente empregado em processos laboratoriais e industriais (Souza *et al.*, 2014). Também conhecido como Bicromato de Potássio, possui insolubilidade em álcool e solubilidade em água, elevado potencial tóxico e cancerígeno, tal toxicidade é abundantemente utilizada em testes laboratoriais, devido a necessidade de compostos letais, como controle ou referência para ensaios ecotoxicológicos (Knapik, Andreatta, 2013).

Usualmente há dois tipos de organismos testes fortemente adotados para a classificação da toxicidade em uma amostra, as espécies aquáticas e vegetais, porém apenas as espécies aquáticas são normatizadas como indicadores de toxicidade pelos órgãos competentes no Brasil (CETESB, 2017).

Várias literaturas adotam como substância referência para estes organismos o dicromato de potássio. Souza (2008), realizou ensaios de sensibilidade na ausência e presença de sedimentos com *Daphnia magna* em concentrações de $0,0$ a $1,9 \text{ mg.L}^{-1}$, e *Poecilia reticulata* nas concentrações de 40 a 160 mg.L^{-1} de dicromato de potássio. Como resultado obteve CE médio de $1,45 \text{ mg.L}^{-1}$ para a *D. magna* (CE_{50-24h}), e a *P. reticulata*, com CE_{50-96h} médio igual a $82,25 \text{ mg.L}^{-1}$. Knapik e Andreatta (2013) realizaram um estudo visando avaliar a toxicidade de substâncias de referência com microcrustáceo *Daphnia magna* e adotaram o dicromato de potássio para verificar a

sensibilidade a estes organismos. Os filhotes ficaram expostos a substância por 24h, nas concentrações de 0,58; 0,62; 0,76; 0,85; 0,95; 1,05; 1,17 e 1,3 mg.L⁻¹, a partir de uma solução estoque de 100 mg.L⁻¹. Como resultado para os testes de sensibilidade, os autores obtiveram o valor médio CE_{50-24h} de 0,82 mg.L⁻¹, dentro da faixa recomendada pelos padrões internacionais (ISO 6341, 2012), entre 0,6 e 1,7 mg.L⁻¹. De acordo com Zagatto; Bertoletti (2006), a sensibilidade da *D. magna* varia com a dureza da água de cultivo.

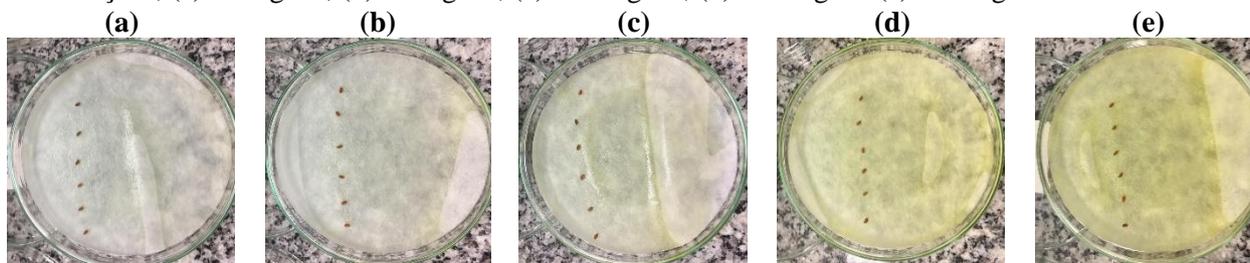
No âmbito de organismos vegetais, Silva *et al.* (2018) avaliou a peçonha de *Bothrops leucurus* e adotou como controle positivo o dicromato de potássio a uma concentração de 1% m.v⁻¹ para bioensaios realizados com sementes de alface (*Lactuca sativa*) incubados por 72 horas, e ressaltou que os testes com a peçonha foram asseguradas devido à ausência de germinação das sementes na presença do controle positivo. Silva e Mattiolo (2011) também analisaram diferentes concentrações dessa solução em sementes de alface, onde foram incubadas por 5 dias placas em concentrações de 2,5; 5; 10; 20 e 50 mg.L⁻¹ de K₂Cr₂O₇, concluindo que o dicromato de potássio não acarretou dano letal (inibição) na germinação das sementes de alface, entretanto apresentou efeito fitotóxico quanto ao crescimento da radícula. Nesse estudo adotou-se os bioindicadores vegetais pelas vantagens como: baixo custo, baixa manutenção, sensibilidade na indicação qualitativa da presença de inibidores biológicos, método reprodutível, ausência de sazonalidade, fácil aquisição das sementes no comércio, pequeno volume de amostra e rápida germinação (Pelegri *et al.*, 2006; Rubinger, 2009; Freccia, 2011; Rocha, 2017). Apesar do uso de organismos testes vegetais ter sido bastante variado em termos de metodologias e finalidades ao longo dos anos na literatura, foi adotada as espécies de sementes de agrião do jardim (*Lepidium sativum*), mostarda (*Sinapis alba*) e pepino (*Cucumis sativus*) visando analisar os parâmetros macroscópicos quanto ao crescimento e alterações na estrutura física das raízes das sementes e determinar a concentração de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇).

Material e Métodos

No Brasil, os bioensaios não são padronizados pelos órgãos competentes como indicadores de toxicidade, para tanto, foi adotado a metodologia adaptada de Belo (2011) e Kohatsu *et al.* (2018) em que se basearam na inibição da germinação das sementes assim como nos crescimentos irregulares da radícula, alterações no aspecto físico como coloração escura, crescimento tortuoso, fragilidade das raízes, apresentando que há certo grau de toxicidade. Os ensaios foram conduzidos no Laboratório de Caracterização de Matrizes Ambientais da Universidade Federal do ABC, campus Santo André. As sementes de agrião do jardim (Lote: 120100, marca Isla®), mostarda (sem dados) e pepino (Lote: 118953, marca Isla®) referenciam-se na literatura e foram obtidas isentas de agrotóxicos, tratamento ou peletização.

Para as soluções de controle foram adotadas a água destilada (Copelli *et al.*, 2011) e a água ISO (OECD, 2004). Estas servem de norteadores para os ensaios ecotoxicológicos, pois possuem efeitos previsíveis sobre os bioindicadores vegetais, onde a água ISO proporciona um meio favorável à germinação e a água destilada um ambiente neutro. O preparo da água ISO seguiu a metodologia descrita em OECD *Guideline for Testing of Chemicals* (2004), que se baseou em adicionar cloreto de potássio ($1,176 \text{ mg.L}^{-1}$), sulfato de magnésio ($0,493 \text{ mg.L}^{-1}$), bicarbonato de sódio ($0,259 \text{ mg.L}^{-1}$) e cloreto de potássio ($0,023 \text{ mg.L}^{-1}$) em suas respectivas quantidades e avolumado para 1.000 mL com água destilada e agitado até a diluição total das substâncias, com validade de 3 meses. As concentrações (Figura 1) de dicromato de potássio adotadas foram inteiramente casualizadas partindo da concentração máxima apresentada no estudo de Silva e Matiollo (2011) de 50 mg.L^{-1} .

Figura 1. Imagem ilustrativa dos emplacements das sementes de agrião do jardim em suas diferentes concentrações, (a) 50 mg.L^{-1} , (b) 80 mg.L^{-1} , (c) 120 mg.L^{-1} , (d) 200 mg.L^{-1} (e) 300 mg.L^{-1} .



O emplacement consistiu em forrar com papel filtro qualitativo (marca Unifil®, 80 g.m^{-2}) a placa de Petri de vidro ($\varnothing 90\text{mm}$), dispor 6 sementes a $\frac{3}{4}$ da placa e adicionar 3 mL de solução. Após serem identificadas e embaladas com filme PVC, para minimizar o processo de evaporação, foram colocadas em incubadora (Solab Científica®) a $20^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, inclinadas a 45° em bandeja de plástico e cobertas com folha fina de alumínio para que a germinação ocorresse na ausência de luz. Para cada concentração o ensaio foi conduzido em quadruplicadas, visando aumentar a confiabilidade dos dados. O tempo de germinação para cada espécie foi adotado de acordo com o disponível na literatura (Tabela 1).

Tabela 1. Período de incubação por espécie de semente.

| Espécie de semente | Período de incubação | Referência |
|--|----------------------|-------------------------------|
| Agrião do jardim (<i>Lepidium sativum</i>) | 96 horas | Oliveira <i>et al.</i> , 2012 |
| Mostarda (<i>Sinapis alba</i>) | 72 horas | Kohatsu <i>et al.</i> , 2018 |
| Pepino (<i>Cucumis sativus</i>) | 96 horas | Guerra, <i>et al.</i> , 2012 |

Finalizado o período de germinação, foi retirado o lote de placas da incubadora e analisado os parâmetros macroscópicos, como alterações nas radículas e o número de sementes germinadas. Com o auxílio de um paquímetro digital de 150 mm (Marca Matrix®, Modelo 316119 MFB,

precisão de 0,001 cm), foi medido o comprimento da raiz germinada. Os dados obtidos foram inseridos nas Equações 1, 2 e 3 apresentadas abaixo:

$$\%GA = \frac{\text{Média aritmética das sementes germinadas na amostra}}{\text{Média aritmética das sementes germinadas no controle}} \times 100 \quad (1)$$

$$\%GA = \frac{\text{Média aritmética do comprimento das raízes da amostra}}{\text{Média aritmética do comprimento das raízes do controle}} \times 100 \quad (2)$$

$$IG = \frac{(\%GA) \times (\%CRR)}{100} \quad (3)$$

Onde: %GA é a porcentagem de germinação absoluta (%); %CRR é a porcentagem do crescimento relativo das raízes (%), e; IG é o índice de germinação.

Seguindo a metodologia apresentada por Belo (2011), o Índice de Germinação classifica o grau de toxicidade presente nas soluções a partir do índice numérico apresentado na Tabela 2. O tratamento dos dados foi realizado a partir de análises estatísticas, como média, desvio padrão com o auxílio do *software Excel da Microsoft*®.

Tabela 2. Classificação a partir do Índice de Germinação.

| <u>Índice de Germinação (IG)</u> | <u>Classificação</u> |
|----------------------------------|---------------------------|
| <30 | Muito fitotóxico |
| 30-60 | Fitotóxico |
| 60-80 | Moderadamente fitotóxico |
| 80-100 | Não fitotóxico |
| >100 | Potencializa a germinação |

Fonte: Belo (2011).

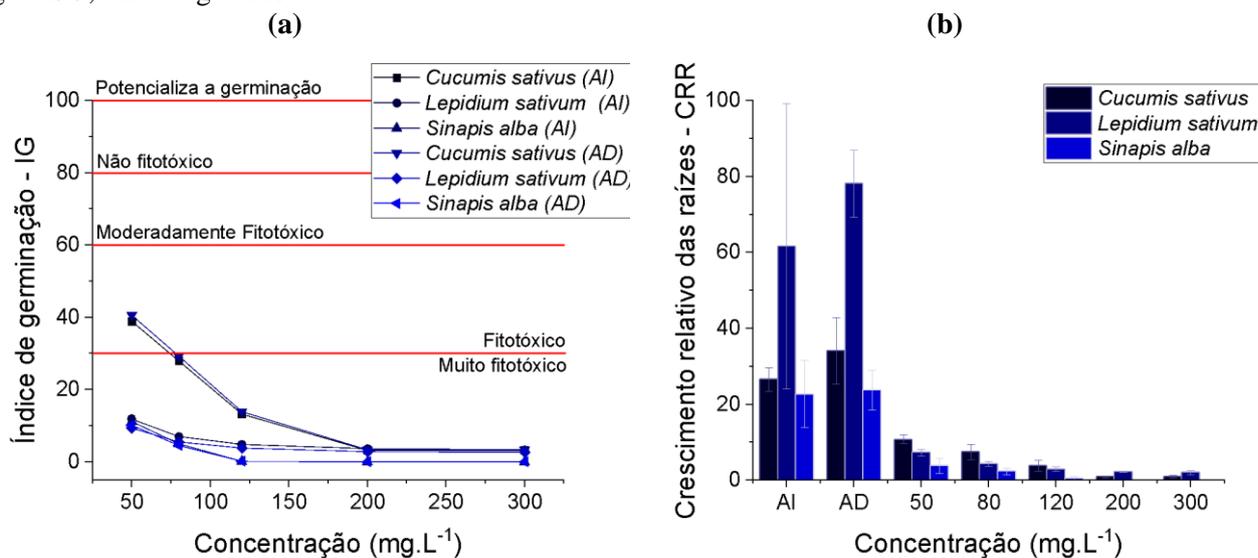
Resultados e Discussão

Todas as sementes apresentaram inibição quando em contato com o dicromato de potássio. Na espécie das sementes de agrião do jardim e das sementes de pepino houve germinação superior a 85% (Tabela 3), o que de acordo com Zanella (2010), caracteriza como aceitável para validação do teste. No entanto, a espécie de mostarda (*Sinapis alba*), apresentou germinação inferior a 85% em todas as concentrações de $K_2Cr_2O_7$ e não germinou para as concentrações mais altas, não podendo ser validado.

Tabela 3. Porcentagem de Germinação Absoluta - %GA, para as três espécies de sementes. AI – Água ISO, AD – Água destilada.

| Amostra | Sementes | | |
|------------------------|------------------------|-------------------------|---------------------|
| | <i>Cucumis sativus</i> | <i>Lepidium sativum</i> | <i>Sinapis alba</i> |
| AI | 100% | 100% | 88% |
| AD | 96% | 100% | 92% |
| 50 mg.L ⁻¹ | 96% | 100% | 58% |
| 80 mg.L ⁻¹ | 100% | 100% | 42% |
| 120 mg.L ⁻¹ | 92% | 100% | 8% |
| 200 mg.L ⁻¹ | 92% | 100% | 0% |
| 300 mg.L ⁻¹ | 88% | 100% | 0% |

Figura 2. (a) Índice de germinação – IG das sementes de agrião do jardim, mostarda e pepino; (b) Crescimento relativo das raízes – CRR das sementes de agrião do jardim, mostarda e pepino, sendo AI – Água ISO, AD – Água destilada.



Foi empregado dois controles, a Água ISO (AI) e a Água Destilada (AD), onde a Figura 2-a mostra que não houve diferença significativa entre eles. A Figura 2-b apresenta os valores de crescimento relativo das raízes para todas as sementes apontando que a AD apesar de ausente de componentes nutritivos germinou mais do que a água ISO, um composto que potencializa a germinação, em todas as espécies de sementes empregadas.

De acordo com Macan *et al.* (2012), os efeitos fitotóxicos promovem consequências fisiológicas nas sementes, alterando o fluxo de nutrientes e distúrbios do ciclo celular, apresentando raízes escuras e aparência tortuosa nas radículas germinadas. Peduto *et al.*, (2019), em seu estudo comprovou que o dicromato de potássio promoveu um crescimento tortuoso, espessura fina e partes acinzentadas nas germinações, dificultando a sua trabalhabilidade. Lapa (2014) demonstrou que as menores sementes possuem maior sensibilidade ao estresse ambiental, explicando que as maiores sementes oferecem mais proteção quanto a exposição a um contaminante. A semente de pepino (*Cucumis sativus*) possui um tamanho cerca de 5 vezes maior do que as outras espécies, o que apresentou IG cerca de 3 vezes maior para o controle de AI e 4 vezes maior para a AD, e foi o único que resultou em IG - “fitotóxico”, para a concentração de 50 mg.L⁻¹, confirmando que as menores sementes (agrião do jardim e mostarda) foram mais sensíveis às concentrações de dicromato de potássio adotadas.

Considerações Finais

Ocorreu inibição no crescimento radicular de todas as sementes expostas ao K₂Cr₂O₇, entretanto, houve inibição total nas sementes de mostarda expostas as elevadas concentrações de

$K_2Cr_2O_7$ (200 e 300 mg L⁻¹). Portanto, conclui-se que o mais indicado é que seja adotada concentrações até 80 mg L⁻¹ como controle a ser empregado nos testes de germinação.

Agradecimentos

À Universidade Federal do ABC por disponibilizar todo o suporte necessário para a realização da pesquisa.

Referências Bibliográficas

BELO, S.R.S. (2011). Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem. Dissertação apresentada ao Departamento de Engenharia Mecânica. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra, Portugal. 68 págs.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB (2017). Ensaio ecotoxicológicos com organismos aquáticos: Atendimento à legislação Ambiental - Orientações para realização de ensaios e apresentação dos resultados nos documentos encaminhados à CETESB. ELHE - Setor de Ecotoxicologia Aquática.

COPELLI, T.S.; PORTES, R.C.O.; FERREIRA, R.R.; MARTINS, L.R.R. (2011). Ensaio preliminar de fitotoxicidade em amostras de resíduos químicos produzidos em aulas práticas de graduação em química. II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais. Londrina – PR.

KNAPIK, L. F. O.; ANDREATTA, M. (2013). Avaliação de toxicidade de três substâncias de referência ao microcrustáceo *Daphnia magna*. Trabalho de conclusão de curso no Curso de Tecnologia em Processos Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, UTFPR, 69 págs.

KOHATSU, M.Y.; JESUS, T.A.; COELHO, L.H.G.; PEIXOTO, D.C.; POCCIA, G.T.; HUNTER, C. (2018). Fitotoxicidade de água superficial da Região Metropolitana de São Paulo utilizando bioensaio com *Sinapis alba*. Revista Acta Brasiliensis V. 2, págs. 58-62.

LAPA, M.P. (2014). Avaliação Ecotoxicológica de Solos Impactados com Borra Oleosa Submetidos a Diferentes Tratamentos de Biorremediação. Trabalho acadêmico apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade Federal de Pelotas, Pelotas - RS.

MACAN, J.M.; TEIXEIRA, G.A.; PICH, C.T.; PEDROSA, R.C.; FÁVERE, V.T.; GEREMIAS, R., (2012). Avaliação da toxicidade de drenagem ácida de mina de carvão, utilizando parâmetros físico-químicos e bioensaios. Revista Brasileira de Biociências. Porto Alegre, v. 10, n. 3, p. 275-280.

OECD. Test n. 202: *Daphnia sp. Acute Immobilisation Test*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris (2004). Disponível em: <<https://doi.org/10.1787/9789264069947-en>>, acesso em: 04 de julho de 2019.

PEDUTO, T.A.G.; JESUS, T.A.; KOHATSU, M.Y. (2019). Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação. Uberaba – MG, ISSN: 2359-4748.

SILVA, J. N.; MATTIOLO, S. R. (2011). Fitotoxicidade do dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em sementes de alface (*Lactuca sativa*). Centro Tecnológico da Marinha (CTMSP). São Paulo - SP, págs. 271-272.



SILVA, R. P. F.; PONTUAL, E. V.; SILVA, J. E. S.; SILVA, M. M. S. (2018). Investigação da toxicidade do extrato de sementes de *stryphnodendron fissuratum (mimosoideae)* com propriedades neutralizantes sobre a peçonha de *bothrops leucurus*. Anais eletrônicos do 5º Encontro Brasileiro para Inovação Terapêutica, Recife. ISSN: 2318-3926. Vol. 5, Resumo expandido 94178. Disponível em: <<https://proceedings.science/ebit/ebit-2017/trabalhos/analise-do-extrato-hidroalcoolico-de-sementes-de-stryphnodendron-fissuratum-mart.%28mimosoideae%29-quanto-a-presenca-de-met>> acesso em: 05 de julho de 2019.

SOUZA, J. P. (2008). Toxicidade aguda e risco ambiental do diflubenzuron para *Daphnia magna*, *Poecilia reticulata* e *Lemna minor* na ausência e Presença de sedimento. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aqüicultura. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal – São Paulo, 78 págs.

SOUZA, T. M.; SACZK, A. A.; MAGRIOTIS, Z. M.; PEREIRA, R. A.; PINTO, F. M.; FERREIRA, A. F. F.; ANDRADE, T. C. (2014). Recuperação e Aplicação do Dicromato de Potássio Proveniente do Resíduo de Sulfocrômica.

Revista Virtual de Química, ISSN: 1984-6835, Vol. 6, Nº. 2, Pags. 453-466.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. 2006. Ecotoxicologia aquática – Princípios e Aplicações. Editora Rima, São Carlos. P., 464.

ZANELLA G. (2010). Estudo de Soluções para Problemas de Poluição na Indústria Têxtil utilizando-se processos Oxidativos Avançados. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Paraná. Curitiba – PR.



SOLOS

Contaminação,
investigação,
remediação, degradação
e conservação

Análise de sensibilidade do fator de segurança à diversas condições de umidade em solo tropical

^aPinheiro, P. C.; ^bPaiva, C. F. E.

^apaloma42pinheiro@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

A instabilização de taludes e encostas está entre os principais impactos ambientais da atualidade. A ocorrência de deslizamentos de massa em solos tropicais é agravada nos períodos de chuva, sendo fundamental o estudo das causas dos processos de instabilização, tanto para contribuir com o dimensionamento de projetos de engenharia, quanto auxiliar na compreensão de diversos problemas urbano-ambientais. Dessa forma, este trabalho propõe o estudo da contribuição da ação da água no processo de instabilização de taludes em solos tropicais, em um caso representativo de uma situação de risco na Região do Grande ABC. Para isto, utilizou-se o *software* SLOPE/W como ferramenta análise de estabilidade, de acordo com a variação da condição de umidade do talude, utilizando os métodos das lamelas de Fellenius e Bishop, baseado na Teoria Equilíbrio-Limite. A análise de sensibilidade indicou a redução do fator de segurança do talude com o aumento do peso específico do solo, isto é, com a saturação do talude.

Palavras-chave: Análise de sensibilidade; deslizamentos; estabilidade de taludes; SLOPE/W; Teoria do Equilíbrio Limite.

Introdução

Atualmente, destaca-se como um dos mais importantes problemas ambientais a presença de inúmeras áreas de risco aos movimentos de massa no território nacional, com nítidas tendências de agravamento das ocorrências de acidentes associados à instabilização de encostas em períodos de elevado índice pluviométrico (MACEDO, 2001).

A frequente ocorrência e grande magnitude dos movimentos de massa em encostas são associadas principalmente ao uso inadequado e não planejado de áreas de risco em terrenos geologicamente desfavoráveis à ocupação, resultado de uma acelerada expansão urbana. Além disso, esta situação é agravada nos períodos de chuva e os escorregamentos destacam-se como o tipo de acidente de origem geológica mais comum no Brasil (CAPPELLESSO, 2012; PARIZZI *et al.*, 2011). Somente a partir do estudo dos processos de instabilização de taludes e de suas formas de contenção e redução de risco, será possível evitar as tragédias envolvendo escorregamentos em áreas de riscos ocupadas pela população (DYMINSKI, 2010).

A análise de estabilidade de taludes visa determinar quão próximo da ruptura encontra-se um maciço e quais as causas associadas ao processo de instabilização. Os métodos de análise de estabilidade baseados na Teoria do Equilíbrio Limite são utilizados para esta finalidade. Esta teoria utiliza as equações de equilíbrio da estática para determinar os esforços solicitantes relativos à massa potencialmente instável, e os métodos que nela se baseiam. Por exemplo, Fellenius e Bishop,

diferem entre si a partir das hipóteses simplificadoras que utilizam, porém, todos consistem na análise do equilíbrio de uma massa de solo ou rocha potencialmente instável. O resultado é expresso pelo fator de segurança (FS) do talude, que é uma comparação entre os esforços resistentes disponíveis e os esforços solicitantes (GOMES, 2003).

De um modo geral, as pesquisas sobre instabilização de taludes e encostas consideram como sendo parâmetros controladores desses processos: os índices pluviométricos críticos; as propriedades geológico-geotécnicas dos solos; características da cobertura vegetal e das encostas, assim como, a declividade e o comprimento de rampa (BOARDMAN, 1985; GUERRA, 1998).

Neste trabalho, propõe-se investigar a contribuição da ação da água no processo de instabilidade de taludes tropicais, tendo como objetivos específicos:

- A análise de sensibilidade do fator de segurança à diferentes condições de umidade de um talude de solo tropical;
- A comparação entre dois métodos determinísticos, Bishop e Fellenius, através do emprego do Método das Lamelas, baseado na Teoria do Equilíbrio Limite, para a obtenção de fatores de segurança críticos;
- A aplicação de um *software* de modelagem geotécnica em um caso prático representativo de uma situação de risco geológico-geotécnico.

Por fim, esta pesquisa procurou fornecer subsídios para um maior entendimento da estabilidade de taludes/encostas em solos tropicais contribuindo, desse modo, para uma melhor compreensão do potencial de instabilização desses solos.

Material e Métodos

Na investigação experimental da sensibilidade do fator de segurança na estabilidade de taludes tropicais, considerou-se o talude como um corpo bidimensional, utilizando-se o Método das Lamelas baseado na Teoria Equilíbrio-Limite, superfícies de ruptura circular e critério de ruptura de Mohr-Coulomb, em termos de tensões efetivas pelo emprego com métodos Fellenius e Bishop à critério comparativo.

As simulações foram realizadas por meio de um *software* específico de engenharia geotécnica, o SLOPE/W, parte do pacote de programas GeoStudio produzido pela GEO-SLOPE International Ltd. (GEO-SLOPE, 2014). Adotou-se como parâmetros de entrada, dados de um caso prático representativo de uma situação de risco na Região do Grande ABC, o Jardim Silvina Audi - São Bernardo do Campo/SP, com coordenadas geográficas S 23,71196° e W 46,55365°. Os dados das características geomecânicas dos horizontes tropicais foram extraídos de ensaios laboratoriais realizados por Souza & Paiva (2014) e Araújo & Paiva (2014) no Laboratório de Geotecnia da UFABC.

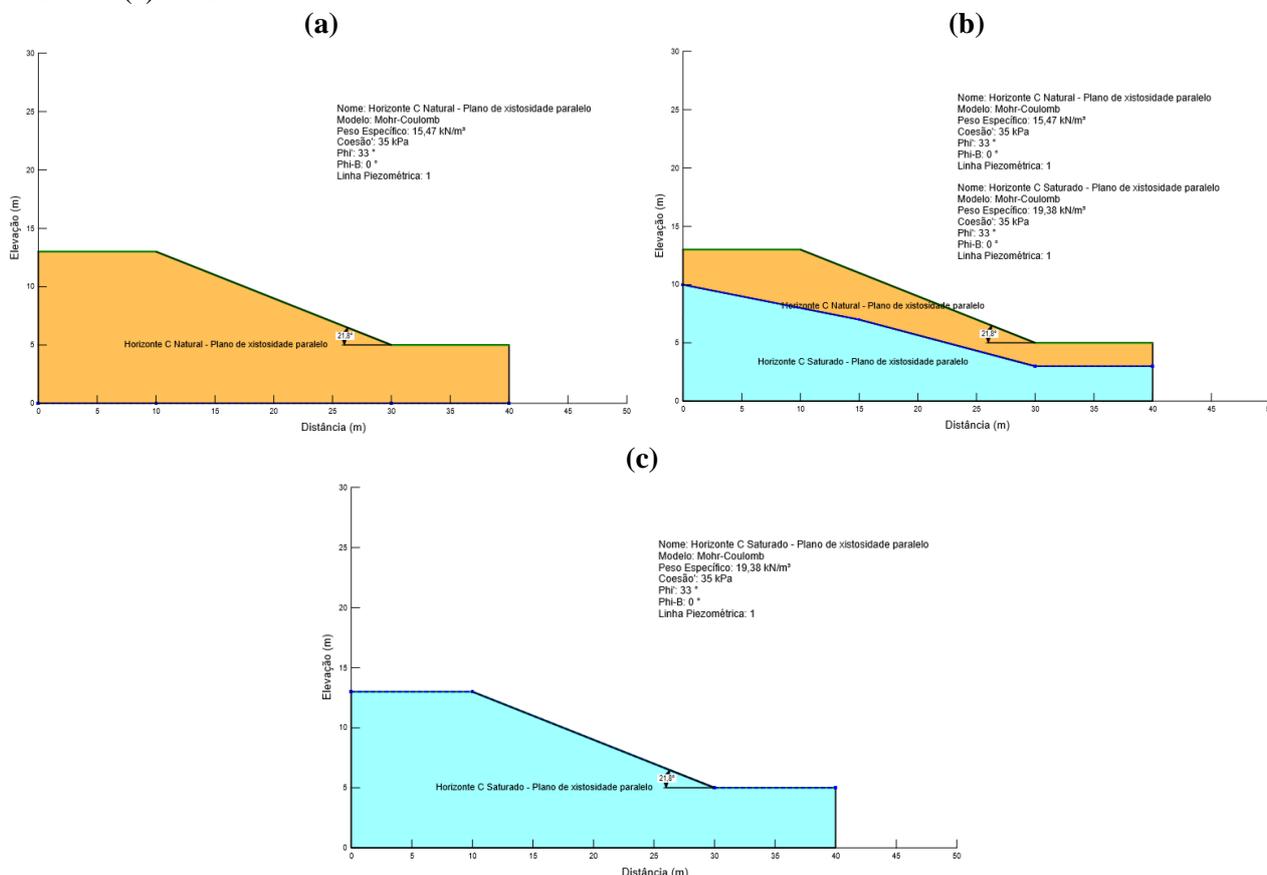
Resultados e Discussão

Com o propósito de minimizar as incertezas relacionadas à escolha do modelo de análise e as propriedades geotécnicas dos materiais envolvidos, conforme salientado por Gerscovich (2016), é importante observar, em análises de estabilidade, a sensibilidade do fator de segurança perante a variação de fatores pertinentes ao processo de instabilização, construindo gráficos que relacionam o FS ao valor do parâmetro.

Na simulação realizada, a geometria do talude foi determinada de forma a atender uma situação genérica de dimensões da vertente, das condições piezométricas e da superfície de ruptura. Foi analisada a sensibilidade do fator de segurança ao peso específico considerando três cenários: condições de umidade natural, natural e saturada, e saturada.

No primeiro cenário, que apresenta condição de umidade natural, a linha piezométrica foi rebaixada para se eliminar o efeito da poropressão, de forma a nenhuma parte do talude simular a situação saturada (Figura 1.a). Já no segundo cenário, condição de umidade natural e saturada, é representada a elevação do nível d'água (Figura 1.b). E o terceiro cenário analisado corresponde à situação na qual todo o maciço encontra-se na condição de umidade saturada, abaixo do nível d'água (Figura 1.c).

Figura 1. Linha piezométrica para horizonte com condições de umidade simuladas (a) natural, (b) natural e saturada e (c) saturada.



Os parâmetros iniciais aplicados ao modelo consideram o solo micáceo em estado natural de umidade, adotando os índices físicos (peso específico, índice de vazios e grau de saturação), calculados por Souza & Paiva (2014), e os parâmetros de resistência ao cisalhamento para plano de xistosidade paralelo (coesão efetiva e ângulo de atrito), obtidos por Araújo & Paiva (2014) (Tabela 1).

Tabela 1. Condições iniciais das variáveis físicas controláveis

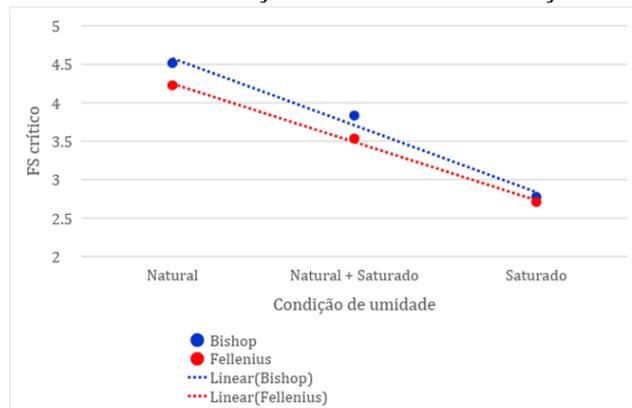
| Parâmetro | Valor |
|------------------------|-------------------------|
| Horizonte do solo | C |
| Condição | Natural |
| Peso específico | 15,47 kN/m ³ |
| Índice de vazios (e) | 0,76 |
| Grau de saturação (Sr) | 55% |
| Plano de xistosidade | Paralelo |
| Ângulo de atrito | 33° |
| Coesão efetiva | 35 kPa |
| Altura do talude | 10 m |
| Inclinação | 26,57° |
| Nível piezométrico | Constante |

Fonte: Adaptado de Souza & Paiva, 2014 e Araújo & Paiva, 2014.

Os resultados obtidos nas simulações para os três cenários constam na Tabela 2 e no gráfico da Figura 2. Nota-se uma queda do fator de segurança crítico (FSc) conforme o nível d'água sobe, configurando que os taludes dos cenários dois e três, em condições saturadas, apresentam menor resistência à ruptura do que o talude do cenário um, em condições naturais. O aumento de 25% do peso específico (de 15,47 para 19,38 kN.m⁻³) implicou em uma redução de 61% do FSc para o método de Bishop e de 64% para o método de Fellenius, podendo ser considerado, portanto, como um parâmetro que eleva a sensibilidade ao FSc.

Tabela 2. Influência da condição de umidade na variação do FS crítico.

| Condição de umidade | Altura do NA (m) | Peso específico (kN/m ³) | Bishop | | Fellenius | |
|---------------------|------------------|--------------------------------------|--------|------------------------|-----------|------------------------|
| | | | FSc | Variação por diferença | FSc | Variação por diferença |
| Natural | 0 | 15,47 | 4,516 | - | 4,226 | - |
| Natural + Saturado | 10 | 15,47 e 19,38 | 3,833 | -0,683 | 3,533 | -0,693 |
| Saturado | 13 | 19,38 | 2,774 | -1,059 | 2,709 | -0,824 |

Figura 2. Influência da condição de umidade na variação do FS crítico.

Essa queda do FS_c à medida que o talude vai se saturando pode ser explicada, segundo Farah (2003) e Fiori & Carmignani (2009), pela redução da resistência ao cisalhamento dos materiais e/ou pela indução do comportamento plástico e fluído dos solos. Em chuvas muito fortes há uma perda de coesão superficial do solo ocasionando a separação e o deslocamento de parte do material. No caso de chuvas de menor intensidade, pode ocorrer uma elevação nos níveis de água em camadas subterrâneas, levando a uma saturação do solo e a um aumento da carga piezométrica, tendendo a gerar escorregamentos. A presença de lençóis d'água subterrâneos submetidos a grandes pressões também são capazes de agir nas camadas superiores do solo, levando ao deslocamento de parte dela. Em resumo, as pressões de água no solo ou forças resultantes do escoamento de água dentro do corpo do talude podem provocar a redução do fator de segurança do talude, ocasionando rupturas.

Considerações Finais

Dentre as principais conclusões obtidas nessa pesquisa, destacam-se:

- A análise de sensibilidade, realizada no *software* SLOPE/W, apresentou-se como uma forma satisfatória de avaliar a influência de parâmetros na instabilização de taludes.
- Na análise de sensibilidade realizada para três diferentes condições de umidade do talude proposto, observou-se a redução do fator de segurança crítico em 61% (Bishop) e 64% (Fellenius) com o aumento do parâmetro peso específico, isto é, com a saturação do solo.
- Constatou-se que o método de Fellenius é mais conservador do que o de Bishop, por apresentar valores de fator de segurança críticos abaixo dos obtidos pelo método de Bishop, sendo que em uma das simulações realizadas obteve-se $FS_{cFellenius}=4,226$ e $FS_{cBishop}=4,516$. Ressalta-se que o método de Fellenius pode resultar em fatores de segurança irrealistas, não devendo ser empregado na prática geotécnica, mas sim, a título de pesquisa e validação/comparação de outros métodos.



- Por fim, apesar de análises realizadas pelo método de Bishop – que considera a resultante horizontal e a variação do espaço bidimensional – serem amplamente utilizadas no meio geotécnico, sugere-se o estudo de métodos mais complexos e compatíveis com a realidade geotécnica *in situ*, como o método de Morgenstern-Price - a direção da resultante é definida por uma função -, utilizado em *softwares* de modelagem bidimensional e tridimensional, por obter resultados mais realistas e cada vez menos conservadores.

Agradecimentos

As autoras agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ).

Referências Bibliográficas

- ARAÚJO, T.; PAIVA, C. 2014. Avaliação da resistência ao cisalhamento de um solo residual saprolítico pertencente à área de risco de São Bernardo do Campo – SP. Tese de Graduação (Graduação em Engenharia Ambiental e Urbana). Universidade Federal do ABC, Santo André.
- BOARDMAN, J. 1985. Soil erosion, climatic vagary and agricultural change on the hydraulic on the South Downs around Lewes and Brighton. *Applied Geography*, p. 243-258.
- CAPPELLESSO, L. 2012. Retroanálise do movimento de massa no talude localizado na Rodovia Antônio Just, Criciúma – SC. 17 f. Artigo (Bacharelado em Engenharia Civil). Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.
- DYMINSKY, A. 2010. Noções de estabilidade de taludes e contenções. Notas de aula. Universidade Federal do Paraná, 28 f.
- FARAH, F. 2003. Habitação e Encostas. Coleção Habitare/ FINEP São Paulo, 312p.
- FIORI, A.; CARMIGNANI, L. 2009. Fundamentos de mecânica dos solos e das rochas: aplicações na estabilidade de taludes. 2ª edição. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 604 p.
- GEO-SLOPE.2014.StabilityModeling with SLOPE/W – An Engineering Methodology. Geo Slope International Ltd. Calgary, Alberta, Canadá.
- GERSCOVICH, D. M. S. 2016. Estabilidade de Taludes. Oficina de Textos, 2a. edição. São Paulo, 191 p.
- GOMES, C. L. R. 2003. Retroanálise em Estabilidade de Taludes em Solo: Metodologia para Obtenção dos Parâmetros de Resistência ao Cisalhamento. Tese de mestrado. Campinas-SP.
- GUERRA, A. J. T. 1998. Processos Erosivos nas Encostas. In: Geomorfologia - Uma atualização de bases e conceitos. Geomorfologia - Uma atualização de bases e conceitos Orgs. S. B. Cunha e A.J.T. Guerra. Ed. Bertrand Brasil, p.149-209.
- MACEDO, E. S. 2001. Elaboração de Cadastro de Risco Iminente Relacionado a Escorregamentos: Avaliação Considerando Experiência Profissional, Formação Acadêmica e Subjetividade. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista. Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Rio Claro-SP.
- PARIZZI, M. G. et al. 2011. Retroanálise de escorregamento de talude na área de risco do Taquaril, Belo Horizonte/MG. *Revista Geonomos*, 19(2). Universidade Federal de Minas Gerais, p. 32-41.



SOUZA, A. D. O.; PAIVA, C. 2014. Classificação e previsão do potencial erosivo de solos tropicais: áreas de risco do Grande ABC. Trabalho de Graduação (Graduação em Engenharia Ambiental e Urbana). Universidade Federal do ABC, Santo André.



Avaliação dos Fluxos de Ar e Água Subterrânea da Região do Polo Petroquímico de Capuava

^aScaramal, A. M.

^aeuscaramal@gmail.com

^aUniversidade Federal do ABC

Resumo

O objetivo do presente trabalho foi avaliar os fluxos nas matrizes ambientais ar e água subterrânea no entorno do Polo Petroquímico de Capuava. Para isso, foram analisados os processos de Gerenciamento de Áreas Contaminadas presentes na CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), onde a partir das informações levantadas, elaborou-se o mapa potenciométrico regional da área de estudo. Foi utilizado também o sistema QUALAR (Qualidade do Ar - CETESB) para elaborar a rosa dos ventos, com a finalidade de caracterizar a direção preferencial dos ventos. Os resultados mostraram que o fluxo subterrâneo se dá preferencialmente nas direções do Córrego Oratório na porção norte e para o Rio Tamandateí na porção sul e para as lagoas de estabilização na porção central da área. Já a rosa dos ventos apontou que a direção preferencial dos ventos foi de sul, com velocidades de 0,5 a 3,6 m/s.

Palavras-chave: Áreas contaminadas; potenciométrica; poluição atmosférica; Polo Petroquímico de Capuava; Rosa dos ventos.

Introdução

A petroquímica é o ramo da indústria química orgânica que emprega como matérias-primas o gás natural, gases liquefeitos de petróleo, gases residuais de refinaria, naftas, querosene, parafinas, resíduos de refinação de petróleo e alguns tipos de petróleo cru. Produz insumos para fertilizantes, plásticos, fibras químicas, tintas, corantes, elastômeros, adesivos, solventes, entre outros. Seus produtos substituem materiais como a madeira, as fibras naturais, o aço, o papel e a borracha natural. E, além dessas características, é também o ramo industrial de maior mutação tecnológica, onde a cada dia se desenvolvem processos mais econômicos e descobrem novos derivados (TORRES, 1997).

Apesar de ser de grande importância, um polo petroquímico, do ponto de vista ambiental são grandes geradores de poluição devido a vários fatores, como: grande consumo de água e energia; produção de elevadas quantidades de despejos líquidos; liberação de poluentes para a atmosfera; e produção de resíduos sólidos de difícil tratamento e disposição. Levando em consideração tais fatos, a indústria do petróleo afeta o meio ambiente em todos seus níveis, ou seja, ar, água, solo e, conseqüentemente, a todos os seres vivos (MARIANO, 2001).

Um exemplo dessa problemática ambiental ocorreu em Cubatão nas décadas de 70 e 80, no entorno da Refinaria Presidente Bernardes, mais conhecida como “Vale da Morte”. A poluição atmosférica provocara doenças respiratórias na população, além de terem ocorrido vários casos de

crianças nascidas com problemas de má formação. A poluição também ocasionava a precipitação de chuvas ácidas, responsáveis pela degradação da paisagem local. Após a imprensa insistir em noticiar repetidamente tais fatos, ações mitigadoras foram tomadas de forma a minimizar significativamente o problema (FERREIRA, 1991).

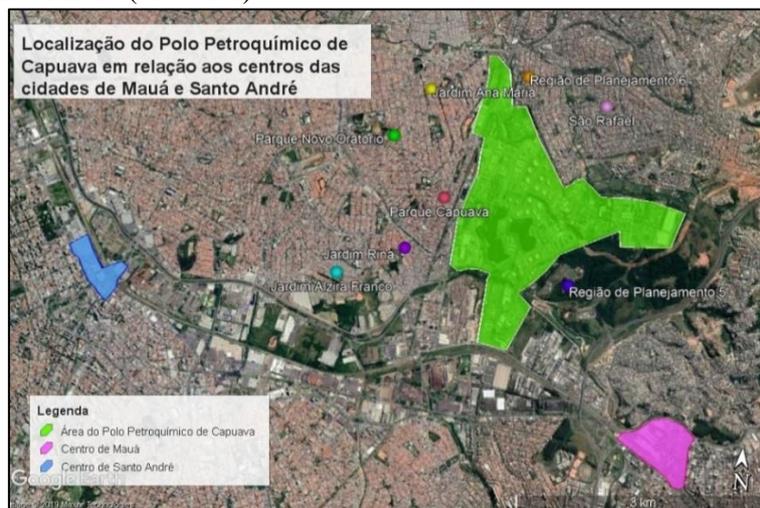
Assim como a região no entorno da Refinaria Presidente Bernardes, estudos realizados por Zaccarelli *et al* (2012), apontaram que a poluição gerada pelo Polo Petroquímico de Capuava também pode estar afetando a população de seu entorno. Os resultados mostraram um considerável aumento da incidência de Tireoidite Crônica Autoimune (TCA) em indivíduos que moram no entorno do Polo Petroquímico de Capuava, quando comparado com os que moram nas vizinhanças da área com indústrias de aço. Com isso, foi sugerindo que fatores ambientais, incluindo agentes poluidores químicos, poderiam agir como antígenos que atuam na glândula tireoide como um gatilho externo que inicia o processo de formação do anticorpo tireoidiano, causando a TCA.

Levando em consideração os aspectos citados anteriormente, este trabalho teve por objetivo avaliar os fluxos nas matrizes ar e água subterrânea na região do Polo Petroquímico de Capuava, com o intuito de subsidiar futuros trabalhos que envolvam o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) na região.

Material e Métodos

A CETESB possui um cadastro de todas as áreas contaminadas do Estado de São Paulo, o qual é atualizado a cada ano. Para definir as áreas que foram estudadas no presente trabalho, utilizou-se o cadastro mencionado e também o fato da área estar próxima ou não ao Polo Petroquímico de Capuava, localizado entre as cidades de Mauá e Santo André (Figura 1). Após levantamento, foram selecionadas 09 áreas, onde 06 se tratavam de indústrias de diversos seguimentos e 03 postos de combustível.

Figura 1. Localização do Polo Petroquímico de Capuava (área verde) em relação aos centros das cidades de Mauá (área rosa) e Santo André (área azul)



Fonte: Google Earth, 2018.

Para obter os dados de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) dessas 06 empresas e 03 postos de combustíveis foi realizado um pedido de vistas aos processos de Gerenciamento Ambiental junto à Agência Ambiental da CETESB de São Bernardo do Campo. Após realizada as vistas, foi possível obter as informações necessárias para a elaboração dos mapas potenciométricos de apenas 03 endereços, dos 09 solicitados. Isso ocorreu devido ou à falta de informação apresentada pelos estudos ou a ausência de estudos ambientais.

Para a elaboração do mapa potenciométrico, que teve por objetivo apresentar a direção do fluxo das águas subterrâneas por meio das energias potenciais, foi utilizado o *software* Surfer 7.0 (1999). Este *software* consiste de um aplicativo para confecção de mapas, a partir de arquivos de dados do tipo .xlsx. Dentre os algoritmos disponibilizados pelo *software*, foi utilizado a Krigagem Ordinária e Universal, que consiste de uma metodologia geoestatística para dados não estacionários. Esta metodologia utiliza como dados de entrada: identificação do poço de monitoramento, suas coordenadas geográficas e a carga hidráulica (diferença entre a cota e o nível d'água do poço). E como dado de saída, estipula o fluxo subterrâneo da área definida.

Já para a elaboração da rosa dos ventos foi utilizado o *software* Wind Rose Plots for Meteorological Data (WRPLOT, 2018), onde os dados foram retirados do QUALAR. A rosa dos ventos permitiu visualizar a velocidade e a direção dos ventos, os quais são apresentados em formato circular, indicando a frequência dos ventos em uma direção particular e a velocidade com que esse vento se desloca naquela direção (SOUZA, 2018). Já o QUALAR consiste de uma ferramenta para consulta de dados sobre qualidade do ar, desenvolvido pela CETESB em 2009. Devido à escassez de dados, a série histórica utilizada foi de 2014 a 2017 e a estação escolhida foi a localizada na Rua Manágua, 02 – Parque Capuava, Santo André/SP - Posto de Puericultura do Alto de Capuava.

Resultados e Discussão

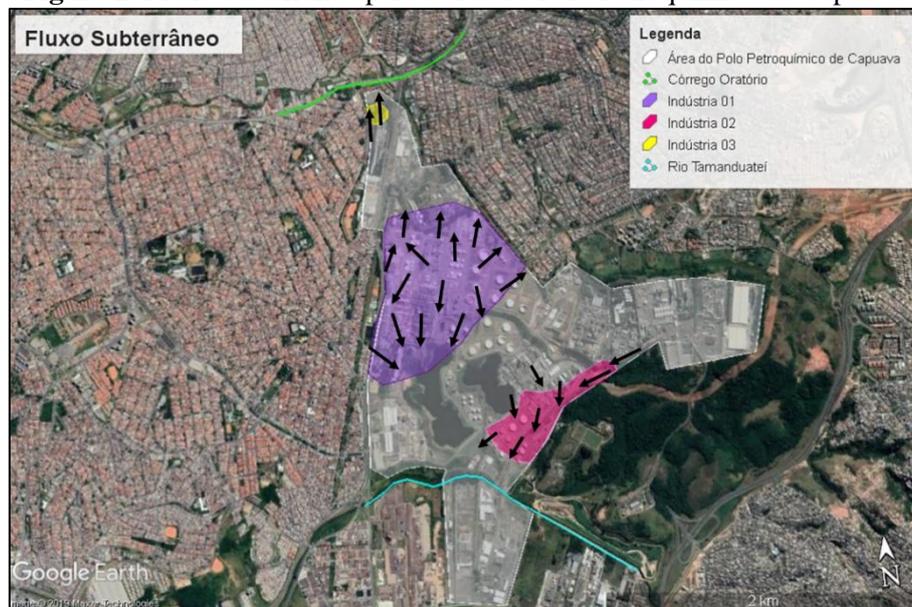
Fluxo Subterrâneo

A região do Polo Petroquímico de Capuava está associada a formações cenozoicas, subdomínio aluviões. O aquífero que se encontra na região é o São Paulo, conforme registrado nos processos de GAC, que tem por característica ser descontínuo, do tipo multicamada. Seu grau de confinamento, em sua maioria, varia de semiconfinado a confinado. As rochas presentes no aquífero são arenitos e argilitos intercalados (SANTOS, 2017). Dentre os dados coletados, um deles foi a profundidade do lençol freático, o qual apresentou uma média de 4,40 m. Já a litologia da região é formada predominantemente por areias, cascalhos e argilas com matéria orgânica. Os cascalhos e areias são, por característica, solos com alta taxa de infiltração quando completamente molhados, o que contribui para a recarga do aquífero quando se tem eventos de precipitação. O

mesmo pode ser observado pelos argilitos, onde os solos derivados apresentam de alta a moderadas taxas de infiltração (SANTOS, 2017).

A partir dos mapas potenciométricos elaborados foi possível observar que o fluxo subterrâneo da área do Polo Petroquímico varia de acordo com a localidade em que os poços de monitoramentos estão instalados (relevo) e também se há presença ou não de um corpo d'água nas proximidades. A Figura 2 apresenta a tendência da direção do fluxo subterrâneo regional. Observa-se que a área do Polo Petroquímico de Capuava fica situada entre as sub-bacias do Rio Tamanduateí e do Córrego Oratório, uma vez que parte do fluxo segue na direção norte, sentido do córrego e a maior parte para a direção sul, sentido do rio e para as lagoas de estabilização na porção central. Apesar de poucos bairros estarem sobre influência dos fluxos apresentados, há um total de 18.870 pessoas morando nestes bairros, o que equivale a 10% da população total residente no entorno do Polo.

Figura 2. Fluxo subterrâneo para a área do Polo Petroquímico de Capuava.



Fonte imagem: Google Earth, 2018.

O *software* Surfer 7.0 (1999) apresentou resultados satisfatórios, quando analisado o fluxo final da Área do Polo Petroquímico de Capuava, uma vez que o sentido do fluxo seguiu os corpos d'água próximos aos poços de monitoramento analisados. Trabalhos realizados por Camponogara *et al* (2005) e Barros *et al* (2016) confirmam a eficiência do *software*, onde ambos utilizaram o método de Krigagem para elaborar seus mapas de interesse, inclusive de fluxos de água subterrâneo.

Fluxo Atmosférico

A rosa dos ventos para a região do Polo Petroquímico, como mostra a Figura 3, indica que a direção preferencial foi parte de sul (S) e parte de sudeste (SE), com velocidades que variaram entre

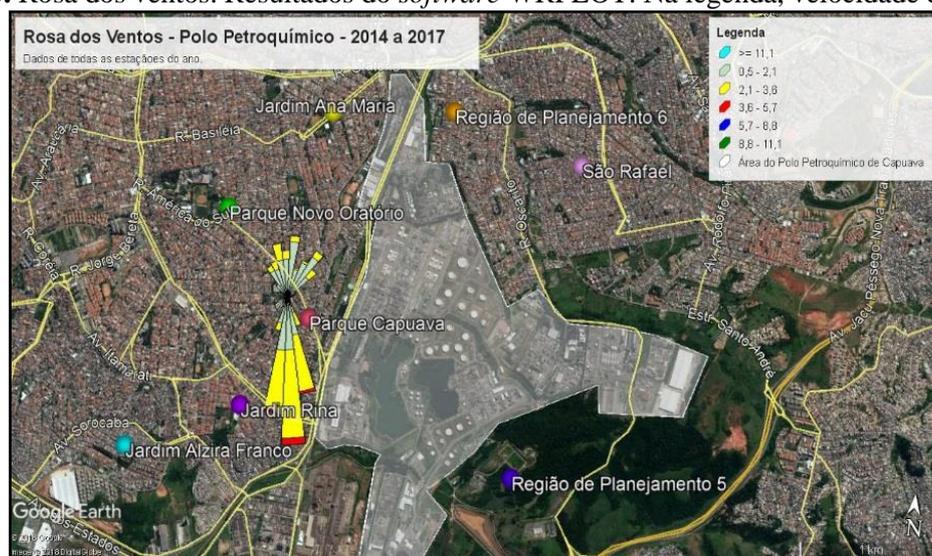
0,5 a 3,6 m.s⁻¹, com predominância na faixa de 0,5 a 2,1 m.s⁻¹ em 64,9% dos dados. Este comportamento é influenciado pelo fenômeno da brisa marítima padrão, que atua na região no período da tarde, onde a direção do vento muda de nordeste (NE) para sudeste (SE). Estudo realizado por Coelho (2018) mostrou que quando o comportamento dos ventos apresenta esta trajetória, o destino das massas de ar é para a cidade de São Caetano do Sul, afetando os bairros Jardim Ana Maria e Parque Novo Oratório.

Assim como o *software* Surfer, o WRPLOT também é amplamente utilizado, mas neste caso para elaborar rosas dos ventos. Como o estudo realizado por Guimaraes (2012), que concluiu que apesar de não determinar exatamente os valores estipulados, o WRPLOT manteve-se coerente com os quadrantes previstos, podendo ser considerada uma boa ferramenta para auxiliar no estabelecimento de um quadro geral esperado.

Considerações Finais

O comportamento do fluxo subterrâneo mostrou que se houver uma contaminação por parte da poluição gerada pelo Polo Petroquímico, devido ao seu processo de produção, a mesma se deslocaria em direção aos Bairros de Planejamento 5 e 6 (Figura 3), localizados em Santo André e Mauá, respectivamente. Já o comportamento dos ventos, que destina as massas de ar para a direção da cidade de São Caetano do Sul, afetariam os bairros Jardim Ana Maria e Parque Novo Oratório, localizados em Santo André (Figura 3). Estes bairros representam 16% da população total que reside no entorno do Polo Petroquímico e que são afetadas diariamente por essas emissões.

Figura 3. Rosa dos ventos. Resultados do *software* WRPLOT. Na legenda, velocidade dos ventos.



Fonte imagem: Google Earth, 2018.

Agradecimentos



Agradeço às minhas orientadoras por todo apoio e dedicação para que eu realizasse este trabalho e à FAPESP.

Referências Bibliográficas

BARROS, C. G. D. *et al.* Superfície Potenciométrica e Possíveis Fontes de Contaminação do Aquífero Parecis no Município de Vilhena – RO, BR. Revista Monografias Ambientais - REMOA v. 15, n.1, jan-abr. 2016, p.74-84. Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas - UFSM, Santa Maria. Disponível em: < <https://periodicos.ufsm.br/remoa/article/viewFile/19943/pdf> > Acesso em ago. de 2019.

CAMPONOGARA, I. *et al.* Exemplo de Utilização do Aplicativo Surfer 8.0 na Análise de Parâmetros Hidrodinâmico Tendo como Área de Estudo Quaraí-BR e Artigas-UY. 1º Simpósio de Recursos Hídricos do Sul. 1º Simpósio de Água da AUGM. 10 pag. 2005. Disponível em: < <http://jararaca.ufsm.br/websites/labhidro/download/134.pdf> > Acesso em ago. de 2019.

COELHO, M. S.. Hidrocarbonetos (C6-C11): fontes, reatividade e concentrações atmosféricas na área de influência do polo petroquímico de Capuava, região do Grande ABC. 133 p. Tese de Mestrado (Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal do ABC, Santo André – SP, 2018.

FERREIRA, L. da C. Os fantasmas do vale. Representações e modos de ação social em Cubatão, SP. 233 p. Tese de Mestrado (Sociologia) – Universidade de Campinas, Campinas – SP, 1991.

GUIMARAES, J. M. Estatística Através de Rosas dos Ventos para o Aérodromo do Galeão como Auxílio à Elaboração do Código TAF. Instituto de Controle do Espaço Aéreo. 29 páginas. 25 de junho de 2012. Disponível em :< https://www.redemet.aer.mil.br/uploads/2015/03/Est_SBGL.pdf >. Acesso em ago. de 2019.

MARIANO, J. B. Impactos ambientais do refino de petróleo. 289 p. Tese de Mestrado (Ciências em Planejamento Energético) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro - RJ, 2001. Disponível em: <<http://www.ppe.ufrj.br/ppes/production/tesis/jbmariano.pdf>>. Acesso em jan. de 2017.

SANTOS, G. O. da S. Construção de uma base de dados sobre as áreas contaminadas do Projeto Eixo Tamanduatehy. 20 p. Iniciação Científica - Universidade Federal do ABC. Santo André, São Paulo, 2017.

SURFER, version 7.0. Golden *Software*, 1999. Conjunto de programas. 1 CD-Rom e manuais.

TORRES, E. Mc M. A Evolução da Indústria Petroquímica Brasileira. Química Nova, Porto Alegre - RS, n. 20, p. 49-54, 1997. Disponível em:<<http://www.scielo.br/pdf/qn/v20nspe/4982.pdf> >. Acesso em jan. de 2017.

WRPLOT View - Version 8.0.2 – Freeware. Wind Rose Plots for Meteorological. 21 de março de 2018. Disponível em < <https://www.weblakes.com/products/wrplot/index.html>>. Acesso em mai. de 2018.

ZACARELLI, M. A. *et al.* A iodúria de pacientes portadores de tireopatias autoimunes em Santo André/SP, é comparável à dos indivíduos normais e estável nos últimos 10 anos. Arq Bras Endocrinol Metab., p.55-63, 2009.

Influência da textura do solo na suscetibilidade à erosão hídrica

^aSantos, M. A. F.; ^bPaiva., C. F. E.

^amariaf.saantos@gmail.com

^{a,b}Universidade Federal do ABC

Resumo

O conhecimento da distribuição granulométrica é de grande importância para o melhor entendimento sobre o comportamento geomecânico dos solos. Dentre os parâmetros do solo, influenciados pela granulometria, está a erodibilidade, que aponta a propensão do solo a sofrer erosão. A determinação da curva granulométrica é feita a partir do ensaio de análise granulométrica padronizado pela NBR 7181/16. Para avaliar a distribuição dos agregados na estrutura de campo de uma amostra coletada na Região do Grande ABC – município de Mauá, foram realizados ensaios de análise granulométrica conjunta com e sem o uso de defloculante químico e processos de destorroamento e dispersão, além de ensaios de índice de consistência. Os resultados obtidos mostram que o material em questão trata-se de uma areia fina siltosa com baixa plasticidade, classe que possui maior propensão a sofrer erosão hídrica. Os resultados também permitiram classificar o solo nos sistemas SUCS e HRB, indicando um material pertencente aos grupos SM (areias siltosas) e A-5 (solos siltosos), respectivamente.

Palavras-chave: Análise granulométrica conjunta; dispersibilidade; erodibilidade; erosão hídrica.

Introdução

O conhecimento da distribuição do tamanho das partículas que compõem o solo, bem como sua porcentagem de ocorrência, é de grande importância para sua classificação geotécnica e para o melhor entendimento do seu comportamento geomecânico *in situ*. Uma das propriedades do solo influenciada pela sua composição granulométrica é a erodibilidade. Tal propriedade consiste na maior ou menor facilidade com que as partículas de solo são desagregadas (mobilizadas) e, posteriormente, transportadas pelas águas de chuva.

De acordo com Santos *et al.* (2002) o conhecimento da granulometria é fundamental, uma vez que, o diâmetro das partículas do solo influencia em sua desagregação e transporte. Autores como Vargas (1977), Fácio (1991) e Lima (2003) apontam os solos mais erodíveis como sendo aqueles que apresentam porcentagens significativas de partículas das frações areia fina e/ou silte e pouca quantidade de argila na sua constituição textural.

A determinação direta da erodibilidade do solo poder ser feita através de ensaios laboratoriais como o proposto por Inderbitzen (1961), onde é medida a perda de solo de um corpo de prova cuja superfície é ajustada conforme plano de inclinação da rampa. Essa perda de solo é causada pelo fluxo de água que escoar pela rampa com uma vazão controlada. Essa configuração busca simular o escoamento laminar sobre o solo em condições próximas as reais, entretanto não permite analisar a desagregação proveniente do splash, causada pelo choque da gota de chuva com solo (FERNANDES, 2011).

O ensaio para determinar as frações granulométricas do solo é padronizado pela NBR 7181/16 que estabelece, entre outras ações, o emprego de um defloculante químico (hexametáfosfato de sódio), cuja função é evitar que as partículas formem agregados e, portanto, não possam ser quantificadas na sua verdadeira porcentagem de ocorrência. Entretanto, o conhecimento da distribuição granulométrica das partículas agregadas, ou seja, dos torrões do solo, causa grande influência no comportamento do material *in situ*, influenciando nos processos de infiltração, tempo de saturação dos horizontes e escoamento superficial.

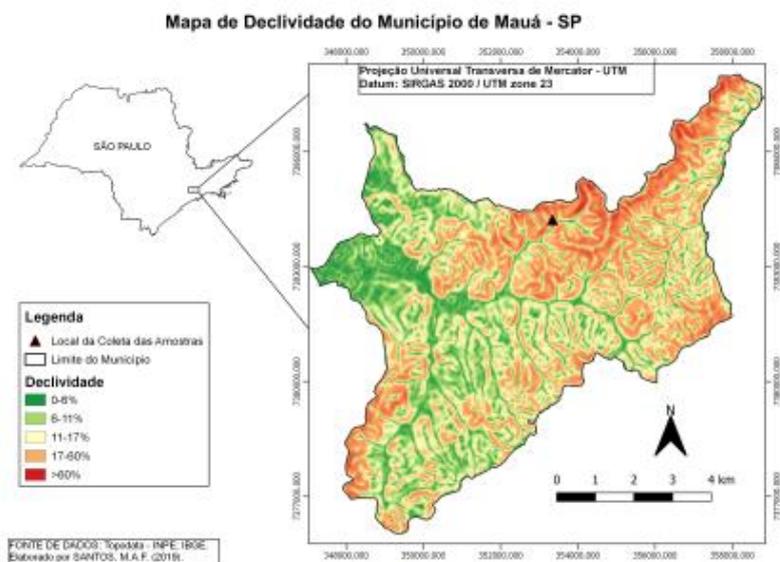
A dispersibilidade dos solos argilosos consiste na comparação entre as porcentagens (em massa) de partículas com diâmetro menor que 0,005 mm, quantificadas no ensaio de análise granulométrica com e sem o uso de defloculante e é padronizado pela NBR 13602/96.

Diante disso este trabalho tem como objetivo a caracterização textural de uma amostra de solo pertencente a uma área de expansão urbana no município de Mauá-SP, com e sem o uso de defloculante químico, e a partir de então avaliar indiretamente a suscetibilidade deste solo aos processos de erosão hídrica.

Material e Métodos

A coleta de amostras deformadas para realização dos ensaios ocorreu no município de Mauá, mais precisamente na altura do número 159 da Rua Júlio Antônio Condé do bairro Jardim Zaira (Figura 1). Neste momento, também foi feita uma primeira análise qualitativa do solo, através dos procedimentos de identificação visual e tátil segundo a ABNT-NBR 6484:2001 – Sondagens de Simples Reconhecimento com SPT- Método de Ensaio.

Figura 1. Mapa de declividade do município de Mauá – SP e local de coleta de amostras.



Fonte: Autoral.

A amostra coletada, inicialmente, foi dividida em duas porções. A primeira foi ensaiada conforme a NBR 7181/16 (Análise Granulométrica), com exceção da fração da amostra submetida à sedimentação. Neste trabalho utilizou-se a massa de solo que passa pela peneira de malha #200. A segunda porção foi ensaiada de forma semelhante, porém, sem o uso do defloculante químico e sem os processos de destorroamento e dispersão.

A porcentagem de dispersão foi calculada conforme equação (1).

$$\%dispersão = \left(\frac{\text{porcentagem de partículas com diâmetro} < 0,005\text{mm do ensaio sem defloculante}}{\text{porcentagem de partículas com diâmetro} < 0,005\text{mm do ensaio com defloculante}} \right) * 100 \quad (1)$$

Realizaram-se também ensaios de Limite de Liquidez, conforme NBR-6459/16 e de Limite de Plasticidade, conforme NBR-7180/16.

Por fim, classificou-se o solo conforme os sistemas de classificações geotécnicas tradicionais, sendo eles o Sistema Unificado de Classificação de Solos – SUCS (*Unified Soil Classification* – USC), e Classificação *Highway Research Board* – HRB.

Resultados e Discussão

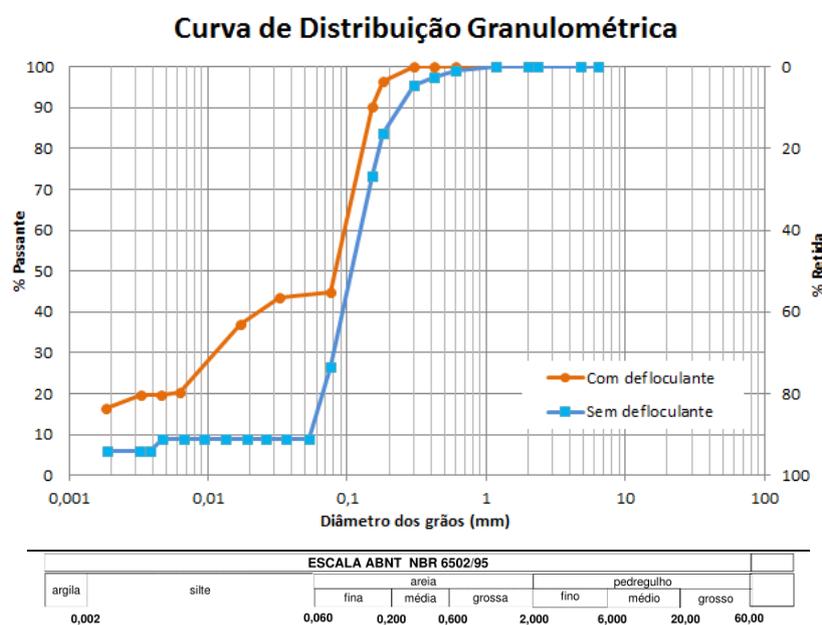
Na Figura 2 é possível ver, em laranja, a curva de distribuição granulométrica obtida para o ensaio com o uso do defloculante. De acordo com essa curva nota-se que a maior fração presente no solo está dentro dos intervalos caracterizados para a classes das areias finas (52,43%) e da fração silte (27,00%), classificando a amostra coletada como sendo uma areia fina siltosa, o que corrobora com a análise tátil visual realizada em campo durante a campanha de coleta de amostras. Essas são as frações (grupo das areias finas e siltes) que caracterizam solos com maior propensão a sofrer processos de erosão hídrica, como citado anteriormente. Tal comportamento justifica-se em virtude dos baixos valores para os parâmetros de resistência (ângulo de atrito e coesão), em geral, apresentados por solos siltosos e areias finas siltosas, o que facilita a mobilização, o destacamento e o transporte dessas partículas minerais. Esse fato corrobora com o que foi observado nos levantamentos in situ, isto é, trabalhos em campo, uma vez que, há no local, indícios de ocorrência de processos erosivos, principalmente em áreas desprotegidas de cobertura vegetal como, por exemplo, nos taludes de corte em solos siltosos jovens.

Em azul é possível ver a curva para o ensaio realizado sem o uso de defloculante, mostrando maior porcentagem de areia fina (66,77%) em relação à fração de silte (11,00%). O resultado do ensaio sedimentométrico comparativo – Ensaio de dispersão SCS é expresso em termos do Percentual de Dispersão (PD), onde a análise de dispersibilidade é feita com base em três faixas de classificação, tal que valores com percentual de dispersão menores ou iguais a 30% caracterizam comportamento não dispersivos, a faixa de 30% a 50% apresenta valores de incerteza e os valores maiores de 50%, comportamento de materiais dispersivos (CRUZ, 2008). O valor obtido para a

amostra foi de 45%, indicando que o solo encontra-se no intervalo de incerteza, no que diz respeito a sua dispersibilidade.

Das curvas granulométricas é possível estimar o coeficiente de curvatura (C_c) e o coeficiente de não uniformidade (CNU). Para a amostra ensaiada sem defloculante estes valores são 1,07 e 1,67 respectivamente, indicando que a amostra de solo é texturalmente bem graduada e muito uniforme. De acordo com GRANT (1970), solos mal graduados são mais suscetíveis a sofrer processos de erosão hídrica. No que diz respeito ao CNU, Fácio (1991), apresenta solos com $CNU < 5$ como sendo mais erodíveis.

Figura 2. Resultado da análise granulométrica conjunta com e sem o uso do defloculante químico.



Fonte: Autoral.

Na Tabela 1 é possível ver os resultados obtidos dos ensaios para avaliação dos Limites de Consistência, bem como as classificações da amostra nos sistemas SUCS e HRB.

Tabela 1. Limite de consistência e classificação geotécnica para a amostra ensaiada.

| Solo | Limites de Consistência | | | Classificação Geotécnica | |
|-------------|-------------------------|--------------------|------------------------|--------------------------|-----|
| | Limite de Plasticidade | Limite de Liquidez | Índice de Plasticidade | SUCS | HRB |
| A-01 | 36,05 | 42,80 | 6,75 | SM | A-5 |

Fonte: Autoral.

De acordo com Jenkins apud Caputo (1988), conforme os intervalos especificados na Tabela 2, trata-se de um solo com baixa plasticidade, que é característica de um solo mais arenoso.

Tabela 2. Classificação do solo quanto à plasticidade.

| | |
|-------------------------------|---------------|
| Fracamente Plásticos | $1 < IP < 7$ |
| Medianamente Plásticos | $7 < IP < 15$ |
| Altamente Plásticos | $IP > 15$ |

Fonte: Caputo (1988).

De acordo com as classificações geotécnicas tem-se uma amostra de areia com maior quantidade de partículas finas e que quando secos possuem resistência decorrente de uma pequena quantidade aglutinante, de sedimentação de material calcário ou óxido de ferro.

Considerações Finais

A identificação visual e tátil realizada em campo condiz com o ensaio de análise granulométrica realizado em laboratório, que demonstrou que a fração predominante no solo é a areia fina, sendo as outras frações predominantes na amostra: silte e argila. Os procedimentos de identificação visual e tátil em campo também indicaram forte presença de mica.

O levantamento do embasamento geológico, a presença acentuada de mica, bem como as foliações com orientação paralela identificadas na etapa de levantamento de campo, leva a crer que o solo em questão trata-se de um micaxisto residual jovem.

O predomínio das frações silte e areia fina indica maior propensão do solo a sofrer erosão hídrica. Esse fato corrobora com o que foi observado nos levantamentos in situ, isto é, trabalhos em campo, uma vez que há no local indícios de ocorrência de processos erosivos, principalmente em áreas desprotegidas de cobertura vegetal como, por exemplo, nos taludes de corte.

O baixo índice de plasticidade do solo ensaiado também indica que se trata de um solo com características silte-arenosas confirmando, portanto, os resultados obtidos nos demais ensaios e nas identificações visuais e tácteis realizadas em campo.

Por fim, ressalta-se que as áreas de risco R4 do município de Mauá, em especial do Jardim Zaíra onde ocorreu significativos movimentos de massa com as últimas chuvas, possuem expressivos horizontes residuais jovens de micaxisto com potencial para sofrer processos erosivos hídricos marcantes.

As conclusões aqui apresentadas confirmam o comportamento mais suscetível aos processos erosivos hídricos dos solos saprolíticos micáceos da Região do Grande ABC, como demonstrado nos trabalhos desenvolvidos por Souza e Paiva (2016) e Pinheiro e Paiva (2018).

Agradecimentos

À UFABC pela realização deste trabalho, à Prof^ª Dra. Cláudia Paiva pela orientação, à Aloá Dandara e à Thayná Golçalves pelo auxílio neste projeto e suporte técnico oferecido.



Referências Bibliográficas

- ABNT –ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6459, Norma: limite de liquidez. Rio de Janeiro: 2016. 12p.
- ABNT –ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6484, Norma: Sondagens de Simples Reconhecimento com SPT- Método de Ensaio. Rio de Janeiro: 2001. 17p.
- ABNT –ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7180, Norma: limite de plasticidade: 2016. 3p.
- ABNT –ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7181, Norma: análise granulométrica de solos. Rio de Janeiro: 2016. 8p.
- ABNT –ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13602, Solo - Avaliação da dispersibilidade de solos argilosos pelo ensaio sedimentométrico comparativo – Ensaio de dispersão SCS. Rio de Janeiro: 1996. 5p.
- CAPUTO, Homero Pinto. Mecânica dos Solos e Suas Aplicações. Rio de Janeiro: LTC, 6ª edição, 1996.
- CRUZ, S. I. C. da. Caracterização e utilização de solos dispersivos nos aterros compactados da barragem de Sobradinho. 2008. 229 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Geotécnica) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2008.
- FÁCIO, J.A. (1991). Proposição de uma Metodologia de Estudo da Erodibilidade dos Solos do Distrito Federal. Dissertação de Mestrado em Geotecnia, UnB, Brasília, DF, 120 p.
- FERNANDES, A. J. Estudo da erodibilidade de solos e rochas de uma voçoroca em São Valentim, RS. 2011. 127p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia. Santa Maria, 2011.
- FRAGASSI, P.F.M. (2001) Estudo da Erodibilidade dos Solos Residuais de Gnaisse da Serra de São Geraldo e de Viçosa. Dissertação de Mestrado em Geotecnia, UFV, Viçosa, MG.
- GRANT (1970). The puce programme for terrain evaluation for engineering purpose. Australia CSIRO: Divison of applied geomechanics. Paper 15.
- INDERBITZEN, A.L. Na erosion test for soils. Materials Research & Standarts, Philadelphia, v.1, n.7, p.553-554, 1961.
- LIMA, M.C. (2003). Degradação Físico-Química e Mineralógica de maciço junto às voçorocas. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- PINHEIRO, Paloma Capistrano; DE PAIVA, Cláudia Francisca Escobar. Avaliação da permeabilidade de um horizonte residual jovem pertencente às áreas de risco da Região do Grande ABC – São Paulo – Brasil, através da aplicação da metodologia MCT. 2018.
- SANTOS, A. G. (2002). Influência do teor de ferro na condutividade hidráulica saturada de um rejeito de minério de ferro. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Minas Gerais.
- DE SOUZA, Aloá Dandara de Oliveira; DE PAIVA, Cláudia Francisca Escobar. Avaliação da Erodibilidade de um Solo Saprolítico Micáceo com o Emprego da Classificação Geotécnica MCT– Miniatura, Compactado, Tropical: Comparação de Diferentes Propostas de Redução do Tempo de Realização dos Ensaio. 2016.



VARGAS M. (1977). M. Introdução à Mecânica dos Solos. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 509p.

Uso do SIG para delimitação de susceptibilidade erosiva na unidade de negócio oeste Sabesp

^aToniolo, B.P.; Silva, D.C.C.; ^bLourenço, R.W.

^abruperton.cad@gmail.com

^aSabesp; ^bUniversidade Estadual Paulista

Resumo

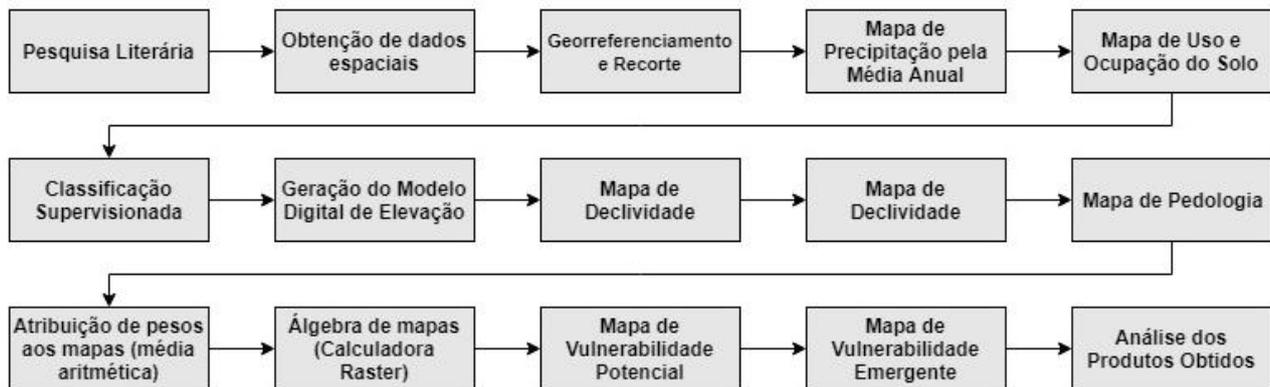
Esta pesquisa objetiva estipular a fragilidade à erosão na Unidade de Negócio Oeste (MO) da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) em forma de mapa temático pelo *software* QGIS. Agentes que influenciam processos de erosão – pedologia, pluviosidade, declividade do terreno e uso do solo – foram inseridos através de comandos para a elaboração dos cinco intervalos de fragilidade e, conseqüentemente, o Mapa de Vulnerabilidade Potencial (MVP) e o Mapa de Vulnerabilidade Emergente (MVE). Os resultados mostraram que cerca de 98% da MO está enquadrada nas zonas de alto ou médio risco ambiental devido a maior carga das áreas antropizadas. Os mapas forneceram dados de importância notável para o planejamento ambiental, a servir como subsídio para os analistas tomarem decisões mais eficientes sobre a implantação de obras ou empreendimentos em função da fragilidade do local.

Palavras-chave: Fragilidade ambiental; geoprocessamento; QGIS; susceptibilidade erosiva.

Introdução

Segundo Sporn e Ross (2004), a fragilidade ambiental refere-se aos possíveis danos causados pela erosão laminar como assoreamento de rios, soterramento da biodiversidade local, infertilidade do solo, inundações e deslizamentos de terra por exemplo. Embora os processos erosivos se origem de agentes naturais, a ação antrópica contribui à sua aceleração, pois geralmente ocorre a supressão da cobertura vegetal para dar espaços às atividades agropastoris e construção de edificações. Logo, a identificação de fraquezas ambientais, potenciais e emergentes, melhoram a definição de critérios de conservação da paisagem e ordenamento territorial, além de simular projeções de degradação e ocupação para cenários futuros (TAVARES, 2006). Uma vez que determinada região pode sofrer distúrbios urbanísticos, como por exemplo, fragmentação florestal, assentamento de moradias em mananciais, impermeabilização do solo exposto, desenvolvimento periférico, áreas verdes degradadas pelo descarte inadequado de resíduos sólidos, entre outros (PADILHA, 2013).

Corroborando com estudos de ambientes fragilizados, ressalta-se que o uso dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) é fundamental para a análise do risco ambiental à erosão, uma vez que subsidia o planejamento e monitoramento das áreas degradadas, possibilitando a implantação de medidas mitigadoras (JENSEN, 2009). Visto isso, o objetivo deste estudo é mapear as áreas de maior e menor vulnerabilidade ambiental, a partir do mapeamento da Vulnerabilidade Potencial e da Vulnerabilidade Emergente para a Unidade de Negócio Oeste (MO) da SABESP.

Figura 2. Fluxograma das etapas da metodologia aplicada.

Fonte: Autoral.

Os planos de informação (PI) usados como diretrizes para a elaboração das classes de vulnerabilidade são os elencados a seguir: isoietas da média anual (mm/ano) em formato vetorial da série história de 1977 a 2006 – obtidas no site eletrônico do Serviço Geológico do Brasil (CPRM); modelo digital de elevação (MDE) com resolução espacial de 30 metros em formato raster (INPE, 2011); pedologia (EMBRAPA, 2006) em formato vetorial e uso do solo em imagem de satélite Landsat 8 de Novembro de 2017 (Serviço Geológico dos Estados Unidos – USGS, 2017). O *software* utilizado para todo o processo foi o QGIS versão 2.14 Las Palmas. Originalmente os PIs tinham uma margem de segurança de 2 km e foram recortados pelo limite da MO, assim como sofreram reclassificação (comando GRASS *r.reclass*) baseados em limites pré-estabelecidos e postos em hierarquia permitindo a sobreposição da análise da vulnerabilidade ambiental, a gerar um mapa temático para cada PI.

O PI de precipitação foi gerado pelo interpolador da ponderação do inverso da distância (IDW) baseada na estabilidade do ambiente proposto por ROSS (2012); o PI do uso do solo foi criado por classificação supervisionada em composição falsa cor RGB 654 das imagens Landsat 8 com cinco classes – área urbana, solo exposto, hidrografia, floresta e capoeira; o PI de declividade foi elaborado a partir do MDE pelo comando GRASS *r.slope.aspect* em porcentagem; e o PI da pedologia ao processos erosivos foi discretizado conforme proposta de MAGALHÃES *et al.* (2012).

Por fim os PIs foram convertidos de formato vetorial para formato matricial (raster) e o cálculo dos níveis hierárquicos foi feito por álgebra de mapas (Calculadora Raster) somando os valores relacionados aos pixels dos PI, sendo reclassificados ao risco de susceptibilidade erosiva de 1 a 5, sendo 1 para “Muito Baixa”, 2 para “Baixa”, 3 para “Média”, 4 para “Alta” e 5 para “Muito Alta”. O MVP é a média aritmética dos valores dos PIs Pluviosidade, Declividade e Pedologia, enquanto que o MVE também é a média aritmética dos valores do e do PI Uso do Solo.

Resultados e Discussão

A situação pluviométrica da MO é caracterizada por chuvas mais intensas na estação do verão, entre Dezembro e Março, e chuvas irregulares e mais fracas durante o resto do ano, com variação de água de 1400 a 1600 mm/ano, situando-se inteiramente no risco 3, “Médio”, conforme classificação de Ross (2012).

O uso do solo da MO mostra que as áreas de maiores riscos são as regiões urbanas e de solo exposto, com 38,09% em relação à área total da MO. A hidrografia apresentou risco “Muito Baixo” com 1,51% e as áreas de vegetação apresentaram uma porcentagem de 60,40%, sendo 25,52% para capoeira e 34,88% para floresta.

A declividade da MO tem a predominância do tipo ondulado (declividade de 8 a 20%), correspondendo à 50,74% da área total e ao risco 3, “Médio”. Áreas de riscos maiores (riscos 4 e 5 e do tipo forte ondulado e montanhoso) tem uma porcentagem de 23,46% e as áreas de risco pequeno (riscos 1 e 2 e do tipo plano a suave), de 25,80%.

A MO possui somente dois tipos de classes pedológicas: o Latossolo Vermelho Amarelo de risco 3 (“Médio”) com uma área de 8.417 hectares (8,13% em relação à área total) e o Cambissolo Háplico de risco “Muito Forte” (5) com uma área de 91,87% ou 95.143 hectares, sendo que o primeiro se situa na região sul da MO, no município de Cotia.

Os mapas de susceptibilidade erosiva não mostraram riscos do tipo muito fraco ou fraco, tendo predominância do tipo média e alta vulnerabilidade, com pontos isolados de risco muito alto. A Tabela 1 apresenta a quantificação de áreas dos Mapas de Vulnerabilidade Potencial (VP) e de Vulnerabilidade Emergente (VE).

Tabela 1. Áreas das classes de vulnerabilidade ambiental: Potencial e Emergente VP e VE.

| Risco Ambiental | Intervalo de valores | Área (%) VP | Área (ha) VP | Área (%) VE | Área (ha) VE |
|-----------------|----------------------|-------------|--------------|-------------|--------------|
| Muito fraco | 1,0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Fraco | 1,1 a 2,0 | 0 | 0 | 0,04 | 42,79 |
| Médio | 2,1 a 3,0 | 11,98 | 12.135,01 | 15,14 | 15.370,50 |
| Forte | 3,1 a 4,0 | 86,88 | 87.956,03 | 81,27 | 82.526,39 |
| Muito Forte | 4,1 a 5,0 | 1,14 | 1.151,37 | 3,55 | 3609,45 |
| Total | | 100,00 | 101.242,41 | 100,00 | 101.549,13 |

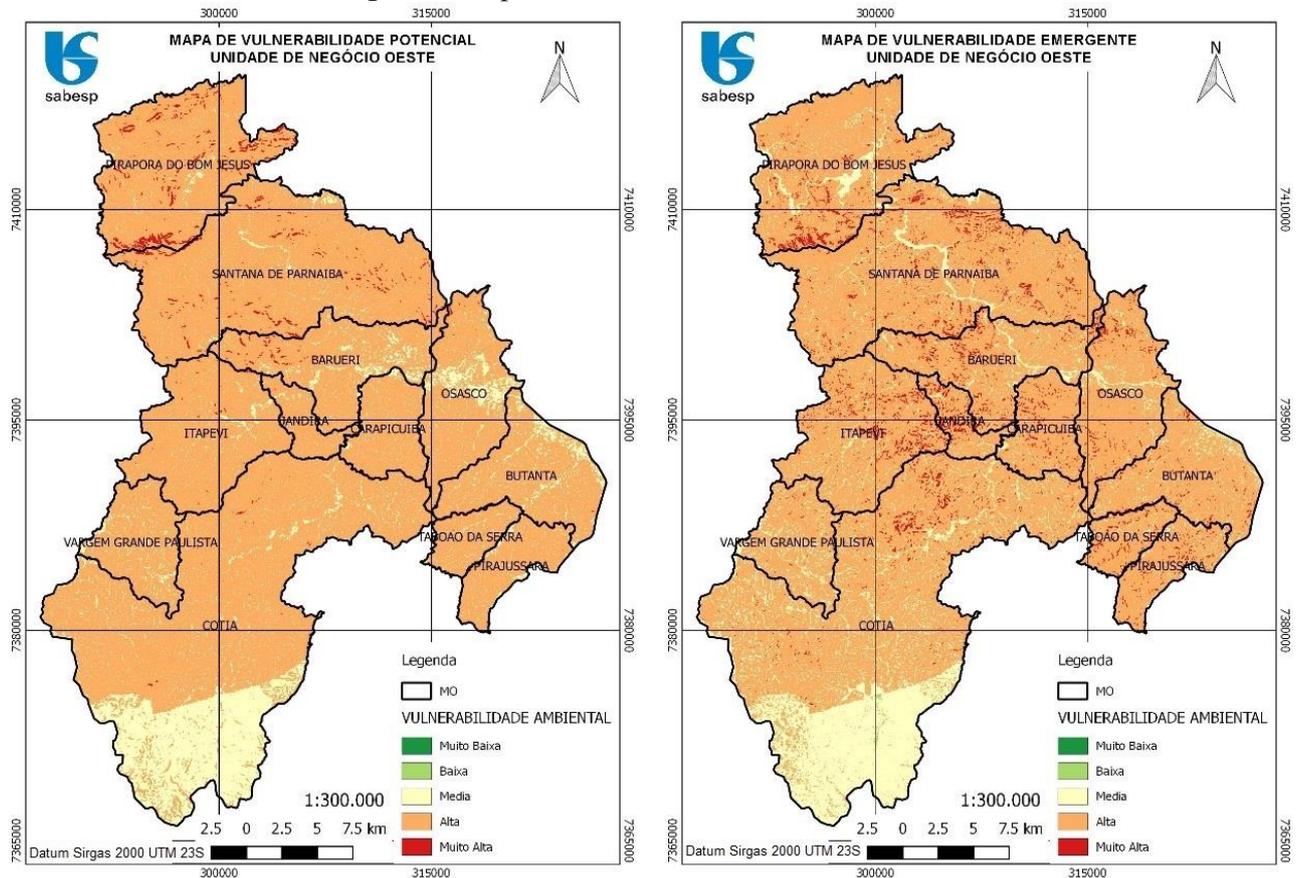
Fonte: Autoral.

É importante que ressaltar que esta diferença de área entre o VP e o VE de 306,72 hectares se dá pelo algoritmo que não computa de forma refinada as bordas do raster, ou seja, os pixels limítrofes acompanham de maneira grosseira o limite vetorial, havendo lacunas topológicas – quanto maior a resolução espacial do arquivo matricial, melhor definido será a borda do mesmo.

Ao analisar a distribuição dos diferentes graus de fragilidade constata-se que de forma geral a MO apresenta vulnerabilidade potencial (MVP) média e forte ocupando aproximadamente 99% do total. Isto se deve aos PIs terem o mesmo peso, sendo que o mapa de pedologia está classificado

como risco muito forte (91,87%) elevando os valores de risco para área como um todo. Enquanto, que no mapa de vulnerabilidade emergente (MVE) também apresenta comportamento semelhante, sendo que a predominância dos riscos do tipo médio e forte é de cerca de 97% do total. Os mapas de MVP e MVE são apresentados na Figura 3.

Figura 3. Mapas finais de vulnerabilidade ambiental.



Fonte: Autoral.

A análise possibilita a integração de dados de natureza diferente, relacionando-os e permitindo a identificação da vulnerabilidade ambiental a partir dos vários Planos de Informação (PI). Observa-se que mesmo com a incidência antrópica (áreas urbanas ou solo exposto) as classes de risco médio e forte mantiveram-se constantes, quando se compara o MVP e o MVE.

As áreas com risco do tipo muito alto mostraram-se cerca de três vezes maiores e mais pulverizadas no MVE, comparando este com o MVP. No MVE pode-se perceber a delimitação bem definida do Rio Tietê como região de médio risco ambiental. A Reserva do Morro Grande, localizada na posição Sul da MO em Cotia, apresentou também vulnerabilidade ambiental média em ambos mapas.



Considerações Finais

Os resultados de VP e VE servem como subsídio para a SABESP firmar parcerias com as prefeituras dos municípios operados por ela para elaborar um planejamento ambiental que contemple tanto o manejo de uso e ocupação sustentável da paisagem como propostas mitigadoras de impactos ambientais gerados a partir do assentamento de redes de abastecimento de água e esgotamento sanitário.

O uso de técnicas de geoprocessamento foi útil para mapear áreas suscetíveis à erosão, porém ressalta-se que as diferenças de fonte e resolução espacial dos planos de informação podem ter gerado distorções resultando erros posicionais, imprecisão geométrica e redução de acurácia, sinalizando assim uma limitação do modelo gerado.

Portanto é relevante estabelecer um plano de gerenciamento tanto para as propriedades de uso e ocupação da MO quanto na diferenciação das áreas de maior e menor vulnerabilidade ambiental, sendo assim, possível subsidiar o planejamento municipal (Plano Diretor) para expansão urbana ou construção de novos empreendimentos, facilitando as tomadas de decisão referentes ao ordenamento territorial.

Agradecimentos

Agradecemos aos técnicos da SABESP Oeste que auxiliaram no desenvolvimento do trabalho.

Referências Bibliográficas

BEZERRA, A. B.; SILVA, L. T. M. S.; SALES, L. G. L. Uso de Geotecnologias para o mapeamento da Fragilidade Ambiental da Sub-Bacia do Rio Piancó, PB. In: Anais I Congresso Internacional da Diversidade do Semiárido, 2016, Campina Grande – PB.

CPRM. Atlas Pluviométrico do Brasil. Disponível em <http://www.cprm.gov.br/publique/Hidrologia/Mapas-e-Publicacoes/Atlas_Pluviometrico-do-Brasil-1351.html>. Acesso em 11 Dez. 2017.

EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro: Embrapa; 2006.

INPE. Topodata. Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil. São José dos Campos, SP. Disponível em <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php>>. Acesso em 18 Dez. 2017.

JENSEN, J.R. Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres. José Carlos Neves Epiphânio tradutor. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009. 598p.

MAGALHÃES, I.A.L.; NERY, C.V.M.; ZANETTI, S.S.; PENA, F.E.R.; AVELINO, R.C.; SANTOS, A.R. Uso de Geotecnologias para Estimativa de Perda de Solo e Identificação das Áreas Susceptíveis a Erosão Laminar na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Vieira, Município de Montes Claros, MG. Cadernos de Geociências, v. 9, n.2, 2012.



PADILHA D. G. Caracterização da fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Arroio Grande-RS como subsídio ao planejamento territorial. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. [CD-ROM]: 2013 abr 13-18; Foz do Iguaçu, Brasil, 4072-4079.

SABESP. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 2017. Disponível em <www.sabesp.com.br/portal-corporativo.php>. Acesso em 04 Dez. 2017.

SPORL, C.; ROSS, J.L.S. Análise comparativa da Fragilidade Ambiental com Aplicação de Três Modelos. GEOUSP - Espaço e Tempo.2004; (15), 39-49.

ROSS, J. L. S. Landforms and environmental planning: Potentialities and Fragilities. Revista do Departamento de Geografia, p. 38-51, 2012.

TAVARES, J. A. Fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Punaú (RN) e área litorânea adjacente [dissertação de mestrado]. Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte/UFRN, p. 178, 2006.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY - USGS. Landsat Missions. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov/band_designations_landsat_satellites.php>. Acesso em: 11 Ago. 2017.

REALIZAÇÃO



APOIO

