

I International Symposium on Environment, II National Symposium on Environment and VI Symposium on Environment and Regional Development

The central process that triggers many environmental problems are originated from distortions of economic development, generating, perhaps a false dichotomy between economics and environmental sciences. The **I International Symposium on Environment**, **II National Symposium on Environment** and **VI Symposium on Environment and Regional Development** will be a space for discussion on the main global socio-environmental issues, such as: soil and environmental quality, agriculture and water resources and environmental conservation. The focus of the event will be to promote a broader discussion of global environmental debate issues, exchange of experience and incorporation of the lessons of international, national and regional experiences. These discussions will involve environmental quality of water resources, soil and environmental conservation, emphasizing the need for change in models and create alternatives for the rational use of natural resources. Based on the scientific studies presented on the topic, in a panel session and oral communication, it is believed that it will foment the discussions, the international partnerships and scientific divulgation about the main issues about process of environmental education and regional development.

The events which is to be held in the city of Presidente Prudente, São Paulo, Brazil, from 21th to 25th August, 2018. The I International Symposium on Environment, II National Symposium on Environment and VI Symposium on Environment and Regional Development are being promoted by the graduate program on Environment and Regional Development with direct support from the University of Western São Paulo (UNOESTE).

The program of lecture will be common to the three events, and will have as its central theme of discussion "**Soils, Water Resources and Environmental Quality**". The scientific program is comprehensive, and includes the participation of renowned speakers from Australia, Brazil, Italy, Spain and Venezuela. Much is expected of science's role in the resolution of forthcoming problems and there is the need to discuss what role Environmental Science can play in solving the demands of society.

Finally, we are certain that the **I International Symposium on Environment**, **II National Symposium on Environment** and **VI Symposium on Environment and Regional Development** will be an excellent place to share information and knowledge.

The scientific committee evaluated 66 research papers and abstracts, of which 58 were selected for publication in the proceedings of Symposium.

SCIENTIFIC COMMITTEE

- ALBA REGINA AZEVEDO ARANA- UNOESTE - Brasil
- ALEXANDRE BERTONCELLO- UNOESTE - Brasil
- ANA PAULA ALVES FAVARETO - UNOESTE - Brasil
- ANA PAULA MARQUES RAMOS - UNOESTE - Brasil
- ANTONIO CEZAR LEAL - FCT/UNESP - Presidente Prudente - SP- Brasil
- ANTONIO PAZ GONZALEZ - La Universidade da Coruña - Espanha
- EDEMAR LIMA MORO - UNOESTE - Brasil
- EDSON ASSUNÇÃO MARECO - UNOESTE - Brasil
- ELIVELTON DA SILVA FONSECA- UNOESTE - Brasil
- FÁBIO ECHER- UNOESTE - Brasil
- FABIO VIANELLO - Universidade de Pádova - Itália
- GIUSEPPINA PACE PEREIRA LIMA - UNESP - Botucatu-SP- Brasil
- GUSTAVO MAIA SOUZA - Universidade Federal de Pelotas-RS - Brasil
- GUSTAVO SPADOTTI AMARAL CASTRO - EMBRAPA - SP - Brasil
- HAMILTON MITSUGU ISHIKI - UNOESTE - Brasil
- JORGE PAZ FERREIRO - Universidade de Melbourne - Austrália
- JOSÉ MARCATO JÚNIOR – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul - Brasil
- JOSÉ PAULO PINESE- Universidade Estadual de Londrina- UEL - Brasil
- LOURDES APARECIDA ZAMPIERI D'ANDREA- Instituto Adolfo Lutz - São Paulo - Brasil
- LUÍS GUSTAVO DE LIMA SALES - Universidade Federal da Paraíba- João Pessoa-PB - Brasil
- MAIRA RODRIGUES ULIANA - UNOESTE - Brasil
- MARCELA PRADO E SILVA - UNESP/ROSANA
- MARCELO RODRIGO ALVES - UNOESTE - Brasil
- MARCUS VINICIUS PIMENTA RODRIGUES - UNOESTE- Brasil
- MARIA ALEJANDRA MORENO PIZANI- Universidade de Caracas - Venezuela
- MARIA GLORIA GONÇALVES DA SILVA OLIVEIRA - Universidad de La Habana
- MARLOS DE SOUZA (FAO) - Itália - Food and Agriculture Organization of the United Nations
- PAULO ANTONIO DA SILVA - UNOESTE- Brasil
- PRIXIA NIETO DEL MAR - Louisiana State University - EUA
- REBECA DELATORE SIMOES - UNESP- Tupã- SP- Brasil
- RENATA CALCIOLARI ROSSI - UNOESTE- Brasil
- RICÉLIA MARIA MARINHO SALES - Universidade Federal da Paraíba - João Pessoa-PB - Brasil
- ROGERIO GIUFFRIDA-UNOESTE - Brasil
- Rodrigo Lilla Manzioni - UNESP- Tupã
- SUZANA CHIARI BERTOLLI - UNOESTE- Brasil
- SYLMARA LOPES FRANCELINO GONÇALVES DIAS - Universidade de São Paulo-SP- Brasil

INDEX

SCIENTIFIC REPORTS WITH RESULTS AND CONCLUSIONS 4

ABSTRACTS 171

SCIENTIFIC REPORTS WITH RESULTS AND CONCLUSIONS

QUALI-QUANTITATIVE ANALYSIS OF FREE SPACES IN THE CENTRAL AREA OF THE CITY OF ARAÇATUBA-SP 5

SPATIAL AND TEMPORAL ANALYSIS OF THE WATER SLIDE OF THE ITUPARARANGA RESERVOIR (SP) 13

PROPOSAL OF ENVIRONMENTAL ADEQUACY OF FAIAS'S HORSE FARM - IBIÚNA ACCORDING TO BRAZILIAN RURAL ENVIRONMENTAL REGISTER 24

INFLUENCE OF CLIMATE CHANGE ON THE DYNAMICS OF NEGLECTED TROPICAL DISEASES 42

ELABORATION OF SOLID WASTE MANAGEMENT PLAN IN A UNIVERSITY CAMPUS 50

IDENTIFICATION OF CONFLICTS IN PERMANENT PRESERVATION AREAS IN A WATERSHED IN THE SOUTHWESTERN STATE OF SÃO PAULO 57

USE AND INDIVIDUAL MANAGEMENT OF THE FACULTY OF AGRARIAN AND TECHNOLOGICAL SCIENCES OF UNESP - CAMPUS DE DRACENA / SP 66

DETECTION OF CHANGES IN LAND USE AROUND A GREEN AREA OF SOROCABA, SAO PAULO 77

CHARACTERIZATION OF USE AND LANDCOVER OF THE FLOODPLAN OF THE IVAÍ RIVER-PR IN ITS LOWER AND MIDDLE COURSES 87

MICROBIOLOGICAL ANALYSIS OF SURFACE WATERS OF LIMOEIRO STREAM IN SÃO PAULO STATE 95

EFFECT OF THE USE OF SEWAGE SLUDGE ON SOIL PROPERTIES CULTIVATED WITH *UROCHLOA DECUMBENS* 104

CAN DOMESTIC EFFLUENT RELEASES INFLUENCE THE CONCENTRATION OF NUTRIENTS IN WATER IN THE MARRECAS STREAM, DRACENA-SP? 118

BIOCHEMICAL OXYGEN DEMAND (BOD) AS A POLLUTION PARAMETER IN THE STREAM OF MARRECAS-SP HYDROGRAPHIC BASIN 125

MAPPING OF LAND USE CHANGE AND LAND COVER IN THE PONTAL DO PARANAPANEMA REGION OVER THE LAST 30 YEARS USING REMOTE SENSING AND GIS 130

APPLICATION / REUSE OF INDUSTRIAL SLUDGE AS FERTILIZER IN AGRICULTURAL SOIL FOR LETTUCE PLANTING 141

EVALUATION OF THE PHYSICAL-CHEMICAL PARAMETERS OF THE WATER IN THE HYDROGRAPHIC MICROBASIN OF THE CAÇULA STREAM, ILHA SOLTEIRA-SP. 155

CHARACTERIZATION OF LAGOAS STREAM WATER EVALUATED BY THE WATER QUALITY INDEX (WQI) 162

ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DOS ESPAÇOS LIVRES NA ÁREA CENTRAL DA CIDADE DE ARAÇATUBA-SP

Bruna Santa Rosa Fioriti[1], Franciane dos Santos Pereira[2], Márcio Fernando Gomes[3]

[1]Arquiteta e Urbanista - Discente do 2° Semestre do Curso de Pós-graduação em Design de interiores - Centro Universitário Toledo – Araçatuba-SP. E-mail: brunafioriti@hotmail.com
[2]Arquiteta e Urbanista - Discente do 2° Semestre do Curso de Pós-graduação em Design de interiores - Centro Universitário Toledo – Araçatuba-SP. E-mail: franciane.spereira@yahoo.com.br
[3]Orientador - Professor Titular - Centro Universitário Toledo, Araçatuba-SP.
E-mail: marcioparker@hotmail.com

Resumo
Os espaços livres possuem funções ecológicas, estéticas e de lazer e contribuem diretamente para qualidade ambiental e de vidas nas cidades. O presente trabalho teve como objetivo mapear e analisar quali-quantitativamente os espaços livres na Área Central da cidade de Araçatuba-SP. O mapeamento dos espaços livres e o cálculo do Índice de Espaço Livre (IEL) e Espaços Livres por Habitante (IELH) foi realizado no software QGIS. A análise qualitativa considerou a infraestrutura, os equipamentos urbanos e as condições de conservação e manutenção dos espaços livres. A avaliação quantitativa demonstrou que a área de estudo possui 11 espaços livres, que abrangem 44.395,54m², ocupam 4% da área e disponibilizam 20,32m² por habitante. A avaliação qualitativa demonstrou que a maior parte dos espaços livres apresenta qualidade ruim. Os resultados da pesquisa podem fornecer subsídios para o planejamento ambiental urbano e o desenvolvimento de políticas públicas.
Palavras-chave: Espaços Livres, Áreas Verdes, Planejamento Urbano, Qualidade Ambiental, Araçatuba-SP.

QUALI-QUANTITATIVE ANALYSIS OF FREE SPACES IN THE CENTRAL AREA OF THE CITY OF ARAÇATUBA-SP

Abstract
The open spaces have ecological, aesthetic and leisure functions and contribute directly to environmental and life quality in the cities. This work aimed at mapping and analyzing quality-quantitatively the open spaces in the Central Area of Araçatuba-SP city . The mapping of open spaces and calculation of Open Space Index and Open Spaces per Inhabitant was performed in QGIS software. The qualitative analysis considered the infrastructure, the urban equipment and the conditions of conservation and maintenance of open spaces. The quantitative evaluation showed that the study area has 11 open spaces, covering 44,395.54m², occupying 4% of the area and providing 20.32m² per inhabitant. The qualitative evaluation showed that most open spaces present poor quality. The results of the research can help with urban environmental planning and the development of public policies.
keywords: Free Spaces, Green Areas, Urban Planning, Environmental Quality, Araçatuba-SP.

Introdução

Na segunda metade do século XX, ocorreu no Brasil um intenso e acelerado processo de urbanização, com muitas cidades crescendo desordenadamente. A expansão do espaço urbano foi acompanhada por uma série de impactos ambientais. Entre os principais problemas ambientais observados nas cidades estão: a retirada da cobertura vegetal; a excessiva impermeabilização do solo e os consequentes episódios de inundações; os processos erosivos, com perda de solo e movimentos de massas; a poluição sonora, visual e do ar; a contaminação dos mananciais e a perda de qualidade da água; as alterações climáticas e a formação de ilhas de calor[1,2,3,4].

Uma das consequências do desenfreado processo de urbanização é a ausência e/ou insuficiência de áreas verdes e espaços livres nas cidades. Nesse contexto, surgem diversas pesquisas e estudos referente aos espaços livres nas cidades[1,5,6,7,8,9,10].

Os espaços livres de construções constituem-se de espaços urbanos ao ar livre, destinados a todo tipo de utilização que se relacione com caminhadas, descanso, passeios, práticas de esporte e, em geral, a recreação e entretenimento em horas de ócio[11].

> O espaço livre de construção é definido como espaço urbano ao ar livre, destinado a todo tipo de utilização que se relacione com caminhadas, descanso, passeios, práticas de esportes e, em geral, a recreação e entretenimento em horas de ócio; os locais de passeios a pé devem oferecer segurança e comodidade com separação total da calçada em relação aos veículos; os caminhos devem ser agradáveis, variados e pitorescos[6].

Os espaços livres podem desempenhar funções estéticas, de lazer e ecológicas. A importância dos espaços livres é ressaltada principalmente frente ao intenso processo de urbanização e o consequentemente o adensamento de construções, que alteram a paisagem natural e causam problemas relacionados ao meio ambiente.

Os espaços livres contribuem para a melhoria desse cenário. Sua função ultrapassa os limites estéticos e paisagísticos e atingem um patamar de preocupação com o meio ambiente que reflete diretamente na qualidade de vida da população. Os espaços livres e, principalmente, as áreas verdes atuam como um mecanismo de contenção dos problemas ambientais urbanos, mais especificadamente, as áreas verdes contribuem para amenização do clima urbano, como obstáculos contra os ventos, à redução de poeiras, ao aumento da evapotranspiração, além de diminuírem ruídos e auxiliar na captação das águas pluviais[10].

Devido à importância dos espaços livres, diversos autores quem pesquisam o tema apresentam índices quantitativos que indicam o valor “ideal” ou “recomendado” de espaços livres por habitante. Jambor e Szikágyi[12] sugerem que cidades com mais de 10.000 habitantes devem apresentar de 21 a 30m²/hab. de espaços livres públicos. Na Carta de Londrina e Ibiporã, organizada pela Sociedade Brasileira de Arborização Urbana[13], é proposto um índice mínimo de 15m²/hab. de áreas verdes públicas destinadas à recreação. Nucci[3], ao analisar a qualidade ambiental urbana, considera o índice de 5m²/hab. Sukopp e Werner[14] trabalham com o conceito de área verde e indicam que 33% das áreas no espaço urbano deveriam ser permeáveis.

Diante deste contexto, o presente trabalho se propôs a mapear e a realizar a análise quali-quantitativa dos espaços livres na área central da cidade de Araçatuba-SP. Os objetivos do trabalho foram: levantar os espaços livres; confeccionar um mapa de espaços livres; mensurar do Índice de Espaços Livres (IEL) e o Índice de Espaços Livres por Habitante (IELH); e analisar a qualidade dos espaços livres.

Métodos

A pesquisa foi realizada na cidade de Araçatuba, localizada na região noroeste do Estado de São Paulo, nas proximidades das coordenadas geográficas latitude 21° 12'32" sul e longitude 50° 25'58" oeste (Figura 1). O município possui 181.579 habitantes, distribuídos por 1.167,26 km². O interesse deste estudo está na área urbana de Araçatuba concentrar aproximadamente 97,28% da população total do município[15].

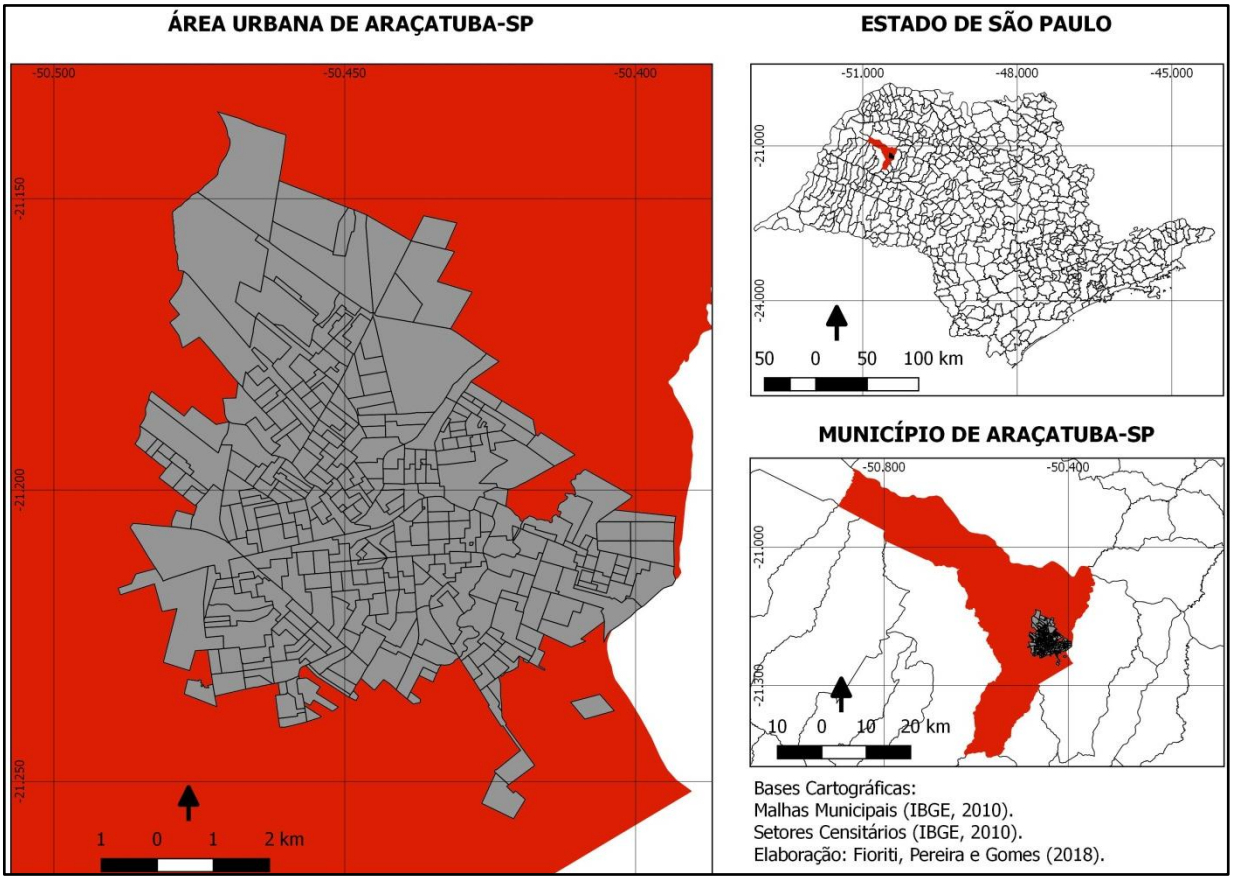


Figura 1. Localização da Área Urbana do Município de Araçatuba-SP

Para o desenvolvimento do trabalho foram utilizados os seguintes procedimentos metodológicos: pesquisas bibliográficas, delimitação e mapeamento da área de estudo, pesquisa de campo, sistematização dos dados e representação dos dados em mapas, tabelas e gráficos. Inicialmente foi realizada pesquisa bibliográfica, com foco em autores que discutem conceitos associados aos espaços livres e áreas verdes[1,6,16,17,18,19,].Esta etapa permitiu uma fundamentação teórica e metodológica sobre o tema.

A segunda etapa do trabalho envolveu a delimitação da área de estudo e a identificação e o mapeamento dos espaços livres. O mapeamento dos espaços livres ocorreu no software QGIS, com a utilização de fotografias aéreas como base cartográfica, especificamente de Ortofotos 1:10.000, da Emplasa 2010, disponíveis na Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo – IDEA-SP[20].

Com base no mapeamento dos espaços livres e com a utilização do software QGIS, foram quantificados o índice de espaço livre e o índice de espaço livre por habitante, conforme as equações 1 e 2:

• Índice de Espaços Livres:

(1)

$$IEL = \frac{\text{Área dos espaços livres}}{\text{Área de estudo}} \times 100$$

• Índice de Espaços Livres por Habitante:

(2)

$$IELH = \frac{\text{Área dos espaços livres}}{\text{N° de habitantes da área de estudo}}$$

A terceira etapa da pesquisa constitui em levantamento qualitativo dos espaços livres em campo. Para a avaliação qualitativa dos espaços livres foram adaptadas às metodologias proposta por Minaki (2007)[10] e Bovo (2009)[5]. A metodologia de Minaki (2007)[10] propõe um diagnóstico das praças e avalia: nome da área, localização, altitude, vegetação existente, porte e densidade da vegetação, cobertura do solo, condições do relevo, aspectos físicos e sanitários da vegetação, tipo de ocupação nas proximidades e qualidade paisagística das praças.

A metodologia de Bovo (2009)[5] avalia os equipamentos, as estruturas e as condições das praças, classificando-os em bom, regular, ruim ou inexistente. Os parâmetros para análise das condições dos equipamentos e da própria estrutura se baseou nas suas condições de conservação, na demanda de equipamentos em relação ao número de possíveis usuários, no conforto e na funcionalidade. As informações levantadas em campo foram sistematizadas e representadas em tabelas, gráficos e mapas, bem como permitiram uma análise qualitativa dos espaços livres na área central de Araçatuba.

Resultados

A área central da cidade de Araçatuba abrange 968.610,75m² e possui cerca de 2.184 habitantes[13]. O levantamento e mapeamento dos espaços livres identificou a presença de 44.395,54m² de espaços livres, distribuídos ao longo de 11 áreas: Praça Rui Barbosa; Praça Getúlio Vargas; Praça João Pessoa; Praça Nove de Julho; Praça Armando de Arruda; Praça Monsenhor Victor Ribeiro Mazzei; Praça Joaquim Dibo; Espaço no cruzamento entre a Avenida dos Araças e a Rua Duque de Caxias; Canteiro Central na Avenida dos Araças; Rotatória Imigração Japonesa; e Calçadão (Tabela 1 e Figura 2).

Tabela 1. Espaços Livres, Área Central da Cidade de Araçatuba-SP.

Espaço Livre	Área (m²)
Rui Barbosa	8.423,38
Getúlio Vargas	8.679,29
João Pessoa	5.457,36
Praça Nove de Julho	758,80
Araçás x Duque de Caxias	1.042,92
Praça Armando de Arruda	891,90
Praça Monsenhor Victor Ribeiro Mazzei	372,99
Praça Joaquim Dibo	420,75
Canteiro Avenida dos Araçás	9.692,00
Rotatória Avenida dos Araçás	452,14
Calçadão	8.204,01
Total	**44.395,54**

Fonte: Elaborado pelos autores.

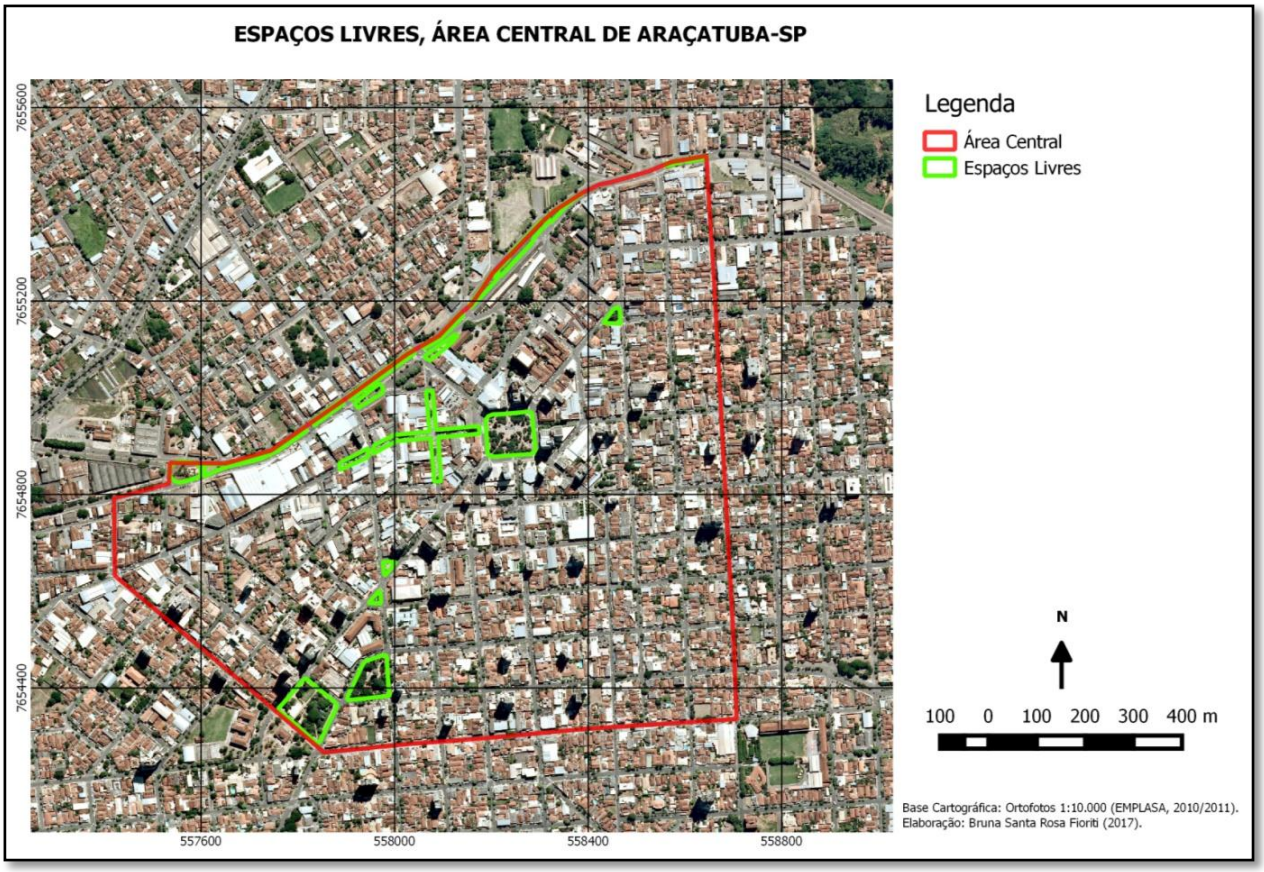


Figura 2. Mapa dos Espaços Livres, Área Central da Cidade de Araçatuba-SP.
Fonte: Elaborado pelos autores.

Os dados do mapeamento indicaram que a Área Central da cidade de Araçatuba possui 4% de índice de espaços livres e 20,32m²/hab de índice de espaços livres por habitante (Tabela 2).

Tabela 2. Espaços Livres, Área Central da Cidade de Araçatuba-SP.

Área Total (m²)	Área dos Espaços Livres (m²)	Índice de Espaços Livres (%)	N° Habitantes	Índice de Espaços Livres por Habitante (m²/hab)
968.610,75	44.395,54	4	2.184	20,32

Fonte: Elaborado pelos autores.

Quanto a classificação dos espaços livres na área central do município de Araçatuba, foram diagnosticadas 8 praças, 2 espaços verdes viários e 1 calçadão. As 8 praças são públicas e possuem funções de recreação, estética e ecológica. Os 2 espaços classificados como verde viário são públicos e possuem funções ecológicas e estéticas. O calçadão é público e possui função estética, bem como favorece o comércio local e a circulação de pedestres (quadro 1).

Quadro 1. Categoria dos Espaços Livres, Área Central da Cidade de Araçatuba-SP.

Espaço Livre	Classificação	Categoria	Funções
Rui Barbosa	Praça	Público	Recreação, Ecológica e Estética
Getúlio Vargas	Praça	Público	Recreação, Ecológica e Estética
João Pessoa	Praça	Público	Recreação, Ecológica e Estética
Praça Nove de Julho	Praça	Público	Recreação, Ecológica e Estética
Araçás x Duque de Caxias	Praça	Público	Recreação, Ecológica e Estética
Praça Armando de Arruda	Praça	Público	Recreação, Ecológica e Estética
Praça Monsenhor Victor R. Mazzei	Praça	Público	Recreação, Ecológica e Estética
Praça Joaquim Dibo	Praça	Público	Recreação, Ecológica e Estética
Canteiro Avenida dos Araçás	Verde Viário	Público	Ecológica e Estética
Rotatória Avenida dos Araçás	Verde Viário	Público	Ecológica e Estética
Calçadão	Calçadão	Público	Estética

Fonte: Elaborado pelos autores.

Além da quantificação e classificação dos espaços livres, foi realizada uma análise qualitativa individualizada para cada um dos espaços livres presentes na Área Central da cidade de Araçatuba. A análise qualitativa considerou a infraestrutura, os equipamentos urbanos e as condições de conservação dos espaços. Em síntese, considerando o uso atual das áreas, as funções desempenhadas, a infraestrutura e mobiliário existente, o estado de conservação e o potencial de utilização das áreas, os espaços livres foram classificados em bons, regulares e ruins (quadro 2).

Quadro 2. Qualidade dos Espaços Livres, Área Central da Cidade de Araçatuba-SP.

Qualidade	Espaços Livres
Boa	Praça Rui Barbosa; Canteiro Avenida dos Araçás.
Regular	Praça Getúlio Vargas; Calçadão; Rotatória Avenida Imigração Japonesa.
Ruim	Praça João Pessoa; Praça Nove de Julho; Praça Araçás x Duque de Caxias; Praça Armando de Arruda; Praça Monsenhor Victor Ribeiro Mazzei; Praça Joaquim Dibo.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Discussão

Os espaços livres possuem funções ecológicas, estéticas e de lazer e são fundamentais para qualidade ambiental e de vida nas cidades. Nesse contexto, o presente estudo realizou um diagnóstico quantitativo e qualitativo dos espaços livres Área Central da cidade de Araçatuba. Os resultados apontaram a existência de 11 espaços livres na Área Central de Araçatuba, que ocupam 4% da área e representam um índice de 20,32m²/hab.

O diagnóstico demonstrou que o índice de espaços livres na Área Central da cidade de Araçatuba, de apenas 4%, é baixo, quando comparado com o índice de 30% citado na literatura[14.] O índice de espaço livre por habitante na Área Central da cidade de Araçatuba, de 20,32m²/hab., é classificado como razoável e bom quando comparado com os índices sugeridos pela literatura, como de 15m²/hab.[13], de 5m²/hab.[1], e de 21 a 30m²/hab.[12].

É importante salientar o representativo resultado registrado no índice de espaços livres por habitante ocorre muito mais em função da baixa população residente no local, do que pela presença de espaços livres bem distribuídos. Outra observação importante é o fato do índice de espaços livres por habitante considerar apenas a população residente no local, algo que pode mascarar a real situação. A área central da cidade de Araçatuba é caracterizada pela concentração de estabelecimentos comerciais e de prestação de serviços (bancos, lojas de varejo, escolas, escritórios) e atrai um elevado fluxo de pessoas diariamente, seja para o trabalho, o consumo ou até mesmo o lazer. Dessa forma, se for considerada a população volante, os índices de espaços

livres podem diminuir e registrar insuficiência perante as recomendações da literatura. Tal aspecto não foi analisado no trabalho.

A análise qualitativa demonstrou que das 11 áreas analisada, 2 apresentaram qualidade boa, 3 qualidade regular e 6 qualidade ruim. A avaliação evidenciou, principalmente, a carência de infraestrutura de qualidade e de mobiliários urbanos aptos a serem utilizados pela população.

Conclui-se que para que os espaços livres possam desempenhar suas funções ecológicas, estéticas e de lazer e se apresentarem em seu máximo potencial para a população, é necessário o investimento de políticas públicas, com intervenções nesses espaços, principalmente através da implantação de equipamentos e mobiliários necessários, manutenção dos existentes e conservação do espaço. Os resultados deste trabalho podem fornecer subsídios para o planejamento ambiental e urbano e o desenvolvimento de políticas públicas na cidade de Araçatuba-SP.

Conflito de Interesse

Os autores declaram não haver qualquer potencial conflito de interesse que possa interferir na imparcialidade deste trabalho científico.

Referências

1. Nucci, J. C. Qualidade Ambiental e Adensamento Urbano: um Estudo de Ecologia e Planejamento da Paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP). São Paulo, Humanitas/FFLCH/USP, 2001.

2. *Guerra,* A. J. T.*; Cunha*, S. B. da (Org.). *Impactos ambientais urbanos* no Brasil. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2009.

3. Tucci, C. E. M. Águas Urbanas. In: TUCCI, C. E. M.; BERTONI, J. C. (Orgs.). Inundações Urbanas na América do Sul. Porto Alegre: ABRH GWP, 2003, p. 11-44.

4. Lombardo, M.A. Ilha de Calor nas Metrópoles: O exemplo de São Paulo. São Paulo: Hucitec, 1985.

5. Bovo, M. C. Áreas verdes urbanas, imagem e uso: um estudo geográfico sobre a cidade de Maringá – PR. 2009. 324 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade Ciências e Tecnologia, 2009.

6. Buccheri Filho, A. T.; Nucci, J. C. Espaços livres, áreas verdes e cobertura vegetal no bairro Alto da XV, Curitiba/PR. Revista do Departamento de Geografia, UFPR, 18, p. 48 – 59, 2006. DOI: https://doi.org/10.7154/RDG.2006.0018.0005

7. Guzzo, P. Estudo dos Espaços livres de uso público da cidade de Ribeirão Preto/SP, com detalhamento da cobertura vegetal e áreas verdes públicas de dois setores urbanos. Rio Claro – SP, 1999. 125p. Dissertação (Mestrado em Geografia), Instituto de Geociências e Ciências Exatas da UNESP, Rio Claro, 1999.

8. Henke-Oliveira, C. Planejamento ambiental na cidade de São Carlos (SP) com ênfase nas áreas públicas e áreas verdes: diagnósticos e propostas. 1996. 181 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, Carlos, 1996.

9. Hulsmeyer, A. F. A cidade através dos seus sistemas de espaços livres – estrutura e configuração da paisagem urbana: um estudo de caso em Umuarama-SP. 310 f. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo). Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo 2014.

10. Minaki, M. As Praças Públicas de Araçatuba/SP: Análise de um Indicador da Qualidade Ambiental Urbana. 210 f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2007.

11. Cavalheiro, F; Nucci, J. C.; Guzzo, P.; Rocha, Y. T. Proposição de Terminologia para o Verde Urbano. Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana (SBAU), Ano VII, n. 3**,** Rio de Janeiro, Jul/Ago/Set, 1999. Disponível em: https://tgpusp.files.wordpress.com/2018/05/cavalheiro-et-al-1999.pdf. Acesso em: 12 de jun. 2018.

12. Jámbor, I.; Szilágyi, K. Grünplanung im Rahmen der Stadtentwicklung. Garten + Landschaft, n. 7, p. 30-35, 1984.
13. Sociedade Brasileira de Arborização Urbana. Carta a Londrina e Ibiporã. Boletim Informativo. v. 3, n.5, p.3, 1996.

14. Sukopp, H.; Werner, P. Naturaleza em las ciudades. Madrid: Ministério de Obras Públicas y Transportes (MOPT), 1991.

15. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico. IBGE, 2010.

16. Gomes, M. F.; Queiroz, D. R. E. ESTUDO DOS ESPAÇOS LIVRES E ÁREAS DE LAZER NA CIDADE DE ARAÇATUBA-SP. Caminhos de Geografia*,* Uberlândia, v.18, n. 61, Março, 2017, p. 165–179. DOI: https://doi.org/10.14393/RCG186111

17. Lima, A. M. L. P.; Cavalheiro, F.; Nucci, J. C.; Souza, M. A. del B.; Fialho, N. de O.; Del Picchia, P. C. D. Problemas de utilização na conceituação de termos como espaços livres áreas verdes e correlatos. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE ARBORIZAÇÃO URBANA, 2, 1994, São Luís - MA. Anais... São Luís: SBAU, 1994, p. 539-549.

18. Loboda, C. R.; De Angelis, B. L. D. Áreas Verdes Públicas urbanas: conceitos, usos e funções. Ambiência, Guarapuava, PR v.1 n.1 p. 125-139 jan./jun. 2005. Disponível em: https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/157/185. Acesso em: 12 jun. 2018.

19. Magnoli, M. M. Em Busca de “Outros” Espaços Livres de Edificação. Paisagem Ambiental: ensaios n. 21. São Paulo, 2006, p. 141 – 174. DOI: https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.v0i21p141-173.

20. Datageo. Fotografias Aéreas, 1:10.000 - EMPLASA, 2010/2011. Disponível em <http://datageo.ambiente.sp.gov.br/Emplasa> Acesso em: 10/03/2017.

ANÁLISE ESPACIAL E TEMPORAL DA LÂMINA D'ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE ITUPARARANGA (SP)

Rita de Cássia Ferreira da Silva[1], Amanda Trindade Amorim[1], Elfany Reis do Nascimento Lopes[1], Roberto Wagner Lourenço[1]

[1]Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, SP.
E-mail: rita.silva@unesp.br, (15) 99771-8216.

Resumo
A escassez hídrica no ano de 2014 foi resultado de uma combinação de fatores, dentre eles os baixos índices pluviométricos registrados no verão anterior. Uma das alternativas para o monitoramento ambiental dos reservatórios, é o uso de técnicas de sensoriamento remoto. Portanto, este trabalho objetivou avaliar através de técnicas de classificação de imagens orbitais e modelagem ambiental, como o período de escassez hídrica ocorrido em 2014, comprometeu os níveis do reservatório de Itupararanga-SP no período de 2015 a 2017, através do delineamento amostral da área do espelho d'água empregando o NDVI. Os resultados demonstraram que o NDVI pode ser aplicado e é de grande relevância na estimativa da área da lâmina d'água em reservatórios, sobretudo para estimar sua vida útil como gerador de energia e também como acumulador de recursos hídricos. Recomenda-se o monitoramento contínuo afim de obter resultados mais refinados que contribuam como subsídio para a gestão dos recursos hídricos.
Palavras-chave: Escassez Hídrica, NDVI, Reservatório, Sensoriamento Remoto.

SPATIAL AND TEMPORAL ANALYSIS OF THE WATER SLIDE OF THE ITUPARARANGA RESERVOIR (SP)

Abstract
The water shortage in 2014 was the result of a combination of factors, including the low rainfall recorded in the previous summer. One of the alternatives for the environmental monitoring of reservoirs is the use of remote sensing techniques. Therefore, the objective of this work was to evaluate by orbital image classification techniques and environmental modeling, such as the water shortage occurred in 2014, compromised the levels of the Itupararanga-SP reservoir in the period from 2015 to 2017, through the sampling design of the area of the water mirror using the NDVI. The results demonstrated that the NDVI can be applied is of great relevance in the estimation of the area of the water table in reservoirs, mainly to estimate its useful life as an energy generator and also as a accumulator of water resources. Continuous monitoring is recommended in order to obtain more refined results that contribute as a subsidy for the management of water resources.
Keywords: Water Shortage, NDVI, Reservoir, Remote Sensing.

Introdução

Em 2014 a região metropolitana de São Paulo, passou por uma das secas sazonais mais intensas dos últimos 13 anos, quando no ano de 2001, a região sudeste do Brasil vivenciou um período de escassez hídrica intensa, fato que impactou diretamente na geração de energia elétrica e na economia. A escassez hídrica no ano de 2014, foi resultado de uma combinação de fatores, principalmente dos baixos índices pluviométricos registrados nos verões dos anos de 2013-2014 e

2014-2015, outros impactos deste período foram o atendimento insuficiente a serviços de abastecimento de água e coleta e tratamento dos esgotos domésticos [1, 2].

Uma vez que a matriz de geração de energia no Brasil é 90% composta por Usinas Hidrelétricas (UHE) [3], a água é a principal matéria prima de energia em nosso país. Os reservatórios das UHE são atingidos ao longo dos anos por processos de degradação ambiental, causando impactos sociais e econômicos e prejudicando a disponibilidade hídrica para a geração de energia. Além disso, o sudeste brasileiro apresenta o maior índice populacional do país com cerca de 43% da população e aproximadamente *80.353.724 habitantes,* convergindo para uma população maior que a do nordestes e nortes juntos e uma alta demanda dos recursos hídricos [4].

Cabe ressaltar que o monitoramento dos recursos hídricos é bastante oneroso e requer tempo de séries históricas. Concebendo estes aspectos, é imprescindível que a gestão pública adote medidas de monitoramento dos reservatórios de água, afim de prever e mitigar rapidamente os possíveis impactos consequentes dos períodos de secas sazonais. Uma alternativa para acompanhar os níveis dos reservatórios é o uso do Sensoriamento Remoto (SR).

Através do SR, o uso de imagens de satélites orbitais, combinadas às técnicas de geoprocessamento para realizar análises temporais de monitoramento ambiental, têm se mostrado bastante eficiente e relativamente de baixo custo. Esse tipo de monitoramento é vantajoso, porém requer alguns cuidados em sua aplicação, pois demandam do uso de recursos humanos altamente qualificados de outras ferramentas, tal como os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) [5].

Estudos utilizaram o SR para a combinação de bandas espectrais das imagens, visando a aplicação de índices de vegetação na avaliação temporal da variação da lâmina d'água de reservatórios e sua correlação com os fenômenos climáticos *El Niño* e *La Niña* [6, 7]. Outro estudo também utilizou um índice de espectral, o NDWI, para observar as mudanças hidrológicas em diferentes períodos de precipitação em uma bacia hidrográfica, contribuindo para o entendimento da dinâmica hidrológica da paisagem [8].

Concebendo a importância do SR na análise ambiental e o potencial do uso de imagens satélites orbitais como recursos de apoio na análise de corpos hídricos o estudo objetivou avaliar como o período de escassez hídrica no ano de 2014, comprometeu os níveis do reservatório de Itupararanga-SP no período de 2015 a 2017, utilizando técnicas de sensoriamento remoto.

Métodos

O reservatório de Itupararanga está localizado na Área de Proteção Ambiental de Itupararanga (APA Itupararanga), que está inserida na Bacia Hidrográfica do Alto Rio Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI-10) (Figura 1). A área total do reservatório é de aproximadamente 20 Km², variando sazonalmente nos períodos de alta ou baixa pluviosidade.

Além da geração de energia elétrica destinada à Companhia Brasileira de Alumínio (CBA), o reservatório é uma importante fonte de abastecimento de água para os municípios inseridos na bacia do Alto Sorocaba, pois é responsável por 63% do abastecimento dessa população [9].



Figura 1. Localização do Reservatório de Itupararanga (SP).

A APA Itupararanga foi criada devido ao uso extensivo do solo no entorno da represa para loteamentos e agricultura, através da Lei Estadual 10.100/98, que inicialmente protegia somente o entorno do reservatório. Em 2003, a área da APA foi ampliada para toda a bacia hidrográfica do alto curso do Rio Sorocaba, através da Lei Estadual 11.579/03, para garantir a proteção dos ecossistemas ali existentes [10, 11].

Para a análise da variação da lâmina d'água do reservatório, foram adquiridas imagens orbitais do satélite Landsat 8, sensor *Operacional Land Imager* (OLI), com resolução espacial de 30 metros, dos anos de 2015, 2016 e 2017 (órbita 219, ponto 76), através do *United States Geological Survey* (USGS) e, posteriormente, calculado o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI).

O NDVI consiste de um índice de vegetação que investiga a distribuição e quantidade de vegetação presente no pixel, mas também destaca áreas com ausência de atributos vegetativos, permitindo identificar áreas antrópicas e hídricas [12, 13, 14].

O indice é calculado a partir da utilização da banda 4 (com comprimentos de onda variando entre 640-690 nm, referente a faixa do vermelho) e da banda 5 (com comprimentos de onda variando entre 850-880 nm, referente a faixa do infravermelho próximo) do satélite Landsat 8. Este índice varia de [-1 a 1], conforme equação a seguir [12].

$$NDVI = \frac{(\rho NIR - \rho R)}{(\rho NIR + \rho R)}$$

Onde: *R* é a reflectância da banda espectral na faixa do vermelho (banda OLI-4) e *NIR* é a reflectância da banda espectral na faixa do infravermelho próximo (banda OLI-5).

Neste estudo o NDVI foi ajustado para realçar a presença de água no pixel, pois o comportamento espectral da água é conhecido por sua distinção em relação aos outros alvos,

tendo em vista que sua energia refletida é inexistente [15], portanto a lâmina d'água do reservatório pode ser extraída.

Para identificar e avaliar espacialmente as áreas de retração e expansão (ou perdas e ganhos) de lâmina d'água do reservatório no período de análise, as lâminas d'água extraídas do NDVI foram analisadas no módulo *Land Change Modeler* (LCM) no *software* Idrisi Selva [16], que a partir de dois arquivos matriciais dos períodos distintos, identifica as áreas que sofreram alterações espaciais na área analisada e calcular os seus respectivos quantitativos de mudanças. Neste estudo aplicou a análise para três períodos, sendo 2015-2016, 2016-2017 e 2015-2017.

Por fim, foi realizado a composição colorida através das imagens do satélite Landsat 8, utilizando as bandas espectrais 6-5-4 (infravermelho de ondas curtas, infravermelho próximo e vermelho, respectivamente), afim de apresentar as principais áreas onde ocorreram as perdas e ganhos da lâmina d'água no reservatório. Posteriormente, a análise das áreas de perdas e ganhos da lâmina d'água do reservatório, foram validadas com os dados de volume da represa, coletados *in situ* [17] para o período analisado.

Resultados

A Tabela 1 apresenta o quantitativo das áreas do reservatório. As áreas onde houve um aumento da lâmina d'água foram chamadas de áreas de "ganho", as áreas de "perda" foram consideradas aquelas com retração da lâmina, e as áreas que não apresentaram mudanças foram consideradas como de "persistência". As Figuras de 2, 3 e 4 apresentam os resultados nos períodos 2015-2016, 2016-2017 e 2015-2017, respectivamente.

Tabela 1. Quantitativo de ganhos, perdas e persistências do reservatório de Itupararanga, para os períodos entre 2015 e 2017.

Categoria de transição	**2015 - 2016**		**2016-2017**		**2015-2017**	
	Área (ha)	**Área (%)**	**Área (ha)**	**Área (%)**	**Área (ha)**	**Área (%)**
Ganho	307,26	13,84	38,07	1,69	256,41	11,82
Perda	2,25	0,10	93,06	4,12	6,57	0,30
Persistência	1910,88	86,06	2124,90	94,19	1906,56	87,88
Total Reservatório	2220,39	100,00	2256,03	100,00	2169,54	100,00

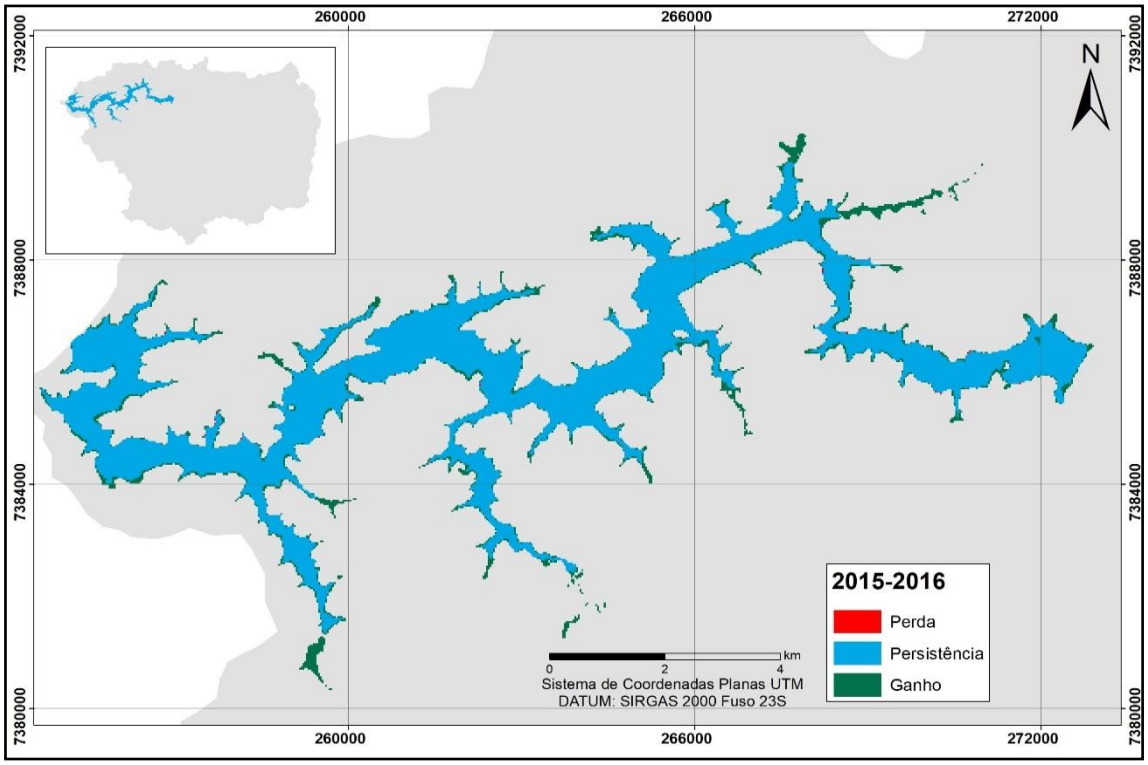


Figura 2. Áreas de transição da lâmina d'água do reservatório de Itupararanga entre 2015 e 2016.]

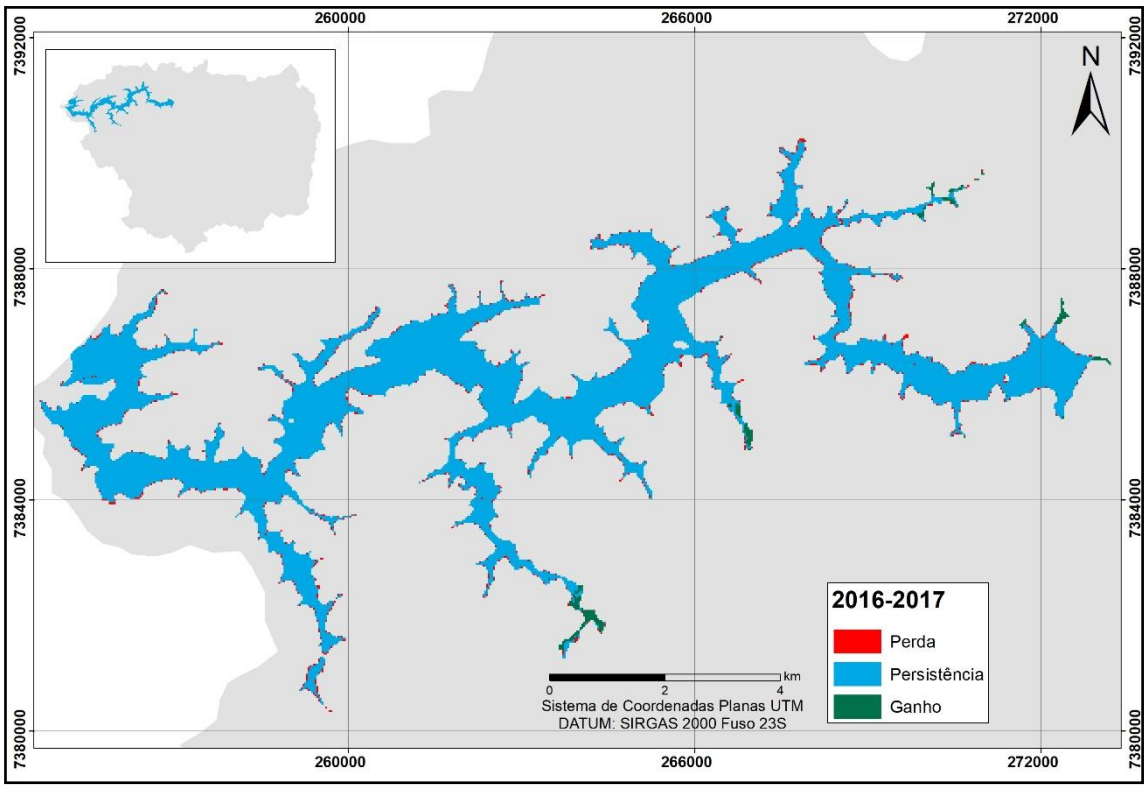


Figura 3. Áreas de transição da lâmina d'água do reservatório de Itupararanga entre 2016 e 2017.

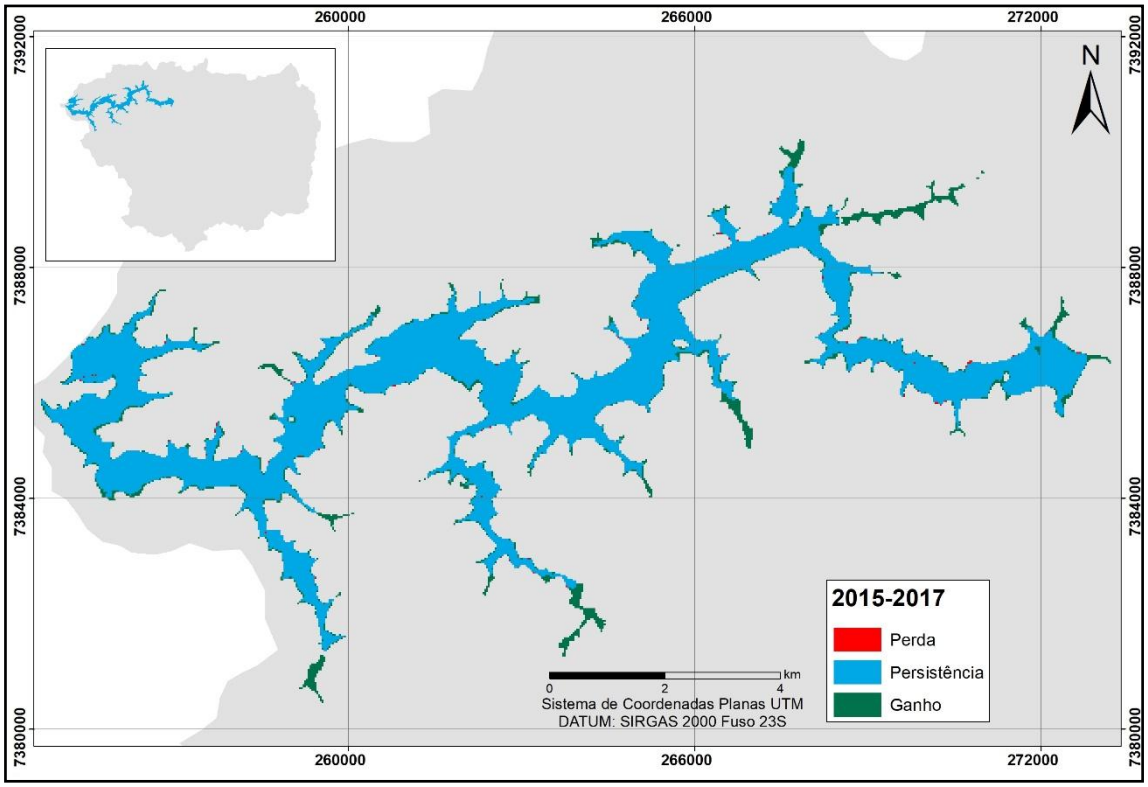


Figura 4. Áreas de transição da lâmina d'água do reservatório de Itupararanga entre 2015 e 2017.

No período de 2016-2017 houve uma perda de 93,06 ha (4,12%) da área total ocupada pela lâmina d'água, e de expansão nos períodos 2015-2016 e 2015-2017, que totalizam, respectivamente um ganho de 307,26 ha (13,84%) e 256,41 ha (11,82%) da área total alagada. De forma geral, nos três períodos foram observados que ao menos 80% da lâmina d'água do reservatório não sofreu variação, reforçando a manutenção de um volume hídrico de segurança para a realização das suas funções ambientais e antropogênicas.

A Figura 5 indica os locais onde houve perda de lâmina d'água (Figura 5A) e as áreas recuperadas nos anos posteriores (Figura 5BC).

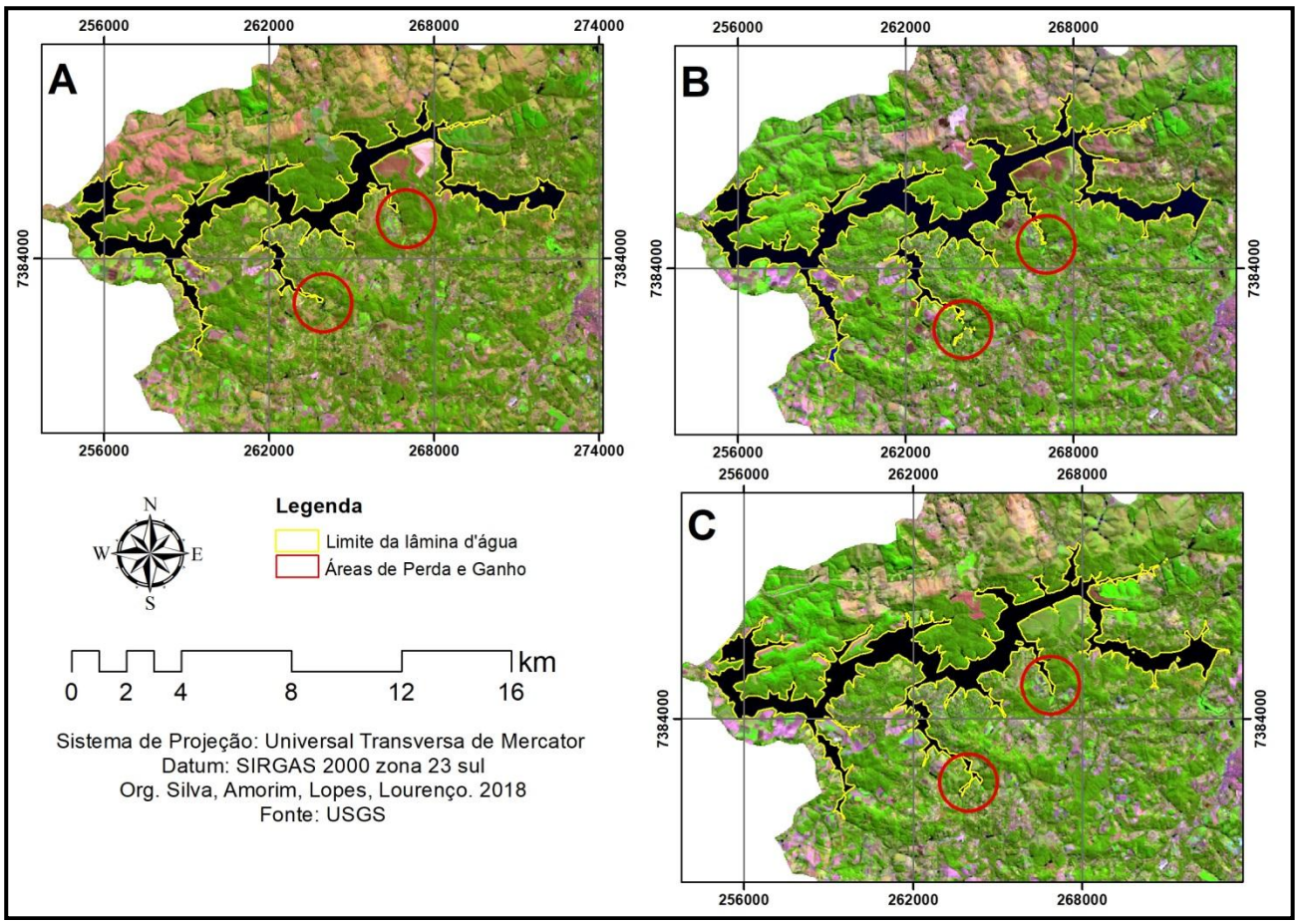


Figura 5. Identificação das principais áreas de perdas e ganhos do reservatório.
A - 2015; **B** – 2016; **C** – 2017. Fonte: Imagem: Landsat 8.

A Tabela 2 apresenta a variabilidade do volume no período de 2015 a 2017 e a ocorrência de precipitação.

Tabela 2. Período de aquisição das imagens orbitais do satélite Landsat 8 e volume do reservatório.

Data de Aquisição das imagens	Vol. do Reservatório (m³)	Chuva no Reservatório[1]
22 de agosto 2015	160.141.000	não
07 de julho 2016	240.263.000	não
26 de julho 2017	219.651.777	não

[1]considera-se se houve chuva na área 7 dias antes do cálculo do volume.

Os dados do monitoramento realizado na represa [17], mostram a variação temporal do volume de água no reservatório e através deles foi possível validar o uso do SR e do NDVI como produtos para análise de áreas hídricas.

No período de 2015-2016 houve um ganho de volume de água de 80.122.000 m³ no reservatório, evidenciando uma recuperação do volume útil após o período de escassez hídrica de 2014 para a manutenção dos recursos hídricos, dos processos ecossistêmicos locais, além do abastecimento urbano de água e geração de energia. Já no período de 2016-2017, houve retração do volume de água do reservatório de 20.611.223 m³, caracterizando uma tendência de redução na disponibilidade hídrica.

A tendência observada nos resultados demostra que houve a diminuição e aumento da área do reservatório no período estudado, confirmando os dados de volume coletados *in situ*[17],

onde houve oscilação positiva no volume do reservatório no período 2015-2016 e 2015-2017, e oscilação negativa do volume de água no reservatório no período de 2016-2017.

Discussão

Através do NDVI foi possível identificar o quantitativo das áreas apresentadas pelo reservatório ao longo de três anos e indicar espacialmente as áreas de perdas e ganhos em que foram observadas a retração e aumento do volume hídrico. Na sequência de analises entre os períodos foi possível observar o quanto a escassez hídrica no ano de 2014 afetou a disponibilidade hídrica no reservatório no ano de 2015, onde a área da lâmina d'água é a menor apresentada em comparação com os anos de 2016 e 2017. Posteriormente essa disponibilidade foi recuperada, uma vez que o regime de pluviosidade foi regularizado gradativamente nos verões de 2015-2016 e 2016-2017, além das sucessivas campanhas de educação ambiental entre a população e até o estabelecimento de decretos governamentais com a definição de sanções e multas para o uso irregular dos recursos hídricos.

Vale ressaltar que a água, tema central de discussão deste e de muitos outros estudos, foi inquestionavelmente considerada um recurso inesgotável, de grande abundância no mundo e renovável. A noção de abundância permitiu a criação de uma cultura do mau uso, de modo que a questão hídrica se tornou a preocupação central nas discussões entre sociedade, especialistas e governantes [4].

Estudos têm ressaltado a necessidade de gestão dos recursos hídricos com processos e análises que envolvam baixos custos, visto que a escassez hídrica é também um grande entrave para o desenvolvimento econômico [2]. Essa gestão também tem sido realizada através do apoio do Estado com ações locais de educação ambiental, saneamento, reflorestamento ou contenção de erosão, sobretudo com recursos financeiros provenientes de fundos específicos para esta finalidade [18]. No âmbito técnico, o SR se mostra uma ferramenta potencial para a aplicação e desenvolvimento de analises básicas e avançadas em termos de detecção das alterações da área de lâminas d'água em reservatórios, assim como realizado neste estudo.

Outras recomendações ressaltaram a necessidade de desenvolver e validar um modelo empírico que relacione a área da superfície da lâmina d'água e o volume do reservatório [19]. Contudo, a proposta de realçar corpos d'água a partir de imagens multiespectrais e com baixo custo computacional, vêm sendo desenvolvida continuamente com o objetivo de reduzir ruídos e contribuir com a qualidade dos produtos gerados.

Os primeiros estudos que visaram aperfeiçoar índices que realcem com mais acurácia a presença de água no pixel, datam de 1996 [20, 21]. Além do NDVI, sucessivos índices de vegetação vêm apresentando resultados satisfatórios para segregar áreas hídricas e avaliações concisas do quantitativo de volume hídrico.

Com o intuito de aprimorar as metodologias existentes para desenvolver índices indicadores de corpos d'água, estudos têm explorado o uso de sensores com baixa resolução espectral para propor um Índice Indicador de Corpos d'água (IIA) [22], sem que haja a necessidade de adquirir imagens com elevado custo econômico. Este índice é aplicado em imagens aéreas nas faixas espectrais associadas ao verde e ao infravermelho próximo para realçar e extrair com maior facilidade os corpos d'água presentes em uma imagem aérea. Dentre outros estudos, pode-se citar a análise da qualidade das informações de volume de água de um reservatório [19], produzida por métodos de classificação de imagens, produzindo informações acuradas para o monitoramento de recursos hídricos.

Estes estudos reforçam como o SR pode auxiliar por diferentes caminhos, o aprimoramento do uso de bandas espectrais em diferentes comprimentos de ondas e da contribuição dos índices, como o NDVI, podem contemplar estudos que necessitem de sensores com melhor resolução espacial sem necessariamente possuir alta resolução espectral.

Estudos futuros para o monitoramento de reservatórios podem ser realizados usando o SR buscando estimar a profundidade do reservatório a partir de imagens de satélites orbitais, visando minimizar a aquisição de dados altimétricos por metodologias com custo elevados, como a análise batimétrica por exemplo. A partir destes estudos, modelos matemáticos precisos poderão ser desenvolvidos para apurar as áreas de perdas e ganhos da área da lâmina d'água.

As informações produzidas neste estudo mostraram-se adequadas para o monitoramento de recursos hídricos, resultando em um mapeamento de boa acurácia temática e da estimativa do quantitativo de variação da lâmina d'água, fornecendo subsídios técnicos para a tomada de decisão. Vale ressaltar que as imagens utilizadas neste estudo compreendem aquelas gratuitas e de média resolução espacial, podendo ser amplamente utilizada em estudos similares.

Referências

1. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea) e Secretaria de Planejamento e Investimentos Estratégicos (SPI/MP). Objetivos de desenvolvimento do milênio: relatório nacional de acompanhamento. Brasília: Ipea: MP, SPI, 2007. 152 p.

2. Marengo JA, Nobre CA, Seluchi ME, Cuarta A, Alves LM, Mendiondo EM, et al. A Seca e a Crise Hídrica de 2014-2015 em São Paulo. R USP. 2015; (106):31-44. DOI: https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i106p31-44

3. Carvalho NO, Filizola Júnior NP, Santos PMC, Lima JEFW. Guia de Avaliação de Assoreamento de Reservatórios. 1ª Edição. Brasília: ANEEL. 2000.

4. Scantimburgo, A. L. Políticas públicas e desenvolvimento sustentável: os limites impostos pelo capitalismo no gerenciamento e preservação dos recursos hídricos no Brasil. R Aurora. 2011; 4(1):62-79. Disponível em: http://revistas.marilia.unesp.br/index.php/aurora/article/view/1245 Acesso em: 12 jun. 2018

5. Machado RE, Vettorazzi CA. Sediment yield simulation for the watershed Ribeirao dos Martins, State of Sao Paulo, Brazil (in Portuguese). Rev Bras Ciênc Solo. 2003; 27(4):735-741. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000400018.

6. Silva CR, Lima EP, Machado JS. Análise temporal do espelho d'água da Lagoa Parnaguá (PI) usando imagens digitais. Ambiência. 2012; 8(3):909-919p. DOI: 10.5777/ambiencia.2012.05.10

7. Anjos DM, Soares DMA, Simões EM, Leite ACCP, Ramos TM, Bakke IA. Temporal Analysis of Water Volume at Capoeira Reservoir Mãe d'Água, Paraíba, Brazil. Rev Verde. 2017; 12(1):138-142. DOI: http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v12i1.5115.

8. Cinquini JA, Azevedo AR. Estimativa de áreas alagadas no período de seca e cheia em Otto bacia no município de Corumbá/MS, utilizando NDVI, NDWI e atributos de textura em imagens Landsat/TM. In: 4° Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 20 a 24 de outubro de 2012, Bonito/MS. Anais do 4° Simpósio de Geotecnologias no Pantanal. Brasília: EMBRAPA; 2012. p. 71-80.

9. Fundação Florestal. Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo. Área de Proteção Ambiental Itupararanga. 2010 [Internet]. Disponível em: http://www.fflorestal.sp.gov.br. Acesso em: 12 jun. 2018.

10. São Paulo. Lei n° 10.100 de 1° de dezembro de 1998. Declara Área de Proteção Ambiental o entorno da represa de Itupararanga. São Paulo, 1998. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1998/lei-10100-01.12.1998.html. Acesso em: 12 jun. 2018.

11. São Paulo. Lei n° 11.579 de 2 de dezembro de 2003. Altera a Lei 10.100. São Paulo, 2003. Disponível em: http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2003/lei-11579-02.12.2003.html. Acesso em: 12 jun. 2018.

12. Rouse JW, Haas RH, Schell JA, Deering DW. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: FRADEN, S. C.; MARCANTI, E. P.; BECKER, M. A. Earth Resources Tecnology Satellite-1 Symposium. Washington: NASA. 1973. p. 309- 317. Disponível em: https://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19740022614.pdf. Acesso em: 12 jun. 2018.

13. Gianasi BL, Oliveira AO, Araujo MLV, Copertino MS. Utilização de LANDSAT-TM no estudo de uma floração de macroalgas de deriva no Estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). In: Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.7044.

14. Mei A, Manzo C, Fontinovo G, Bassani C, Allegrini A, Petracchini F. Assessment of land cover changes in Lampedusa Island (Italy) using Landsat TM and OLI data. J Afr Earth Sci. 2016; 122:15-24. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2015.05.014.

15. Ferreira AB, Pereira Filho W. Avaliação da reflectância espectral de corpos d'água em Santa Maria-RS, por meio de espectrorradiometria de campo. Geoambiente. 2009; (13):194-207. DOI: https://doi.org/10.5216/rev.%20geoambie.v0i13.25996

16. Clark Labs. Idrisi Selva. Worcester: Clark Labs, Clark University. 2012.

17. Calijuri MC, Santos ACA, Varesche MBA, Miwa ACP, Duarte ICS, Carlos VM, Benassi RF, Smith WS. Relatório do Projeto Temático FAPESP 2008/55636-9: Contribuição ao Conhecimento do Ciclo do Carbono no Reservatório Itupararanga como Subsídio para a Sustentabilidade da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba (SP). USP, UFSCar, UNESP, UFABC, UNIP. 2017.

18. Saito CH. As mútuas interfaces entre projetos e ações de educação ambiental e de gestão de recursos hídricos: subsídios para Políticas de estado. Ambient Soc. 2011; 14(1):213-227. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2011000100012.

19. Leão EJ. Análise da qualidade da informação produzida por classificação baseada em orientação a objeto e SVM visando a estimativa do volume do reservatório Jaguari-Jacareí. [Dissertação]. Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT) - Presidente Prudente, UNESP. Presidente Prudente/SP; 2017.

20. Gao BC. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. Remote Sens Environ. 1996; 58(3):257–266. DOI: https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3.

21. McFeeters SK. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. Int J Remote Sens. 1996; 17(7):1425-1432. DOI: https://doi.org/10.1080/01431169608948714.

22. Polidorio AM, Imai NN, Tommaselli AMG. Índice indicador de corpos d'água para imagens multiespectrais. In: Simpósio em Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação (SIMGEO), 1, 2004, Recife. Anais...Recife: UFPE, 2004.

PROPOSTA DE ADEQUAÇÃO AMBIENTAL DO HARAS DOS FAIAS - IBIÚNA SEGUNDO O CADASTRO AMBIENTAL RURAL BRASILEIRO

Giovane Eid Lourenço de Carvalho, Hetiany Ferreira da Costa, Bruna Henrique Sacramento, Elfany Reis do Nascimento Lopes, Jocy Ana Paixão de Sousa, Roberto Wagner Lourenço

Universidade Estadual Paulista (Unesp). Instituto de Ciência e Tecnologia, Campus Sorocaba. Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental.
E-mail: giovane.eid@gmail.com, (15) 981378438

Resumo
O estudo objetivou a proposição da adequação ambiental do Haras dos Faias, localizado em Ibiúna, São Paulo, de acordo com o mapeamento das características ambientais previstas no Cadastro Ambiental Rural (CAR). A proposta de adequação foi realizada através do mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal, utilizando técnicas de geoprocessamento, a partir da interpretação visual da imagem do satélite RapidEye e da realização de trabalhos de campo. Delimitou-se ainda, a definição de faixas marginais de áreas de preservação permanente (APPs) com base nas áreas de curso d'água, nascentes e encostas. Posteriormente, foi realizado o enquadramento das atividades nas categorias previstas no CAR. O Haras apresentou 41,89% de áreas naturais e 58,11% de áreas antrópicas de agricultura e criação de animais. O mapeamento de APPs e reservas legais (RLs) confirmam a legalidade do Haras perante a legislação vigente e a proposta de adequação ambiental é aplicável na propriedade rural analisada.
Palavras-chaves: Cadastro rural, Imóvel rural, Geoprocessamento, Reserva Legal, Áreas de Preservação Permanente.

PROPOSAL OF ENVIRONMENTAL ADEQUACY OF FAIAS'S HORSE FARM - IBIÚNA ACCORDING TO BRAZILIAN RURAL ENVIRONMENTAL REGISTER

Abstract
The study proposes the environmental adequacy of Haras dos Faias located in the city of Ibiúna, São Paulo according to the mapping of the environmental characteristics predicted in the Rural Environmental Register (RER). The adequacy proposal was made through the mapping of the land use and vegetation coverage using geoprocessing techniques in a Geographic Information System, based on the visual interpretation of the RapidEye satellite image and fieldwork. Marginal strips of permanent preservation areas (APPs) were delimited based on watercourse areas, springs and slopes. Subsequently, the framework of the activities in the categories foreseen in the RER. The Haras presented 41.89% of natural areas and 58.11% are associated with the anthropic areas of agriculture and animal husbandry. The mapping of APPs and legal reserves (RLs) confirms the legality of Haras before the current legislation and the proposed environmental adequacy is applicable in the analyzed rural property.
Key Words: Rural register, Rural property, Geoprocessing, Legal Reserve, Permanent Preservation Areas.

Introdução

O Artigo 255 da Constituição Federal Brasileira assegura a todos o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, como bem de uso comum essencial à sadia qualidade de vida, indicando o dever de defendê-lo e preservá-lo para a presente e futuras gerações. [1] A proteção e o equilíbrio do meio ambiente requer a preservação dos recursos naturais como o solo e a água, sendo estes de elevada importância para a fauna e a flora locais e para atividades como agricultura, pecuária e silvicultura. [2]

O Código Florestal Brasileiro, instituído pela Lei nº 12.651/2012, define que as áreas a serem preservadas no país são aquelas protegidas ou não por vegetação nativa, com função ambiental de resguardar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.[3]

Grande parte dos recursos naturais brasileiros a serem protegidos encontra-se no interior de propriedades rurais, sendo estes utilizados de forma irregular e sem o devido cumprimento da legislação ambiental em vigor. Buscando regularizar a situação destas áreas, garantir a manutenção da biodiversidade e a preservação dos recursos naturais, em 2012, foi editado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) o Decreto nº 7.830, que busca a regularização ambiental dos imóveis rurais em âmbito federal. [4]

Tal regularização, juntamente com o Código Florestal Brasileiro, propôs o Cadastro Ambiental Rural (CAR), como um registro público, obrigatório e nacional, com finalidade de identificar as Áreas de Preservação Permanente (APPs), Reserva Legal (RL) e outras áreas de interesse ambiental, integrando-as para que o planejamento ambiental, o monitoramento, combate ao desmatamento e a regularização ambiental sejam procedidas nas propriedades.[5] Além da regularização dos imóveis rurais, o CAR surgiu a partir da necessidade de solucionar falhas de monitoramento de aplicação do Código Florestal de 1965 no que concerne a supressão de vegetação e atividades irregulares perante a legislação vigente.[6]

O CAR dos imóveis rurais é gratuito e obrigatório em todo o território nacional, sendo requerido, inicialmente, no ano de 2014, para imóveis com área territorial a partir de 4 módulos fiscais. Até o ano de 2018, diversos decretos foram editados para postergar o prazo final do cadastro pelos proprietários. O Decreto nº 9.395, de 30 de maio de 2018, editou o prazo final para 31 de dezembro do referido ano.[7]

As sucessivas prorrogações foram dadas em consideração da ausência de mecanismos de divulgação e conhecimento pelos produtores, da importância do registro e das sanções previstas em Lei para propriedades não cadastradas.[7] No último demonstrativo de cadastros realizados, divulgado em julho de 2018, o Brasil possuía 4.474.858 imóveis rurais cadastrados, sendo que o estado de São Paulo contribui com 337.066 cadastros e 7,53% do total brasileiro.[8]

Vale ressaltar, que a adequação das propriedades rurais nas recomendações do CAR, permite determinar a localização e a quantificação das áreas de uso da terra e cobertura vegetal, a delimitação e efetivação das áreas de APPs, RLs e de uso restrito, com a posterior integração dos dados. Esta integração visa ampliar o conhecimento da situação dos recursos naturais no território nacional em áreas privadas, promover o planejamento das paisagens, auxiliar na recuperação de áreas degradadas, o controle e combate ao desmatamento.[9,10]

Este estudo se justifica na necessidade de contribuir com a implementação do CAR no Brasil, de forma que as informações coletadas para o cadastro das propriedades auxiliem na identificação da situação da cobertura vegetal do território brasileiro, promova o planejamento ambiental rural, contribua para ordenar a localização e conectividade da RLs e APPs, subsidie a implementação de políticas de fomento a conservação dos recursos naturais. Deste modo, o estudo propõe a adequação ambiental do Haras dos Faias, localizado na cidade de Ibiúna, São

Paulo, de acordo o mapeamento das características ambientais previstas no Cadastro Ambiental Rural.

Métodos

Área de estudo

Ibiúna é um município brasileiro do estado de São Paulo, localizado na Região Metropolitana de Sorocaba, na Mesorregião Macro Metropolitana Paulista e na Microrregião de Piedade. Localiza-se a uma latitude de 23º39'20" sul e longitude 47º13'31" oeste, estando a uma altitude média de 996 metros.[11]

Com uma área de 1.058 km² e uma população estimada em 2017 de 77.566 habitantes[12] possui um clima subtropical e vegetação predominantemente coberta pela Mata Atlântica. O município apresenta IDH de 0,746 e 68,18% de taxa de alfabetização.[11]

A propriedade rural Haras dos Faias, localiza-se na divisão entre os municípios de Ibiúna e Cotia, sendo a maior área territorial localizada em Ibiúna, conforme localização apresentada na Figura 1. A propriedade possui área total de 24,56 hectares e uma diversidade de atividades rurais que se distinguem com a criação de cavalos para a prática esportiva e a produção hortícola.

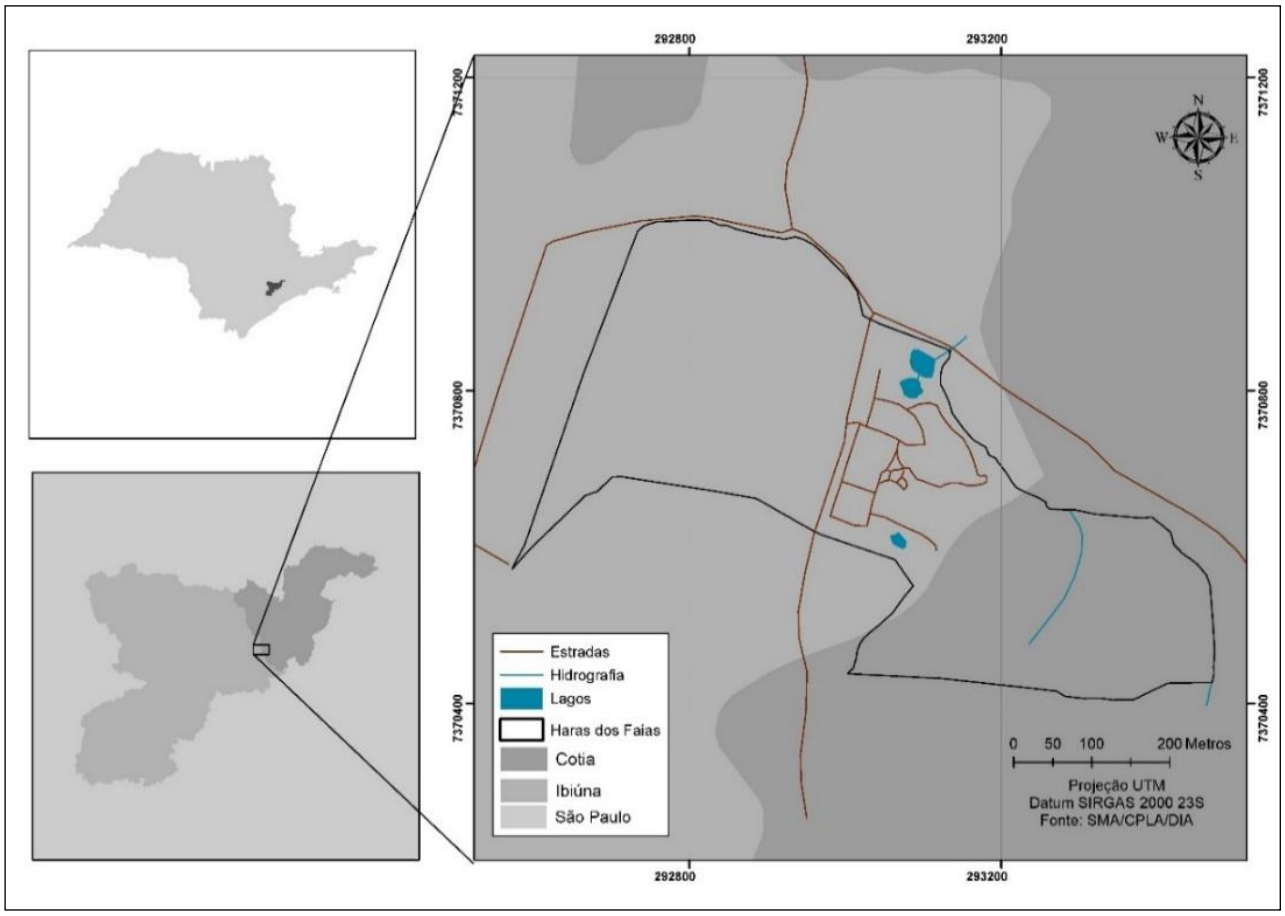


Figura 1. Localização do Haras dos Faias.

Base cartográfica de apoio

Foi construída uma base cartográfica de apoio, derivada da coleta de coordenadas dos limites da propriedade, com auxílio de GPS, extração das informações vetoriais planimétrica (hidrografia) e altimétricas (curva de nível e pontos cotados) da carta topográfica do município de Ibiúna do ano de 1978, proveniente do Instituto Geográfico e Cartográfico[13], visualizado através da plataforma DataGEO, em escala de 1:10000. Por último adquiriu-se, por meio do convênio entre a Universidade Estadual Paulista e o Ministério do Meio Ambiente uma imagem satélite do satélite

RapidEye do ano de 2015. Além disso, foram realizadas consultas as imagens providas pelo Google Earth Pro.

Delimitação do imóvel rural

A delimitação do imóvel foi realizada a partir da coleta de pontos georreferenciados dos vértices da propriedade, registrados em campos com o auxílio de GPS (Garmin etrex 30), além de informações disponibilizadas pelo técnico da propriedade e da planta baixa de registro do imóvel rural.

Mapeamento do uso solo e cobertura vegetal

A identificação das classes de uso da terra e cobertura vegetal foi realizada utilizando imagem do satélite *RapidEye* do ano de 2015, a partir da combinação das bandas espectrais da região do visível (RGB) para a geração de uma imagem cor verdadeira, na qual o limite da propriedade foi sobreposto e procedido a vetorização das atividades no interior do imóvel, a partir da técnica de interpretação visual. A interpretação visual pode ser definida como a técnica que realiza o estudo de imagens, buscando identificar, interpretar e obter informações sobre os fenômenos e objetos contidos nelas, a partir da forma, luminosidade, tonalidade, padrão e tamanho.[14]

As classes de uso e cobertura foram estabelecidas conforme o Manual do Uso da Terra[15] e a sua delimitação foi realizada no *software* ArcGIS v. 10.3.[16] O mapeamento foi validado com um trabalho de campo, a partir da coleta de informações georreferenciadas usando GPS Garmim Etrex 30 e o registro fotográfico. Quando necessário, o mapeamento foi retificado conforme as observações em campo.

Mapeamento das características hipsométricas e de declividade

Para a obtenção das informações sobre altitude e declive da propriedade, um Modelo Digital do Terreno (MDT), derivado das informações como curvas de nível e pontos cotados, oriundos da base cartográfica de apoio. O MDT foi gerado através do método TIN (*Triangular Irregular Networks*), buscando representar o relevo por meio de faces triangulares interligadas que indicam a elevação do terreno. Com base no MNT foi possível obter o mapeamento da declividade em percentual. Os percentuais de declividade foram classificados conforme a definição de tipos de relevos da Embrapa[17], segundo a Tabela 1.

Tabela 1. Tipos de Relevo[17]

Declividade (%)	**Tipo de relevo**
0 - 3	Plano
> 3 - 8	Suavemente Ondulado
> 8 - 20	Ondulado
> 20 - 45	Fortemente Ondulado
> 45 - 75	Montanhoso
> 75	Escarpado

Mapeamento de APPs

O mapeamento da APP foi realizado conforme o Código Florestal Brasileiro, Cap. II, Seção I, Art. 4º, inciso I.[3] Para a definição de APP, delimitou-se uma faixa de 30 metros para os rios e estabelecido um raio de 50 metros para as nascentes. Não foi realizado o mapeamento de APP de topo de morro, pois foi verificado no MNT a ausência de áreas com inclinação média superior a 25 graus e 100 metros de altitude. Também não foi realizado o mapeamento da APP de lagos, pois segundo o Código Florestal Brasileiro, fica dispensado o estabelecimento de faixas de APP no entorno das acumulações naturais ou artificiais de água com superfície inferior a 1 hectare.[3]

Mapeamento de Reserva Legal e vegetação nativa

O mapeamento da RL foi realizado a partir do cálculo das áreas de vegetação nativa, previamente mapeadas no uso da terra e cobertura vegetal. Calculou-se uma RL correspondente aos 20% da área da propriedade exigidos pelo Código Florestal Brasileiro, Cap. IV Seção I, Art. 12, inciso II' para propriedades localizadas no bioma mata atlântica.[3]

Mapeamento do uso restrito

O mapeamento de uso restrito teve como base o MDT, a interpretação visual de imagens e a constatação em visita de campo para confirmação da presença ou ausência de áreas com inclinação entre 25° e 45°, preconizadas como aquelas que devem ser prioritariamente restritivas para qualquer atividade na área da propriedade.

Mapeamento das áreas consolidadas e não consolidadas

O mapeamento das áreas consolidadas teve como base a averiguação das APPs e RLs que possuíam ocupação antes de 22/07/2008. Segundo o Código Florestal Brasileiro, nestas áreas, a presença de atividades antrópicas até o período supracitado deve ser anistiada e considerada consolidada.[3] Para as áreas não consolidadas, foram consideradas todas as áreas antropizadas da propriedade que ocorreram ocupações posterior a 22/07/2008.

Resultados

Caracterização ambiental da propriedade

O Haras dos Faias conta com uma área total de 246.642,23 m² ou 24,66 ha, sendo delimitado por uma estrada ao norte e oeste, por uma estreita faixa vegetal ao sudeste e sul e por um rio em suas porções leste e nordeste, conforme Figura 2. A propriedade é interseccionada pela Estrada Capelinha e tem seu acesso feito através da mesma, além de permitir o acesso às propriedades vizinhas.

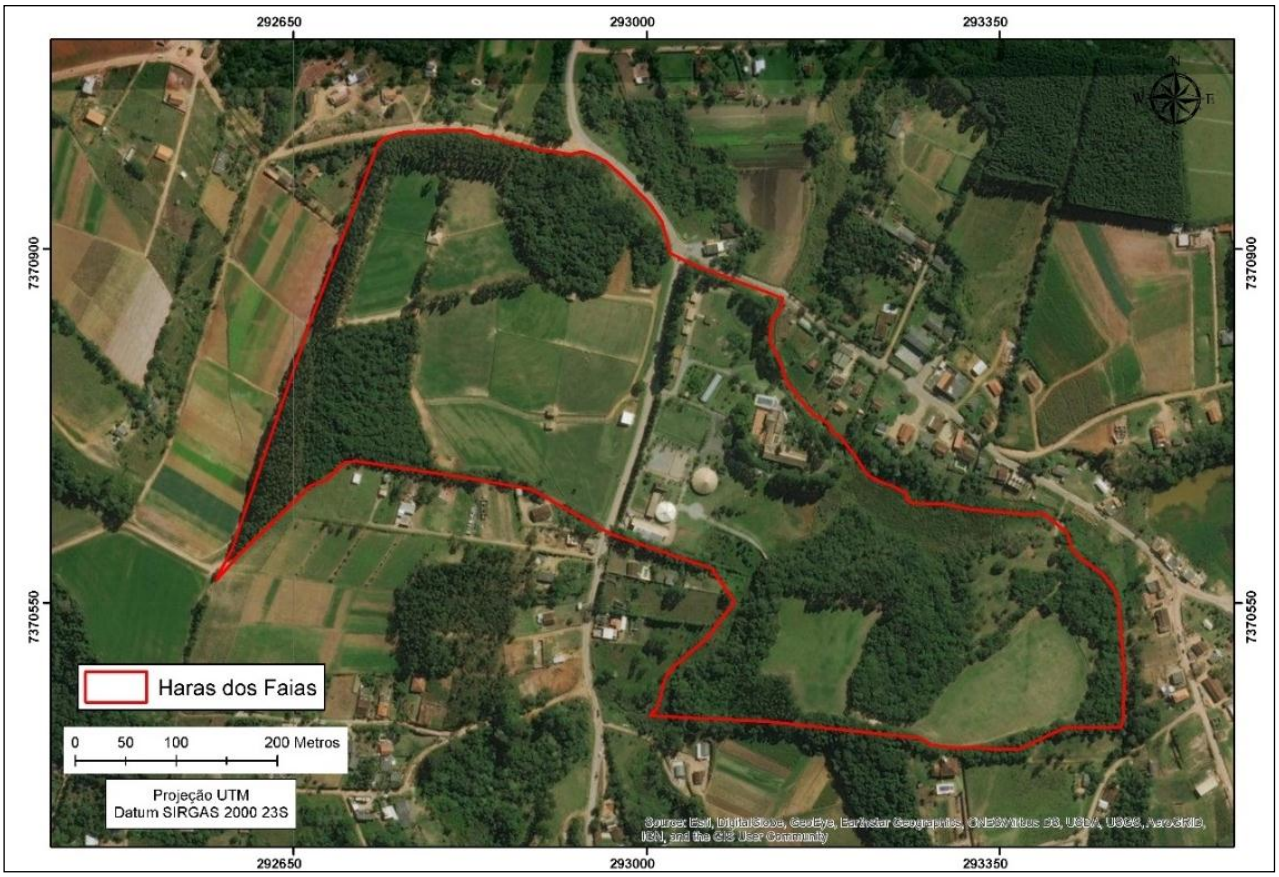


Figura 2. Mapa da delimitação do imóvel.

O uso da terra e cobertura vegetal do imóvel rural apresentou 4 classes principais e 9 subclasses, que podem ser observadas na Figura 3.

Com base no levantamento das atividades, a Tabela 3 apresenta o quantitativo detalhado do mapeamento. Foi possível observar que áreas naturais são responsáveis por 41,89% e 58,11% e estão associadas às áreas antrópicas.

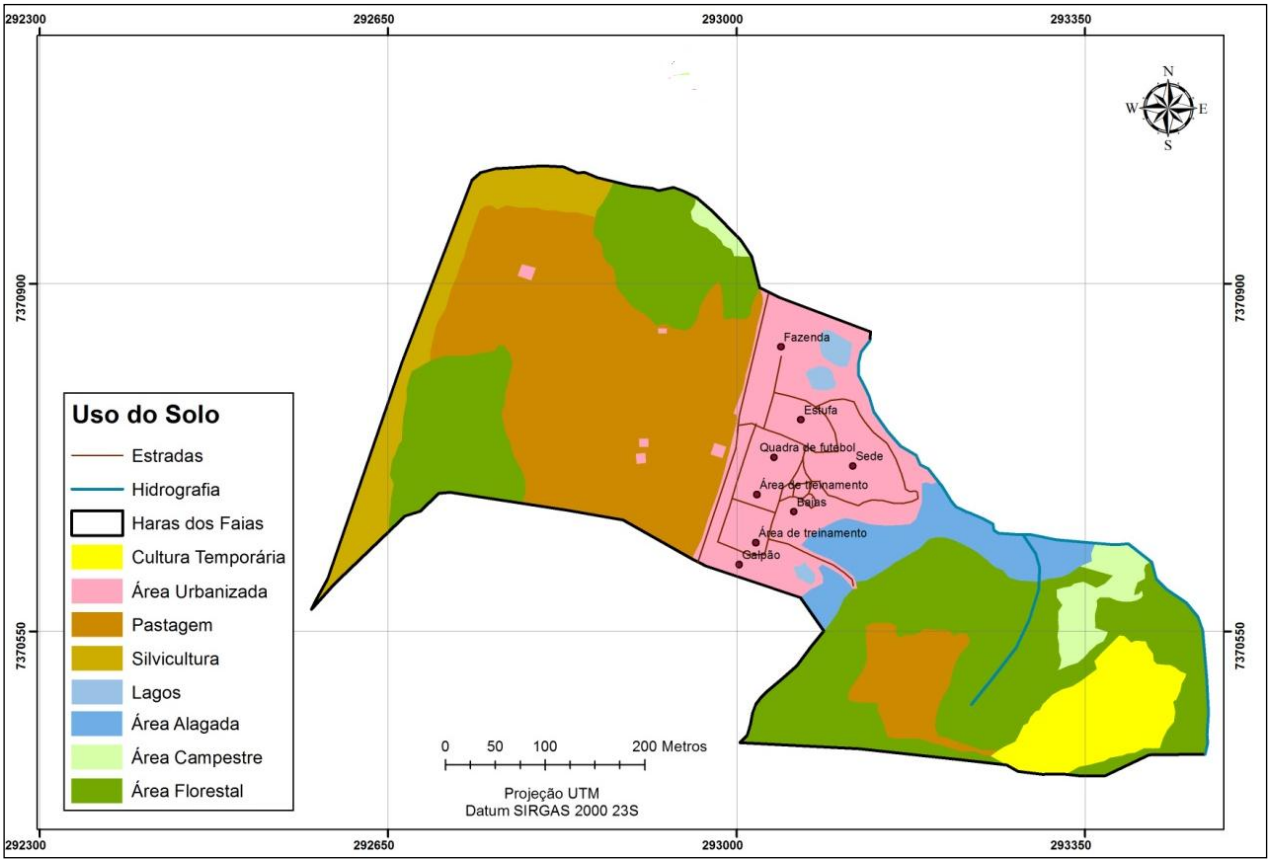


Figura 3. Mapa do uso e cobertura vegetal.

Tabela 1. Área das subclasses existentes e seus respectivos percentuais

Classe	Subclasse	Área (ha)	Área (m²)	Área (%)
Água	Águas Continentais	0,17	1.704,69	0,70
	Área Alagada	1,33	13.304,36	5,39
Área de Vegetação Natural	Área Campestre	0,66	6621,17	2,68
	Área Florestal	8,17	81.685,09	33,12
Área Antrópica Não Agrícola	Área Urbanizada	3,67	36.735,00	14,89
	Estrada Pavimentada	0,23	2.330,46	0,95
Área Antrópica Agrícola	Cultura Temporária	1,45	14.496,10	5,88
	Pastagem	7,49	74.865,98	30,35
	Silvicultura	1,49	14.899,38	6,04
Total	..	24,66	246.642,23	100,00

Observa-se que a classe de área antrópica agrícola é responsável pela maior parcela do imóvel, correspondendo a 42,27% da área total, seguido pelas classes de área de vegetação natural (35,80%) e área antrópica não agrícola (15,84%), demonstrando ser um imóvel com predominância agrícola e com percentual elevado de vegetação natural. Os maiores percentuais de subclasses estão relacionados a área florestal e de pastagem, com 33,12% e 30,35%, respectivamente. Os menores percentuais estão relacionados com as subclasses de águas continentais e estradas pavimentadas, com 0,69% e 0,94%, respectivamente.

Os diferentes tipos de uso e cobertura vegetal observados em campo foram registrados e apresentados na Figura 4.

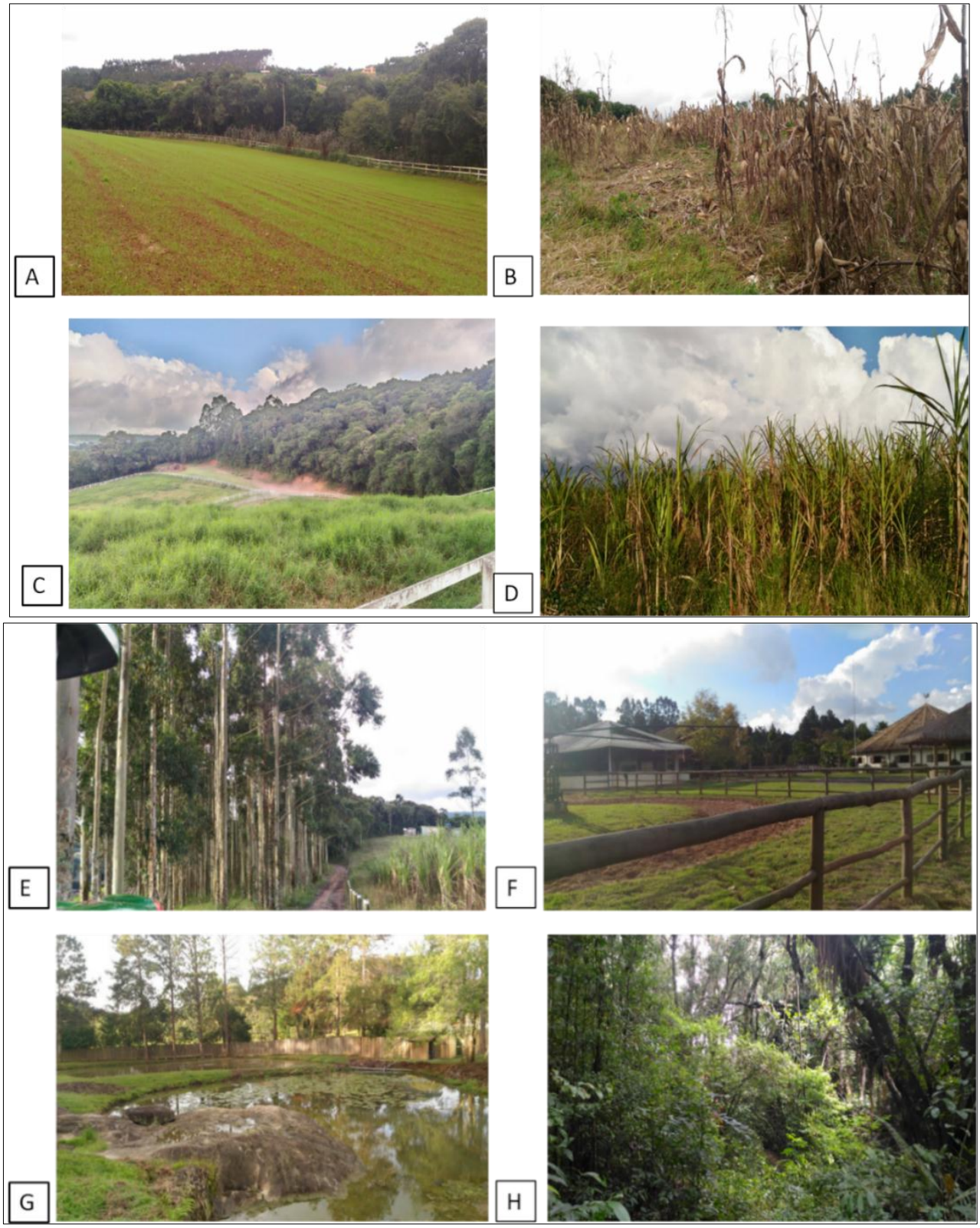


Figura 4. Registro de fotos no Haras dos Faias. [A] Pastagem; [B] Cultura Temporária; [C] Área Campestre; [D] Cultura Temporária; [E] Silvicultura; [F] Área Urbanizada; [G] Lago e [H] Área Florestal.

Caracterização das informações ambientais do CAR

O mapeamento das APPs teve como base a levantamento de informações para subsídio ao CAR, conforme preconiza a legislação vigente. Logo, as áreas enquadradas como APP, mas

ocupadas por atividades anteriores a 22/07/2008, foram classificadas como áreas consolidadas. As áreas de APPs de hidrografia são representadas na Figura 5 e o seu quantitativo na Tabela 4.

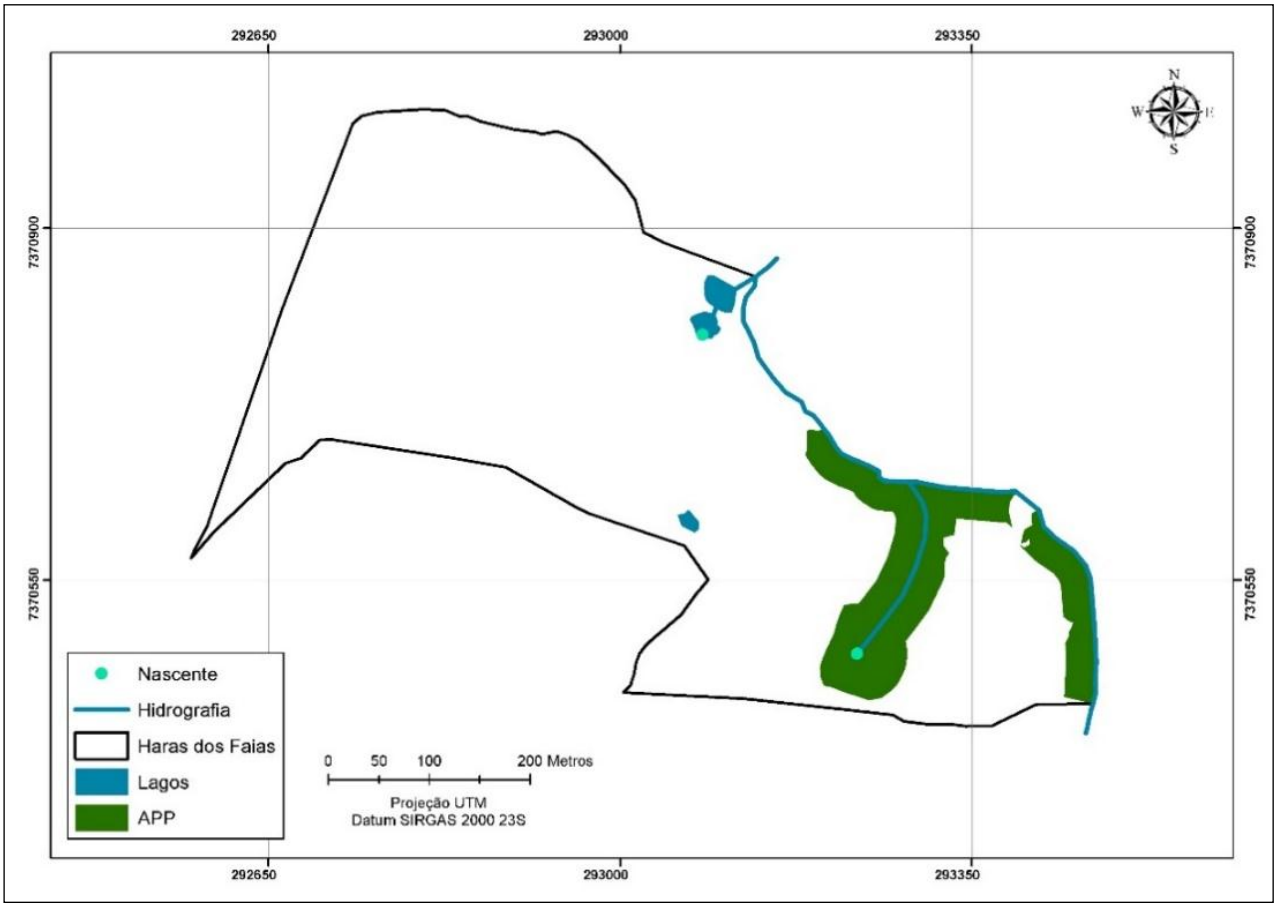


Figura 5. APPs do Haras dos Faias.

Tabela 2. Área das APPs

APP	Área (m²)	Área (%)
Nascente	6233,84	16,53
Rio	31467,61	83,47
Total com sobreposição	37701,45	100
Total sem sobreposição	34896,84	-

Fonte: Autoria própria.

Com base nos dados obtidos, é possível observar que as APPs de rios correspondem ao maior percentual de APPs, com 83,47% da APP total. Por consistirem de áreas hídricas interligadas, as faixas marginais de APP se sobrepõem, o que induz a uma mesma área pertencer a mais de uma categoria. Assim, quando somadas, as APPs ocupam 14,14% da área total do imóvel.

A proposta de delimitação da RL do imóvel é apresentada na Figura 6, representando área de 50937,77 m² e 20,65% da propriedade rural. A RL tem suas porções localizadas nas regiões norte, centro-leste, sudeste e sul do terreno.

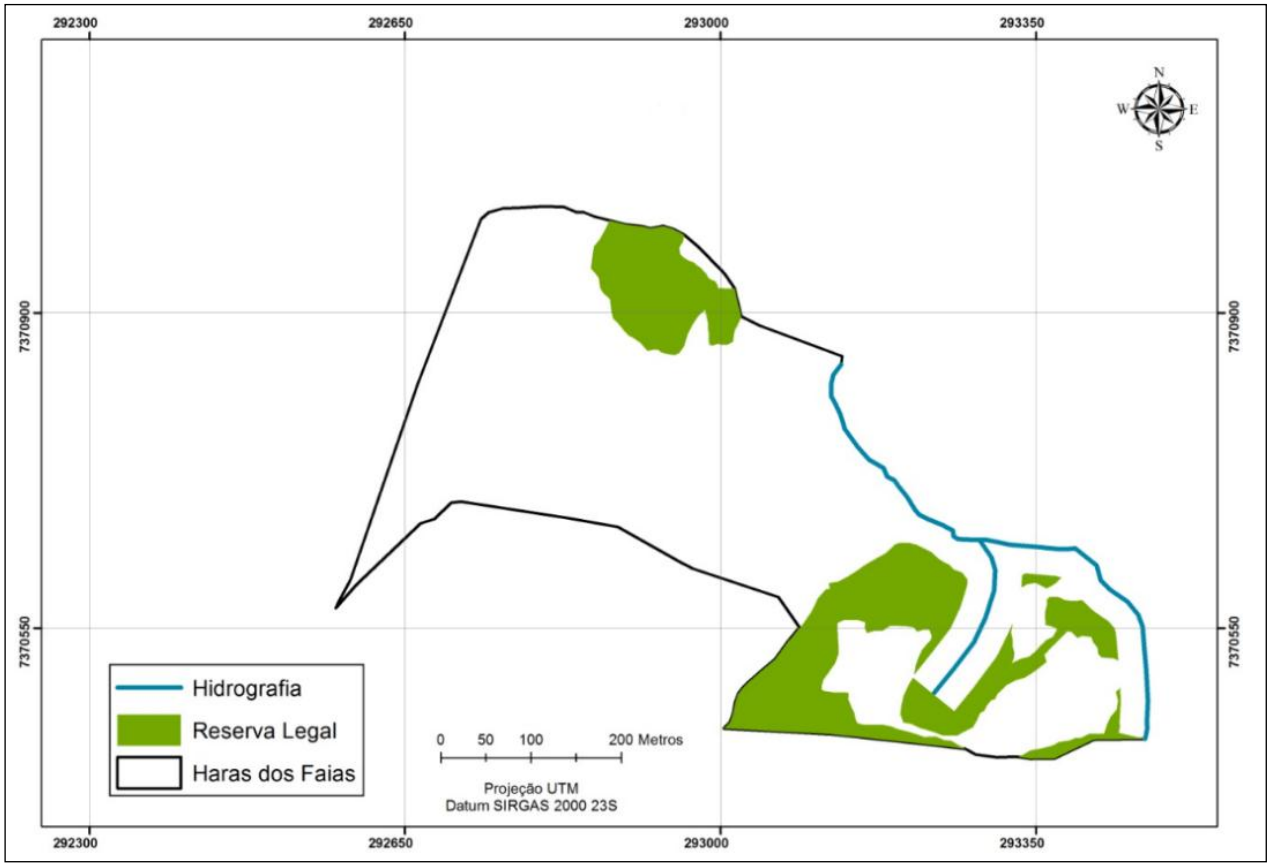


Figura 6. Reserva Legal do Haras dos Faias.

As áreas consolidadas, referentes aos usos da terra dentro de APPs na propriedade, correspondem a 5,19%, conforme a Figura 7. As demais áreas antropizadas são consideradas como áreas não consolidadas, representando 41,80% da propriedade.

A Figura 8 representa a servidão administrativa que compõe o imóvel. Com cerca de 280 metros de comprimento e uma área correspondente a 0,23 ha, sendo denominada Estrada Capelinha, cortando o imóvel ao centro e servindo como via de acesso ao Haras e propriedades vizinhas.

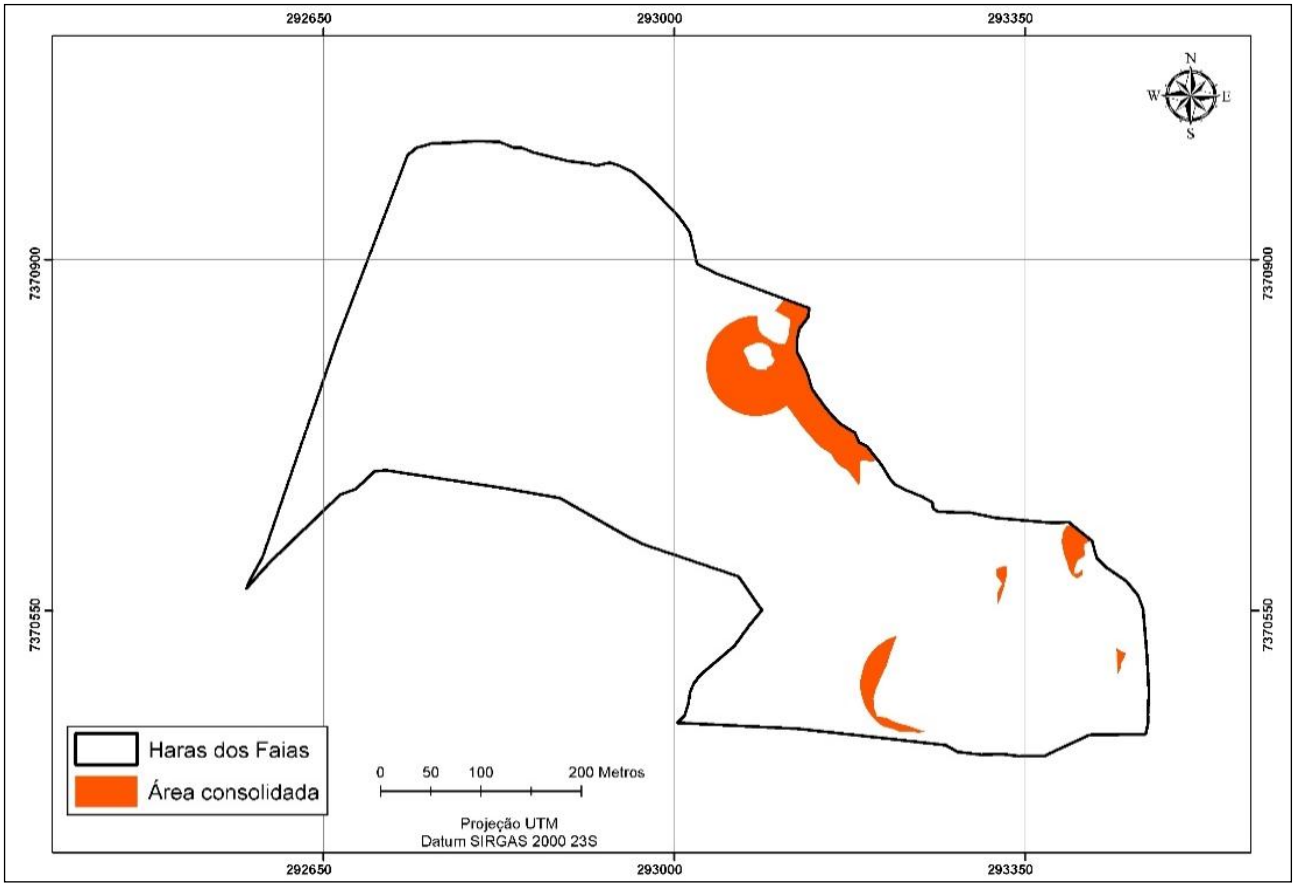


Figura 7. Área consolidada do Haras dos Faias.

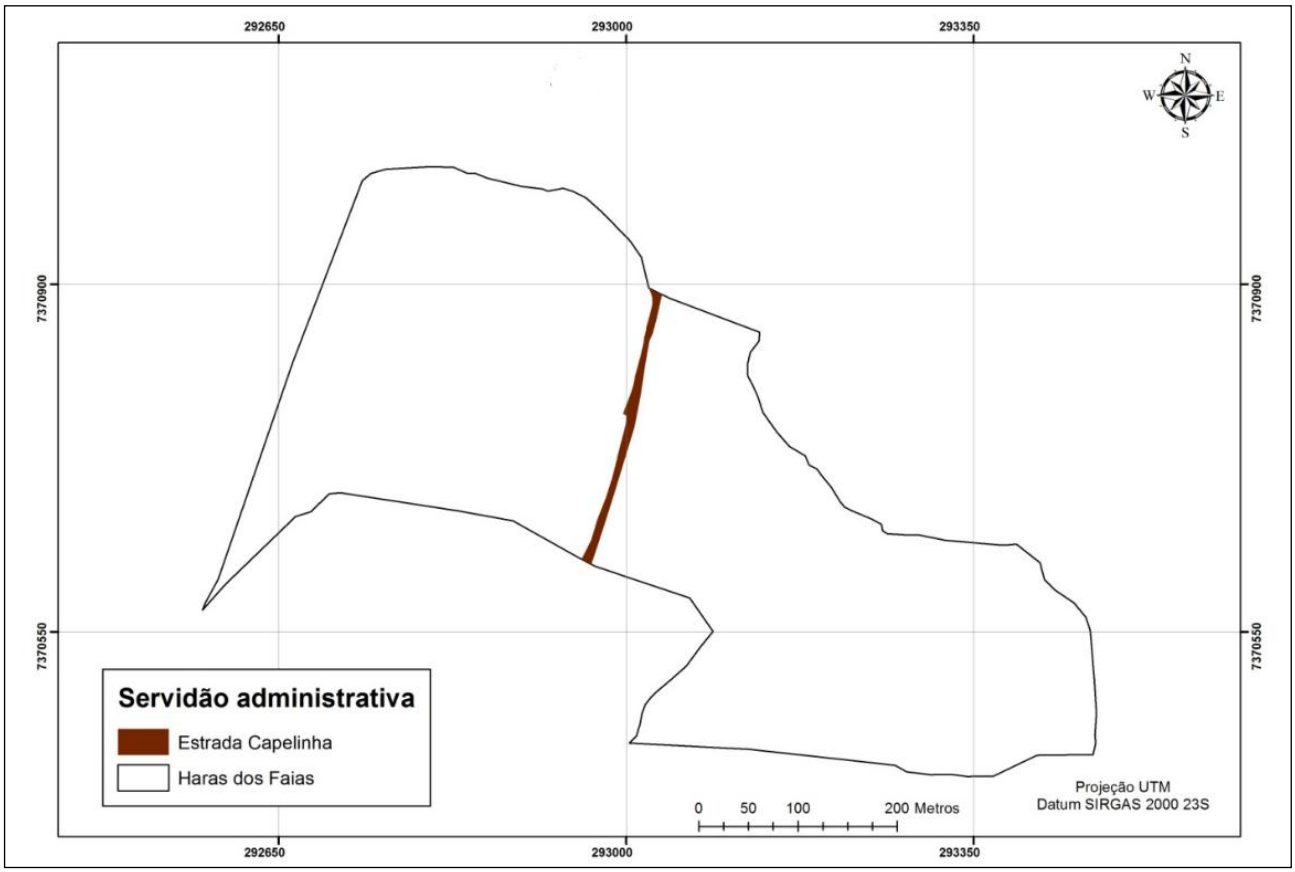


Figura 8. Servidão administrativa do Haras dos Faias.

A Figura 9 apresenta a proposta de adequação ambiental da propriedade rural e a Tabela 5 apresenta um resumo das informações necessárias para a realização do CAR do imóvel.

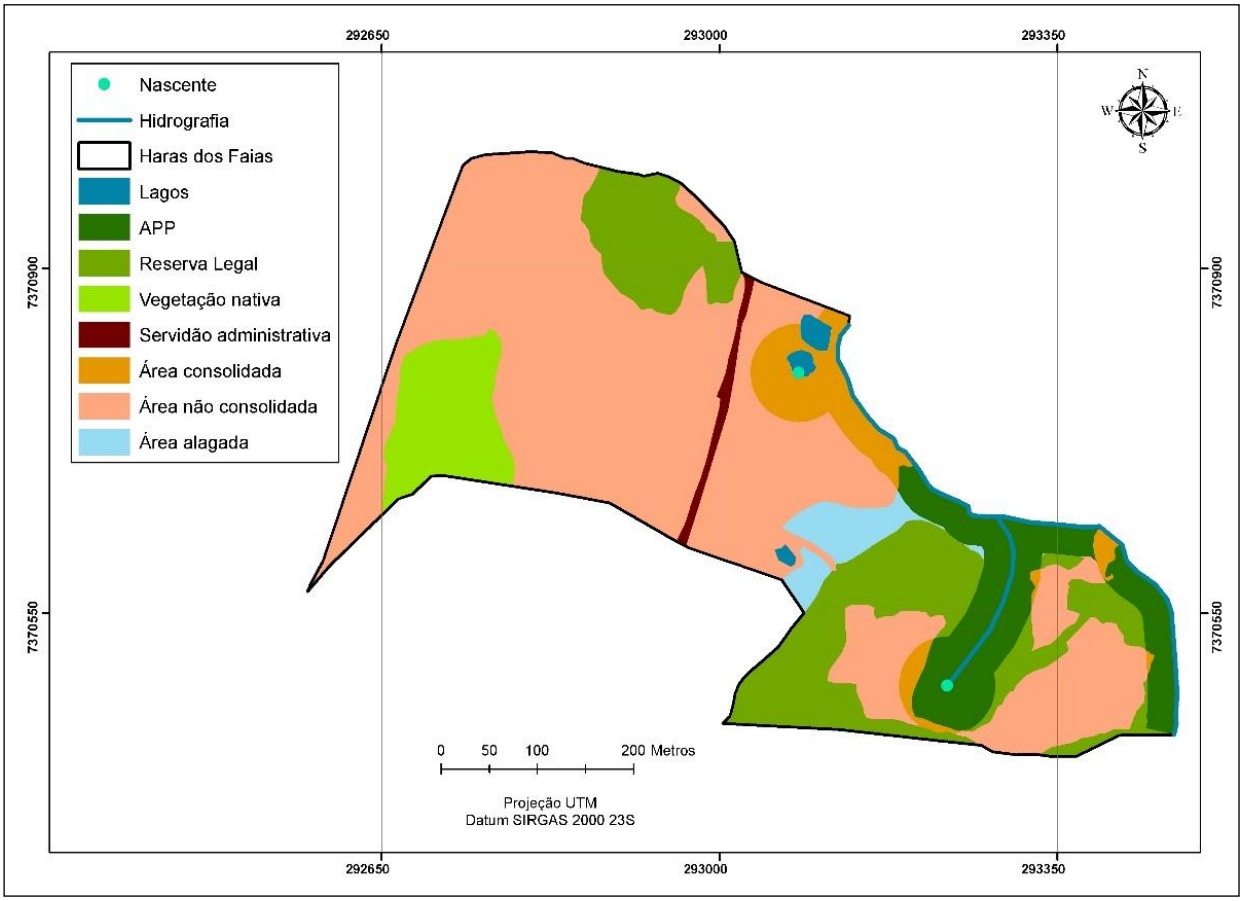


Figura 9. Proposta de adequação ambiental do Haras dos Faias.

Tabela 3. Resumo das informações ambientais do CAR do Haras dos Faias.

Tipo	Número de Itens	Área Calculada
Propriedade	1	24,66 ha
Servidão Administrativa	1	0,23 ha
Área Total da Propriedade	0	24,43 ha
Rios com mais de 3 metros de largura média	0	0,00 ha
Rios com até 3 metros de largura média	5	0,00 ha
Nascente	2	0,00 ha
Outros corpos d'água	3	0,17 ha
Outras APPs	0	0,00 ha
Área Total de APP	0	3,48 ha
Vegetação Nativa	4	8,17 ha
Reserva Legal	6	5,09 ha
Declividade entre 25° e 45°	0	0,00 ha
Uso consolidado	5	1,28 ha
Reserva legal de compensação	0	0,00 ha
Servidão Ambiental	0	0,00 ha

É possível observar a organização da propriedade conforme as atividades que são realizadas, indicando as áreas direcionadas ao sistema produtivo agrossilvopastoril, as áreas de

preservação permanente e a área mínima para a conservação da vegetação nativa. Dentre as características presentes, ressalta-se a inexistência de áreas com declividade entre 25° e 45° devido os atributos da propriedade rural. Além disso, não foi necessário o cálculo de Reserva Legal de compensação, pois a propriedade atende os requisitos mínimos exigidos por lei.

Discussão

No Brasil, a adequação ambiental das propriedades rurais está regulamentada pelo atendimento e ajuste do imóvel ao preconizado na legislação ambiental vigente, conforme apontada no Código Florestal Brasileiro. A adequação ambiental de uma propriedade consiste em desenvolver ações que resultam na conservação, manejo e restauração das APPs e RL da propriedade, conforme as exigências da legislação vigente, localizando e quantificando as áreas irregulares e a proposição de alternativas às atividades irregulares.[18]

O processo de adequação dos imóveis rurais é considerado complexo, pois, historicamente estas áreas apresentam intenso uso da terra e decréscimo de ecossistemas naturais remanescentes, demandando estratégias para a inclusão das áreas para a conservação da biodiversidade restante e subsidiar a restauração de áreas degradadas nas propriedades.[19]

Em termos de adequação ambiental é preciso atentar que o cumprimento do Código Florestal Brasileiro se constitui de elevada importância para a conservação da biodiversidade brasileira, pois o país apesar de possuir 60% do território ocupado por florestas, as mesmas se encontram fora de áreas integralmente protegidas e vulneráveis à ação antrópica.[20] Quando se refere às áreas de Mata Atlântica, como a deste estudo, o histórico de ocupação e uso da terra restringiu a área florestais a remanescentes de vegetação envoltos por atividades antrópicas imersos no interior das propriedades privadas.[21,22]

O Código Florestal Brasileiro iniciou um debate necessário em âmbito rural quanto à interferência desta Lei na viabilidade econômica da propriedade agrícola. Apesar dos avanços em termo de regularização ambiental, há uma insegurança na aplicação de recursos para tal. Contudo, em comparação ao Código Florestal de 1965, a Lei atual já teve significativa flexibilização.[19] Dois pontos auxiliam a compreender este processo para a adequação da propriedade quanto ao CAR. O primeiro é o fato da sucessiva postergação do prazo final do CAR desde o ano de 2014, fruto da falta de acompanhamento, atendimento à legislação e elevado nível de degradação dos recursos naturais nas propriedades rurais brasileiras, confirmando uma baixa adesão do CAR pelos proprietários. Esta aplicação induz a necessidade de uma recuperação de áreas irregulares e destinação de um percentual mínimo de proteção da vegetação nativa. Um segundo fator de flexibilização se dá na anistia às atividades antrópicas em áreas de preservação e que ocorreram antes de julho de 2008, que proporcionou uma área maior de atividades antrópicas, mas consequentemente propiciou a degradação dos recursos naturais.

Concebendo a importância do debate e a necessidade de adequação dos imóveis rurais para conhecimento dos quantitativos de áreas naturais e antrópicas em topo o país, é oportuno demonstrar a possibilidade de integrar a produção agrícola com a conservação ambiental, demonstrando a viabilidade desta estratégia, assim como foi realizado neste estudo.

No Haras dos Faias, a área de RL do imóvel está regular quanto ao exigido pela legislação (totalizado em 20,65%). Conforme evidenciado no Código Florestal Brasileiro, a RL é definida como área localizada no interior de uma propriedade visando assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa.[3]

Ainda assim, nas áreas da mata atlântica, 20 % da área do imóvel deve ser enquadrado como área de RL, visando garantir o uso sustentável da propriedade. Considerando a demanda de áreas para a produção, um alto percentual de propriedades possui áreas reduzidas de vegetação

natural, dificultando a adequação do imóvel quanto a esta categoria. Neste sentido, a propriedade rural que apresentar irregularidades quanto à sua área mínima exigida de RL deve adequar-se por meio do Programa de Regularização Ambiental (PRA), com base em três alternativas previstas no Código Florestal: a recomposição, a regeneração natural ou compensação, sendo a última uma opção apenas para desmatamentos anteriores a julho de 2008.[23,24]

Ressalta-se que antes da revogação do Código Florestal de 1965 e sua atualização em 2012, as compensações de RL deveriam ser realizadas por meio de áreas equivalentes em extensão e similaridade ecológica. E não havendo condições de compensações com tais características, o proprietário deveria viabilizar a troca entre áreas localizadas no mesmo bioma ou bacia hidrográfica.[25]

Quanto às APPs, a área possui atributos relevantes que devem garantir a sua preservação permanente ao longo dos rios e nascentes. No que se refere as nascentes, a propriedade possui duas áreas que devem ser monitoradas integralmente, visando garantir a qualidade da água e o abastecimento dos cursos d'água na propriedade. Um trecho das APPs da propriedade foi classificado como área consolidada por ter as construções rurais e a agricultura implantadas em prazo determinado por lei.

Por ser uma propriedade com atividades agrícolas e criação de animais, é preciso atentar para a integridade e adequação das áreas de APPs que atuem como filtros ecológicos, seja em relação aos componentes bióticos e abióticos do agroecossistema.[26] Em relação aos possíveis efeitos negativos destas atividades que impactam diretamente nos cursos d'águas, dentre eles, processo erosivos, lixiviação e descarte de dejetos dos animais. Em termos de impacto ambiental, o manejo inadequado dos dejetos resulta em eutrofização de corpos d'água superficiais, contaminação da água por nitrato e nitrito, morte de organismos aquáticos, excesso de metais no solo, ameaça às fontes de abastecimento humano e a liberação de amônia, metano e outros gases na atmosfera.[27]

É importante ressaltar que, embora seja nítida a importância das RLs e APPs e suas funções ecológicas na propriedade rural, a maioria dos imóveis acumulam passivos ambientais, sendo que apenas 86 Mha, de um total de 103 Mha de APPs possui cobertura com vegetação natural enquanto um total de 254 Mha seriam necessários para atender a obrigação legal.[28] Neste sentido, reforça-se a importância da adequação ambiental dos imóveis, segundo o preconizado pelo CAR, visando conhecer as reais taxas de ativos e passivos ambientais no país.

A área de servidão administrativa é um importante acesso às propriedades, inclusive para a distribuição da produção agrícola destes imóveis e abastecimento de mantimentos aos animais do Haras. As áreas consolidadas e não consolidadas na propriedade devem ser monitoradas constantemente, buscando garantir que não propiciem impacto ambiental, assim como não seja expandida para as áreas de APPs e RLs. Um percentual de vegetação nativa foi indicado na propriedade e não enquadrado nas categorias previstas no CAR. Essa ação realizada concebendo somente o atendimento dos 20% de RL em legislação e considerando que as demais APPs encontram-se preservadas. Neste sentido, a vegetação nativa excedente pode ser utilizada como um espaço de conservação adicional ou utilizada para a compensação de uma outra propriedade, cabendo ao proprietário a decisão final.

O mapeamento das informações ambientais do Haras dos Faias apresentou 41,88% da área total do imóvel de áreas naturais, que correspondem ao percentual suficiente para garantir a preservação de APPs, enquadramento de RLs e uma área remanescentes de vegetação nativa. Em estudo similar de adequação da Fazenda Casa Grande em Campo Grande - MS, foi observado que a propriedade rural encontravam-se com áreas insuficientes para estabelecer RLs, além de APPs ocupadas por pastagens e processos erosivos, indicando a necessidade de recuperação e regularização das áreas.[29] Em uma propriedade em Palotina, no Paraná, optou-se por uma

adequação em que a soma da APP e RL seria equivalente a 25% e o impacto na redução de áreas produtivas fossem minimizadas.[30]

O CAR, por ser uma proposta de base nacional para a integração dos dados ambientais em áreas privadas no Brasil, deve promover a atualização dos percentuais dos recursos naturais existentes e permitir novos caminhos para a política ambiental. Segundo Zucco, Mateus, Petruci e Santos[31], o CAR busca contribuir com um meio ambiente ecologicamente equilibrado, além da conservação e a preservação deste, para a presente e futuras gerações apesar de encontrar dificuldades na aplicação e aceitação dos proprietários das propriedades rurais.

Pode-se considerar que o Haras dos Faias contribui para promover a conservação da biodiversidade local por apresentar excedente de vegetação nativa, servindo para abrigo, proteção da fauna silvestre e da flora nativa, além de atuar com a promoção de uma série de serviços ecossistêmicos para a região.

Com o auxílio da análise espacial, utilizando o geoprocessamento, foi possível identificar as atividades que ocorrem no Haras e enquadrar o imóvel em categorias permissivas ou restritivas, segundo o CAR. O mapeamento de APPs e RLs confirmam a legalidade do Haras perante a legislação vigente e a proposta de adequação ambiental proposta é factível para ser efetivada na propriedade rural analisada, baseando-se na Figura 9, um mapa síntese da proposta de adequação ambiental. Além disso, o estudo serve de subsídio à regularização e exemplo de adequação de outros imóveis, fornecendo subsídios técnicos para a implementação do CAR nas propriedades rurais.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida à terceira e quinta autora.

Conflito de interesses

Os autores declaram a imparcialidade deste trabalho científico e ausência de conflitos de interesses.

Referências

1. Brasil. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília: Senado Federal; 1988.

2. Marques AK, Mancila GD, Figueiredo AMR, Bonjour SCM. A caracterização ambiental da propriedade rural de Lucas do Rio Verde, Mato Grosso. R. Pol. Agríc. 2009; 18 (3): 70-84. Disponível em: https://seer.sede.embrapa.br/index.php/RPA/article/view/389. Acesso em: 20 jun. 2018.

3. Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 25 mai 2012.

4. Brasil. Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 17 out 2012.

5. Couto RS, Brites RS, Bias ES, Teixeira AA, Sousa RB. Proposição de Modelo Conceitual de Banco de Dados Geoespacial para o Cadastro Ambiental Rural. R. Bras. Cart. 2017; 7(69): 1313-1337. Disponível em: http://www.lsie.unb.br/rbc/index.php/rbc/article/view/2035. Acesso em: 20 jun. 2018.

6. Gomes D, Martinelli DMC. O Código Florestal e o uso da propriedade rural na perspectiva da (in)constitucionalidade da Reserva Legal**.** Cad. Dir. 2009; 12(23): 215-233. DOI: http://dx.doi.org/10.15600/2238-1228/cd.v12n23p215-233

7. Brasil. Decreto nº 9.395, de 30 de maio de 2018. Prorroga o prazo de inscrição ao Cadastro Ambiental Rural - CAR. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 30 mai 2018.

8. Ministério do Meio Ambiente. Serviço Florestal Brasileiro. SICAR. Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural v3.0.0. 2017. Disponível em: http://www.car.gov.br/publico/imoveis/index. Acesso em: 20 jun. 2018.

9. Savian M, Milhomens A, Valese MC, Cabral PG. Cadastro Ambiental Rural: Experiências e Potencialidades para a Gestão Agroambiental. In: Sambuichi RHR, Silva APM, Oliveira MAC, Savian M. Políticas Agroambientais e Sustentabilidade: desafios e lições aprendidas. Brasília: Ipea, 2014, p. 105-124.

10. Lopes ERN, Reuss-Strenzel GM. Geoprocessamento aplicado ao monitoramento da ocupação de unidades de conservação: um olhar sobre a Área de Proteção Ambiental de Guaibim. R. Geogr. UFPE. 2015;32 (3):43-59. Disponível em: https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/229160/23561. Acesso em: 12 jun. 2018.

11. Estância Turística de Ibiúna. Números e dados. Disponível em: http://www.ibiuna.sp.gov.br/menu/a-cidade/dados. Acesso em: 20 jun. 2018.

12. Instituto Brasileiro de Geografia E Estatística. Ibiúna. Cidades. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/ibiuna/panorama. Acesso em: 20 jun. 2018.

13. Instituto Geográfico e Cartográfico. Carta Topográfica do município de Ibiúna, São Paulo. 1978.

14. Fitz PR. Geoprocessamento sem complicações. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

15. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual do Uso da Terra. 3ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

16. Environmental Systems Research Institute. ArcGIS v. 10.3. 2014.

17. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2ª ed. Brasília, 2006.

18. Attanasio CM, Rodrigues RR, Gandolfi S, Nave AG. Adequação Ambiental de Propriedades Rurais: Recuperação de Áreas Degradadas, Restauração de Matas Ciliares. Piracicaba: ESALQ, 2006.

19. Rodrigues RR, Farah FT, Lamonato FHF, Nave AG, Gandolfi S, Barreto TE. Adequação ambiental e agrícola: cumprimento da lei de proteção da vegetação nativa dentro do conceito de paisagens multifuncionais. In: Silva APMS, Marques HR, Sambuichi RHR. Mudanças no código florestal brasileiro: desafios para a implementação da nova lei. Rio de Janeiro: IPEA; 2016. p. 159-184.

20. Silva APMS, Marques HR, Sambuichi RHR. Mudanças no código florestal brasileiro: desafios para a implementação da nova lei. Rio de Janeiro: IPEA; 2016.

21. Lourenço RW, Cunha e Silva DC, Sales JCA. Elaboração de uma metodologia de avaliação de fragmentos de remanescentes florestais como ferramenta de gestão e planejamento ambiental. Ambiência. 2014; 10 (3). p. 685-698. Disponível em: https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/2782. Acesso em: 20 jun. 2018.

22. Lopes ERN, Sales JCA, Sousa JAP, Amorim AT, Albuquerque Filho, JL, Lourenço RW. Losses on the atlantic mata vegetation induced by land use changes. Cerne. 2018; 24 (2). p. 121-132. DOI: **http://dx.doi.org/10.1590/01047760201824022512**

23. Avanci TF. A reserva legal como instrumento de efetividade da proteção da biodiversidade. R. USCS. 2009; 10 (17). p. 187-209. Disponível em: http://ojs.fsg.br/index.php/direito/article/view/243. Acesso em: 20 jun. 2018.

24. Pacheco R, Rajão R, soares-Filho B, Van Der Hoff R. Regularização do Passivo de Reserva Legal: percepção dos produtores rurais no Pará e Mato Grosso. Ambient. Soc. 2017; 20(2): 185-206. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc0012r1v2022017

25. Silva JS, Ranieri VEL. O mecanismo de compensação de reserva legal e suas implicações econômicas e ambientais. Ambient. Soc. 2014; 17 (1): 115-132. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1414-753X2014000100008&script=sci_abstract&tlng=pt. Acesso em: 20 jun. 2018.

26. Sambuichi RHR, Silva APM, Oliveira MAC, Savian M. Políticas Agroambientais e Sustentabilidade: desafios e lições aprendidas. Brasília: Ipea; 2014.

27. FAO. Pollution from industrialized livestock production. 2005. Disponível em: http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2006424505. Acesso em: 20 jun. 2018.

28. Sparovek G, BerndS G, Barreto AG, Klug ILF. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? Environ Sci Policy. 2012; 16. p. 65–72. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.10.008.

29. Silva MHS, Dias NR. Proposta de adequação ambiental de propriedades rurais por meio de Sistema de Informações Geográfica – SIG. Geogr. 2017; 26 (1). p. 34-48. Disponível em: http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/geografia/article/view/30052. Acesso em: 20 jun. 2018.

30. Bernardi FH, Lopes CL, Amaral L, Fülber V. Propostas de adequação ambiental de propriedade rural. Eng. Amb. 2011; 8 (3). p. 183-195. Disponível em:

http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/include/getdoc.php?id=1731&article=602&mode=pdf. Acesso em: 20 jun. 2018.

31. Zucco AJ, Mateus KA, Petruci JA, Santos MR. Obrigatoriedade do Cadastro Ambiental Rural (CAR) e os Benefícios na Conservação Ambiental. Atas de Saúde Amb. 2018; 6: 117-129. Disponível em: http://www.revistaseletronicas.fmu.br/index.php/ASA/article/view/1735. Acesso em: 20 jun. 2018.

INFLUÊNCIA DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS SOBRE A DINÂMICA DAS DOENÇAS TROPICAIS NEGLIGENCIADAS

António Chigogoro Titosse[1], Ana Paula Marques Ramos[1], Elivelton Da Silva Fonseca[1], Marcus Vinícius Pimenta Rodrigues[1], Rogério Giuffrida[1], Alba Regina Azevedo Arana[1].

[1] Universidade do Oeste Paulista – Presidente Prudente-SP – Brazil.
Email: amucovatitosse91@gmail.com

Resumo
Várias evidências mostram que a alteração climática está alterando a disseminação e distribuição de doenças parasitárias e seus vectores associados. O trabalho buscou entender as principais consequências das alterações climáticas na saúde humana a médio e longo prazo para o desenvolvimento de planos de prevenção e combate aos impactos dessas alterações na saúde. Trata-se de um estudo descritivo com delineamento híbrido, epidemiológico de casos de doenças tropicais negligenciadas e de tendência temporal, com abordagem quali-quantitativa. O trabalho mostrou que as variações de temperatura, pluviosidade e humidade são fatores cruciais na distribuição espacial e temporal dos vetores e dos agentes patogénicos.
Palavras-chaves: Alteração climática, DTN, Saúde, Emergente e Reemergente.

INFLUENCE OF CLIMATE CHANGE ON THE DYNAMICS OF NEGLECTED TROPICAL DISEASES

Abstract
Several evidences show that climate change is altering the spread and distribution of parasitic diseases and their associated vectors. The work sought to understand the main consequences of climate change on human health in the medium and long term for the development of plans to prevent and combat the impacts of these changes on health. This is a descriptive study with a hybrid, epidemiological outline of cases of neglected tropical diseases and temporal trends, with a qualitative-quantitative approach. The evidence that variations in temperature, rainfall and humidity are crucial factors in the spatial and temporal distribution of vectors and pathogens.
Keywords: Climate Change, NTD, Health, Emerging and Reemerging.

Introdução

Alteração climática está ligada aos processos que ocorrem naturalmente, porém a ação humana tem contribuído no aumento da concentração atmosférica de gases que retém energia, acelerando a transição natural. A alteração do clima compreende mudanças de temperatura, precipitação, entre outros fenómenos, interferindo nas características climáticas globais. Atualmente, entende-se que mudanças climáticas estão cada vez mais ameaçadoras à medida que se percebe seus impactos potenciais na saúde e segurança global[1,2,3]. Especialistas da ONU concordam que as atividades antropogénicas contribuíram significativamente para a crescente concentração de gases de efeito estufa atmosféricos, destruição de ecossistemas, perda da biodiversidade, exaustão de fontes de água potável e disseminação global de poluentes orgânicos[1,4]. A mudança climática causa aumento da temperatura e afeta os padrões climáticos, que indiretamente podem alterar padrões espaciais dos vetores de doenças e das populações humanas[2]. Da mesma forma podem afetar dieretamente a saúde da humanidade com eventos

climáticos extremos como ondas de calores, tempestades, inundações e secas, provocando distúrbios de ordem físicos e psicológicos[4,5,6]. Muitos agentes infecciosos, organismos vetoriais, reservatórios e a multiplicação de patógenos são particularmente sensíveis às condições climáticas[7]. Por exemplo: um clima quente pode influenciar no aumento dos hospedeiros, abundância do vectos, aumentos nas taxas de mortalidade e sobrevivência e nas taxas de transmissão parasitárias de vetores como mosquitos, carrapatos e moscas tsé-tsé[2,7]. Porém a transmissão de doenças infecciosas é determinada por muitos fatores, incluindo condições sociais, económicas, ecológicas, acesso a cuidados e imunidade.

A OMS[8], no seu 3º relatório sobre doenças tropicais negligenciadas chama atenção sobre a relação perigosa entre aquecimento global e doenças tropicais negligenciadas, sobretudo no aumento da distribuição e incidência. De acordo com a mesma fonte, alteração climática propiciará aumento da propagação de várias DTNs como o caso visível da dengue, cujo vetor, o mosquito *Aedes aegypti*, tem ciclo de vida diretamente influenciado pela temperatura, precipitação e umidade relativa do ar.

As doenças tropicais negligenciadas são assim designadas por conta da distribuição geográfica, delimitada por condições ambientais normalmente encontradas entre os trópicos de câncer e capricórnio. O entendimento das consequências das alterações climáticas na saúde humana a médio e longo prazo é fundamental para o desenvolvimento de medidas de adaptação que permitam ao homem precaver-se e minimizar os impactos. Neste sentido, o presente trabalho visa buscar entender a relação entre as mudanças climáticas e doenças tropicais negligenciadas. Tendo em conta o vasto número de doenças tropicais e negligenciadas, a presente revisão incidirá naquelas cujo impacto das alterações climáticas se estima em alta prevalência e incidência, emergentes e reemergentes em ambientes.

Método

Tratou-se de um estudo descritivo com delineamento epidemiológico de casos de doenças tropicais negligenciadas. As fontes utilizadas para obtenção dos dados foram: os relatórios das doenças tropicais negligenciadas da OMS, relatórios da organização mundial de meteorologia (WMO), relatórios da NASA, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Instituto de Pesquisas Económicas Aplicadas (IPEA), Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (SEADE), Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS), Centro de Vigilância Epidemiológica (CVE). Esses dados serviram para o cálculo das incidências, estimar a população em risco e cálculo das médias anuais.

Resultados e Discussão

As temperaturas da superfície global da terra tende aumentar desde os últimos 100 anos. O ano de 2016, foi o que a temperatura mundial atingiu o seu pico mais elevado. A maior parte do aquecimento ocorreu nos últimos 35 anos, com os cinco anos mais quentes registrados desde 2010, mudança causada principalmente pelo aumento do dióxido de carbono e outras emissões produzidas pelo homem na atmosfera[3].

Impacto das Mudanças Climáticas na Saúde

O impacto na Saúde Pública das mudanças climáticas pode ser de maior magnitude se incluir mortes e hospitalizações devido a ondas de calor; hipotermia devido a nevascas; ferimentos e mortes por inundação, e, potenciais mudanças nas faixas de transmissão de doenças transmitidas por vetores. Os impactos potenciais das mudanças ambientais na saúde da população poderão se estender muito no futuro, se as condições ambientais se deteriorarem ainda mais. A mudança pode ser abrupta e inesperada, mas também pode ser demorada e gradual e, portanto, representar desafios consideráveis para a saúde pública[7].

A modificação do sistema climático mundial, implica na alteração dos ecossistemas mundiais e suas espécies, consequentemente traria impactos a saúde humana. No entanto, algumas dessas alterações podem beneficiar em alguma medida o estado de saúde da população, como a diminuição da mortalidade associada a invernos menos intensos e de curta duração, da mesma forma que o calor intenso poderia diminuir a quantidade dos insetos vetores transmissores de doenças[1,7]. Com alteração climática, ocorre simultaneamente a mudança dos ciclos de vida de várias doenças parasitárias principalmente aquelas que envolve vetores e incidências de doenças originadas pela deficiência da qualidade de água e dos alimentos.

Evidências sugerem que a mudança climática recente já está afetando a fenologia de uma ampla gama de organismos em todo o mundo[6,9]. Contudo, intervenções de saúde pública podem ajudar a reduzir o impacto na saúde das mudanças climáticas. Em reconhecimento a esses fatos, em 2014, a OMS, escolheu como tema do dia mundial da Saúde como - "pequena mordida, grande ameaça" - destacando a importância do controle de vetores para cinco DTNs tais como: doença de Chagas, dengue, leishmanioses, filariose linfática, oncocercose e esquistossomose. A mesma fonte cita que o relatório do Banco Mundial enfatiza as interacções entre a saúde humana e pecuária e suas possíveis consequências para a segurança económica, incluindo a segurança alimentar[8]. A Organização Mundial da Saúde destaca 17 doenças tropicais negligenciadas (Quadro 1), como prioritárias para o combate mundial[10].

Quadro 1. Lista de doenças tropicais negligenciadas

Doença	**Agente etiológico**	**Agente transmissor**	**Pop. em risco**	**Regiões em risco**
Úlcera de Buruli	*Mycobacterium Ulcerans*	Desconhecido		Região africana (Benin, RDC e costa de Marfim), Região do pacífico ocidental (Austrália), Américas (Guiana francesa), Oeste do pacífico (Japão)
Doença de chagas	Protozoário (*Trypanossoma Cruzi*)	Barbeiro (*Triatoma infestans)*	75 Milhões	21 Países da América Latina, EUA, Canada, 17 Países da Europa e 2 Países da Pacifico Ocidental
Dengue e outras doenças relacionadas a arbovírus (Chikungunya vírus e Zika vírus)	Flavivírus	Mosquito (*Aedes Aegypti e Aedes albopictus)*	3 Bilhões	Região africana 22 Países, regia das Américas (caribe e América do sul-hiperendémicos), sudeste asiático, região Europeia, Mediterrâneo oriental e pacifico ocidental.
Dracunculíase (infecção pelo verme da Guiné)	*Dracunculus medinensis*	Ingestão de água contendo *Cyclops*		Região africana (Mali, Chade, Sudão, Etiópia)
Equinococose quística e alveolar	*Echinococcus granulosus* ou *E.*	Cachorro	1 Milhão	Mediterrâneo oriental, norte da africa, sul e

	multiloculares			leste da europa,, América do sul, asia central, Sibéria e China Ocidental
Treponomatoses endémicas (não é obrigatório o repórter a OMS)	Bactérias do género *Treponema*	Contato sexual	89 Milhões	Costa do Marfim, Camarões, Gana, Papua Nova Guiné, Ilhas Salomão e Vanuatu, indonésia, timor leste.
Infecções alimentares por trematódeos	Helmintos	Ingestão de larvas trematoídes	Mais de 2 Milhões	Africa central e ocidental, asia e América latina
Tripanossomíase humana africana	Protozoários (*Trypanossoma)*	Moscas tsé-tsé (*Glossina spp*.)	4 Mil	Região africana
Leishmaniose (LV e LTA)	Protozoários (*Leishmania)*	Flebotomíneos, género *Lutzomya e Phlebotomus*	350 Milhões	Bangladesh, Índia, Nepal, Etiópia, Quénia, Sudão do Sul, Sudão, Afeganistão, Síria, Brasil, Peru, Bolívia e região do Mediterrâneo
Hanseníase	Bateria (*Mycobacterium leprae*)	Secreções salivares contendo bateria	210 Mil	28 Países da Região Africana, 23 países da Região das Américas, 11 países da Região do Sudeste Asiático, 20 países da Região do Mediterrâneo Oriental, 26 países da Região do Pacífico Ocidental e 28 países da Região europeia
Filaríase linfática	Nematodes (Filaria)	Mosquitos (*Aedes, Anopheles, Culex e Mansonia)*	67 Milhões	Região africana, América latina (Brasil), Mediterrâneo oriental, sudeste asiático e pacifico ocidental
Mycetoma	Variedade de microrganismos (baterias e fungos)	Inoculação traumática de microorganismos.		Região central e sul da América (México e Venezuela), África (países da sub-região do Sahel do Senegal, Sudão e na Somália), o Oriente Médio (Arábia Saudita e Iémen) e sul da Ásia (Índia)
Oncocercose (cegueira dos rios)	Nematóide Filarióideo	Mosquitos (*Simulium*	184.8 Milhões	Africa subsariana-31 países, Iémen,

	(*Onchocerca volvulus*)	*damnosum)*		Venezuela e Brasil
Raiva	Vírus	Cachorro	15 Milhões	Presente em todas regiões, com maiores taxas de morte na africa e asia.
Esquistossomose	*Schistosoma*	Caramujos de água doce	218.2 Milhões	Africa, oriente médio, caribe, Venezuela, Brasil, Suriname, China, Indonésia, Filipinas, Camboja e França
Helmintíases transmitidas pelo solo	Helmintos	Solo contaminado com ovos	1,5 Bilhões	África Subsaariana, Américas, China e Sudeste Asiático
Taenia solium, teníasis e neurocisticercose	*Taenia solium* e *Sagitata*	Ingestão de carne mal passada de porco, alimentos e água contaminada com cisticerco	2.56 Milhões e 8.30 Milhões	América latina, Sul e Sudeste da Asia, Africa, Europa e EUA

Fonte: Adaptado de[11]

O quadro 1, mostra os agentes infecciosos e parasitários, associados a condição tropical e subtropical das doenças. Pode se notar também a ampla ocorrência de certas doenças tropicais em regiões do clima temperada, facto que possivelmente esteja ligado a mudanças climáticas (alteração da precipitação e temperaturas) e outros factores. E as doenças vectoriais são as mais que se espalharam pelo mundo todo.

Doenças Tropicais Negligenciadas Transmitidas por Vectores Susceptíveis a Alterações Climáticas.

As variações de temperatura, pluviosidade e humidade são fatores cruciais na distribuição espacial e temporal dos vetores e dos agentes patogénicos[2]. Os representantes deste grupo são os artrópodes (mosquitos, moscas e carrapatos) que transmitem agentes etiológicos pela picada do hospedeiro e estão entre as doenças que causam morbilidade mortalidade mais altas[2,4,10]. Estas podem ser causadas por uma variedade de agentes patogênicos, como vírus, bactérias e parasitas[7,10]. A prevalência de mosquitos é altamente dependente dos níveis de precipitação que promovem locais de sua reprodução e temperaturas adequadas para a sobrevivência. Alguns dos vectores a sua propagação estão relacionadas com mudanças climáticas e também a crescente urbanização, aglomeração e saneamentos deficientes. As doenças tropicais e negligenciadas transmitidas por vetores sensíveis às alterações climáticas são: filariose, dengue, Chikungunya vírus, Zika vírus, leishmaniose, Oncocercose, doença de Chagas e Tripanossoma africana[4,10,12].

Doenças Tropicais Negligenciadas Transmitidas Por Água, Alimentos e Solos

A exposição do Homem a infecções associadas com a qualidade da água ocorre pela ingestão de água e alimentos contaminados, mas também pode acontecer por contato com água[7,9]. Essas infecções podem se originar de vários agentes infecciosos, como vírus, bactérias ou parasitas. A propagação depende da velocidade da água, precipitação e da temperatura isto é, a ocorrência de episódios de pluviosidade intensa, podendo conduzir ao aumento do risco de cheias

e à consequente contaminação de aquíferos, à deterioração da qualidade de águas superficiais, a lixiviação por fertilizantes de animais ou ebiossólidos humanos contendo cistos e oócitos parasitários, remoção de fezes de animais domésticos nos jardins e transbordamento do sistema de tratamento de águas residuais[9]. As temperaturas mais altas podem causar desenvolvimento mais rápido de larvas dentro de ovos, o que acaba diminuindo a infertilidade Em contraste, o aumento dos níveis de precipitação pode impedir a dessecação de ovos / larvas, permitindo taxas mais altas de sobrevivência desses parasitos. Da mesma forma, o aumento dos níveis de umidade aumentaria a sobrevivência das larvas no solo, de alguns parasitas de helmintos[2,9]. Fazem parte deste grupo as seguintes doenças: Verme da Guiné, Trematódeos, Esquistossomose, Helmintíases transmitidas pelo Solo, Teníases e Neurocisticercose e Equinococose cística e alveolar[2,7,9,10].

Impacto das Alterações Climáticas no Brasil

Os possíveis impactos das alterações climáticas que podem trazer efeito a saúde da população brasileira são: a alteração da disponibilidade de alimentos, que pode provocar subnutrição, com implicações no crescimento e desenvolvimento infantil, e intoxicações por agrotóxicos decorrentes dos impactos negativos na produção de alimentos; alterações na quantidade e qualidade da água potencializando a ocorrência de doenças diarreicas e outras doenças de veiculação hídrica, como as hepatites A e E, alteração no comportamento dos eventos climáticos extremos que podem alterar os perfis de morbi-mortalidade, mudanças no comportamento de vetores interferindo nas doenças infecto-contagiosas, além de refugiados ambientais e migrações, aumentando o risco de doenças emergentes e reemergentes[13]. As doenças associadas às mudanças climáticas estão distribuídas pelo Brasil todo e são: Dengue, malária, Esquistossomose, Leishmaniose Tegumentar Americana (LTA), Leptospirose, Hepatites Virais, Diarreias, Febre-amarela, Infecções respiratórias e acidentes por animais peçonhentos entre outras[13]. No quadro 2, estão descritos alguns exemplos de infecções reemergente resultantes sobretudo das alterações climáticas.

Quadro 2. Características das doenças influenciadas pela alteração climática

Dengue	
N° de casos médios anuais (2015 e 2017)	• 1.147.092
% de Casos por Regiões Brasileiras	• Sudeste- 47.7% • Nordeste – 24.9% • Centro - Oeste – 19.4% • Norte – 4,6% • Sul – 3.4%
Condicionantes Ambientais	• Aumento da temperatura, umidade e precipitação
Condicionantes Socioeconómicos	• Características habitacionais • Ordenamento territorial • Saneamento básico e intermitência do abastecimento de água.
Malária	
N° de casos médios anuais (2014 e 2016)	133,858.3
% de Casos por Regiões Brasileiras	99% – Amazónia
Condicionantes Ambientais	• Forte variabilidade da precipitação, ocasionando aumento de locais propícios para procriação do vetor. • Alteração na cobertura vegetal
Condicionantes Socioeconómicos	• Alteração no uso do solo Movimentos populacionais • Mobilidade da população em áreas de risco

Fonte: adaptado[13]

Na distribuição de casos da dengue e malária segundo regiões Brasileiras, nota-se que a dengue tem predominância na região Sudeste seguida do Nordeste, fato que pode estar relacionado com aumento da temperatura e precipitação, além da intensa aglomeração em centros urbanos e saneamento deficiente. Em contraste, a malaria é prevalente na região amazónica, ligada intimamente com condições ambientais como frequência das precipitações, alteração da cobertura da vegetação entre outos.

Conclusão

O conhecimento sobre a relação entre alteração climática e saúde é ainda limitado e a literatura científica existente é escassa, dificultando em alguns casos uma análise pormenorizada dos temas visto que muitas doenças mencionadas pelos pesquisadores em algum momento se confundem com as doenças resultantes das aglomerações urbanas. No entanto, alguns especialistas afirmam que é preciso considerar a complexidade dos processos ambiente-doença antes de afirmar que a expansão das doenças vetoriais, entre outras, está sendo causada diretamente pelo aquecimento global, posto que, aspectos sociodemográficos, como migrações e densidade populacional, e fatores como o estado imunológico das populações e a efetividade dos sistemas de saúde e dos programas de controle e prevenção de doenças, vão determinar a velocidade de disseminação e o impacto das doenças em determinada região. Há vários Indícios que sugerem que a alteração climática está favorecendo a disseminação e distribuição de doenças parasitárias e seus vetores associados. Esse fato representa ameaça direta e indireta à qualidade de vida humana. Diretamente, esses parasitas podem ter a capacidade de infectar um número mais alto de pessoas com agentes de doenças emergente e reemergentes em algumas áreas. Indiretamente, afetariam o desenvolvimento por conta dos parasitos infectarem cultivos e rebanhos perpetuando, desta forma, a desnutrição.

Os efeitos das doenças resultantes das alterações climáticas, terão o seu grande impacto nos países em desenvolvimento onde o sistema de saúde e saneamento é precário. Por outro lado, nos países desenvolvidos, os efeitos dessas alterações serão de menor intensidade, por possuírem acesso adequado aos serviços de saúde de qualidade.

No caso do Brasil, a dengue e a malária têm um alto impacto na saúde das populações e são infecções reemergentes, acometendo grande número de habitantes das populações de diversas regiões. Se caracterizam também, por serem doenças tropicais negligenciadas, estando sobrepostas em algumas regiões.

Agradecimentos e Conflito de Interesse

Aos Professores, funcionários e colegas do Programa de Pós Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional, da Universidade de Oeste Paulista pelo acolhimento e aprendizado. Declara -se que não há conflito de interesse que possa interferir na imparcialidade do trabalho científico.

Referencias

1. Organização Mundial da Saúde (OMS). Mudança climática e saúde humana – riscos e respostas: resumo actualizado 2008.

2. Short et al. Climate Change Contribution to the Emergence or Reemergence of Parasitic Diseases. 2017; 10: 1-7. DOI: https://dx.doi.org/10.1177/11786336177322;

3. https://climate.nasa.gov/evidence/

4. Haines A, Kovats R, Campbell-Lendrum D, Corvalan C. Climate change and human health:

impacts, vulnerability, and mitigation. Lancet. 2006;367(9528):2101–9.

5. Confalonieri UEC, Marinho DP. Mudança Climática Global e Saúde: Perspectivas para o Brasil. Parcerias Estratégicas [Internet]. 2008;27(8):323–49. Disponivel em: http://www.ensp.fiocruz.br/

6. Parry, M. et al. Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability: fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Working Group II. Cambridge University Press, 2007. [Consult. 28 de Julho 2018]. Disponível em http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg2.htm

7. Abrantes P, Silveira H. Alterações climáticas na Europa : efeito nas doenças parasitárias humanas. Rev Port Saúde Pública. 2009;27:71–86.

8. World Health Organization. Investing to overcome the global impact of neglected tropical diseases. Third WHO Rep neglected Dis [Internet]. 2015;191. Disponível em: http://www.who.int/neglected_diseases

9.

10. Booth M. Climate Change and the Neglected Tropical Diseases. 1o ed. Vol. 100, Advances in Parasitology. Elsevier Ltd.; 2018. 39-126 p. http://dx.doi.org/10.1016/bs.apar.2018.02.001

11. World Health Organization. 4th WHO NTDs report_April2017. 2017.

12. Hotez PJ. Neglected infections of poverty in the United States of America. PLoS Negl Trop Dis. 2008;2(6):e256. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pntd.0000256

13. Hotez PJ. Global urbanization and the neglected tropical diseases. PLoS Negl Trop Dis. 2017;11(2): e0005308. doi:10.1371/journal.pntd.0005308

14. Fenner A, Silva EL, Gurgel H da C. Mudança Climática e Saúde: Um perfil do Brasil. 2009. p.44

ELABORAÇÃO DO PLANO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PGRS) EM UM CÂMPUS UNIVERSITÁRIO

Valquíria Aparecida dos Santos Ribeiro[1], Andrea Sartori Jabur[1], Ana Claudia Ueda[1]

[1] Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
E-mail: valquiria@utfpr.edu.br

Resumo
A preocupação com o gerenciamento dos resíduos sólidos visando a redução da geração bem como sua segregação de forma correta, em instituições de ensino superior, vem ganhando destaque de forma crescente. Isso tem sido visualizado por meio de ações de extensão, tais como palestras, semanas acadêmicas e cursos que visam o reaproveitamento de resíduos. O objetivo desse trabalho é apresentar os resultados gerados a partir da elaboração do plano de gerenciamento de resíduos sólidos de um câmpus universitário situado na cidade de Apucarana-PR. Os resultados apontaram que apesar da existência de lixeiras identificadas para a segregação dos resíduos, isso não acontece de forma efetiva, existindo grande contaminação dos recicláveis tanto pelo seu descarte em lixeiras para rejeitos, quanto recicláveis sujos e com resíduos de comida. Diante disso, existe a necessidade contínua de ações que promovam a educação ambiental por meio da conscientização da comunidade acadêmica, envolvendo servidores, terceirizados e discentes.
Palavras-Chave: Plano de gerenciamento de resíduos sólidos, segregação, resíduos sólidos, recicláveis, educação ambiental

ELABORATION OF SOLID WASTE MANAGEMENT PLAN IN A UNIVERSITY CAMPUS

Abstract
The concern with the management of solid waste aiming at the reduction of generation as well as its segregation in a correct way, in University, has been gaining increasing prominence. This has been visualized through extension actions such as lectures, academic weeks and courses aimed at the reuse of waste. The objective of this work is to present the results generated from the elaboration of the solid waste management plan of a university campus in Apucarana city, Paraná State. The results pointed out that despite the existence of identified waste baskets for waste segregation, this does not happen effectively, and there is a great contamination of the recyclables both by their disposal in refuse dumps, as well as dirty recyclables and food residues. Given this, there is a continuing need for actions that promote environmental education through the awareness of the academic community, involving workers and students.
Keywords: Solid Waste Management Plan, segregation, solid waste, recyclable, environmental education

Introdução

O interesse pela educação ambiental e a sustentabilidade nas Instituições de Ensino Superior (IES) ainda é muito recente, porém de grande importância. Até a Conferência do Rio de Janeiro de 1992, as IES não figuravam como atores no desenvolvimento sustentável[1]. No entanto, este ambiente representa um papel importante no processo de formação de recursos humanos,

bem como no desenvolvimento de tecnologias e divulgação do conhecimento, sendo imprescindível que estas organizações assumam o desafio e passem a incorporar os princípios e práticas da sustentabilidade, partindo da conscientização em todos os níveis (funcionários, professores e alunos) até a tomada de decisões fundamentais sobre planejamento, treinamento, operações ou atividades comuns em suas áreas físicas[2].

Atualmente, este papel é exigido por comitês nacionais e internacionais para que haja um impacto positivo nas comunidades interna e externa a este ambiente[3]. Os câmpus universitários têm sido comparados a pequenas aglomerações urbanas, que envolvem desde atividades de ensino, pesquisa e extensão, como também de restaurantes, centros de conveniência, entre outras facilidades [1].

Dentro desse contexto, com a implantação da Lei 12.305, em 2010, que trata da Política Nacional de Resíduos Sólidos, e prevê a gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente correto dos resíduos sólidos, vem aumentando a pressão para que ocorra o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos, bem como pela minimização da geração, reuso e reciclagem dos materiais que ainda tenham valor agregado[4].

Diante disso, as instituições de ensino têm papel importante na formação de cidadãos conscientes do seu papel na sociedade e na preservação do ambiente. Como detentoras de "expertises" é seu dever promover o gerenciamento adequado dos resíduos gerados no ambiente acadêmico bem como proporcionar continuamente a conscientização da comunidade acadêmica.

Assim, o objetivo deste trabalho é apresentar os resultados iniciais obtidos a partir da elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos do câmpus Apucarana da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), obtendo um panorama geral acerca do comportamento da comunidade acadêmica frente a segregação dos resíduos sólidos.

2. Metodologia

O local de estudo é o câmpus Universitário da UTFPR, na cidade de Apucarana, localizada no Norte do Estado do Paraná, Brasil. A cidade está uma distância de 366 km da capital Curitiba e apresenta uma população de 140.000 habitantes, conforme projeção de 2017 pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística)[5].

O câmpus Apucarana da UTFPR está instalado em uma área total de 121.490,13 m^2, sendo 9.442,79 m^2 de área construída. No ano de 2017 apresentou, diariamente, o número de 1.484 usuários, sendo 1.238 discentes, 217 servidores (docentes e técnicos administrativos) e 29 trabalhadores terceirizados.

Nas dependências da universidade, estão dispostas lixeiras para a segregação dos resíduos de modo a facilitar a coleta seletiva existente no câmpus, as quais foram utilizadas para a coleta dos resíduos durante os dias que antecederam a realização da gravimetria. Os resíduos foram separados em rejeitos e recicláveis. A realização da composição gravimétrica dos resíduos recicláveis foi realizada a partir de uma amostragem representativa, seguindo o procedimento descrito na NBR 10.007 [6].

O método de quantificação consiste em separar os resíduos orgânicos, rejeitos e recicláveis em sacos individuais, e serem armazenados em um período de uma semana. Após este período de armazenamento, foi realizado um quarteamento (figura 1), que consiste em um "processo de divisão em quatro partes iguais de uma amostra pré-homogeneizada, sendo tomadas duas partes opostas entre si para constituir uma nova amostra e descartadas as partes restantes. As partes não descartadas são misturadas totalmente e o processo de quarteamento é repetido até que se obtenha o volume desejado"[6].

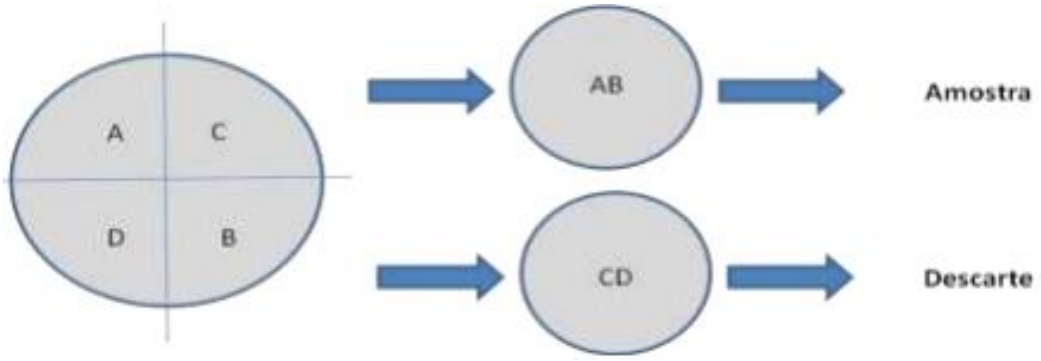


Figura 1. Sistema de quarteamento das amostras de RS.

O procedimento consiste em definir quais partes serão escolhidas para análise (AB ou CD) antes de se ter contato com os resíduos, de modo a não tendenciar a escolha. Caso o volume de resíduos da instituição seja muito grande, pode-se repetir o quarteamento até se obter o volume necessário para análise.

Recomenda-se que o volume a ser analisado (após a amostragem) seja de aproximadamente 1.000 L. Uma vez obtida a amostra representativa, deve-se abrir os sacos de resíduos recicláveis e iniciar a triagem dos resíduos nas categorias: papel, papelão, plásticos, vidros e metal.

Após a segregação, deve-se realizar a pesagem de cada um dos materiais recicláveis, preferencialmente em recipientes com volume conhecido, de modo a se obter também a massa específica de cada tipo de resíduo. A pesagem ocorreu dentro do laboratório, com o uso de uma balança de chão com capacidade máxima de pesagem de 30 kg.

A composição gravimétrica é uma representação da massa de cada componente em relação à massa total de resíduos. Deve ser, portanto, expressa em % de massa:

$$\text{Composição gravimétrica}(\%) = \frac{\text{massa do resíduos}}{\text{massa total da amostra}} \text{ x } 100$$

E para a determinação da massa específica, utilizou-se a equação ilustrada abaixo:

$$\rho = \frac{massa}{volume}$$

Onde ρ é a massa específica (kg/m^3), massa em Kg e Volume em m^3.

3. Resultados

3.1 Diagnóstico da situação atual (2017)

O levantamento de dados ocorreu no final do segundo semestre de 2017 e se deu por meio de visita aos locais de armazenamento de resíduos do câmpus. Os locais de armazenamento de resíduos perigosos foram identificados bem como as formas de descarte adotadas. Foi diagnosticado que o câmpus não oferece local adequado de transbordo para estes Resíduos Perigosos Classes I (NBR 1004) [7], ficando estes, armazenados em tonéis de polietilenos em uma pequena guarita de alvenaria, podendo ocorrer risco de acidentes, como ilustra a figura 2:



Figura 2. Armazenamento dos R.S. Classe I.

Os rejeitos, provenientes dos banheiros, são recolhidos diariamente no período da tarde e acondicionados em sacos pretos e armazenados em contêineres fechados, onde a coleta é realizada pelo Município e encaminhado para o aterro sanitário da cidade de Apucarana. Os resíduos orgânicos, proveniente do Restaurante Universitário é responsabilidade deste, uma vez que o serviço terceirizado.

Os resíduos de reciclagem são separados em lixeiras identificas com cores e rótulos e são espalhadas por todo o câmpus. A coleta ocorre em dois dias da semana. Todo o resíduo de reciclagem é destinado à cooperativa da cidade, denominada de COCAP (Cooperativa dos catadores de Apucarana).

As lâmpadas fluorescentes, muito utilizadas no câmpus, onde representam uma grande geração de resíduos perigosos Classe I, são destinadas a empresa vencedora do processo licitatório para tratamento e destinação final. No total são descartadas 2.000 lâmpadas/ano e a destinação e coleta ocorre uma vez por semestre ou de acordo com a necessidade.

Devido ao câmpus obter uma lavanderia industrial, para uso dos cursos de engenharia têxtil e de tecnologia em design de moda, todo o efluente gerado nas aulas práticas são conduzidos a uma Estação de Tratamento de Efluentes própria do câmpus e tratados por processo físico-químico. O lodo gerado por esse processo de tratamento é disposto em leito de secagem e destinado ao aterro industrial conforme a necessidade.

Durante todo o ano, ocorrem ações de extensões, voltados à educação ambiental, como a Semana do Meio Ambiente, Cabide Solidário (Figura 3), Coleta de Lixo Eletrônico e de óleo de cozinha usado, de modo a unir o conhecimento acadêmico e estender a comunidade universitária e a comunidade externa.



Figura 3. Cabide solidário, com a distribuição de vestuários para a comunidade acadêmica.

3.2 Quantificação de resíduos.

Para a quantificação dos resíduos recicláveis foi elaborado o quarteamento, como apresentado na metodologia.



Figura 4. Posicionamento das amostras para o quarteamento.

Após a formação do círculo, adotaram-se os quadrantes AB para análise e iniciou-se a aberturas das sacolas para a separação dos resíduos. Apesar de a universidade apresentar as lixeiras individuais para cada material de reciclagem (plástico, papel, metal e vidro), a coleta final das lixeiras é acondicionada em uma mesma sacola, misturando os resíduos. Observou-se também que apesar das identificações existentes nas lixeiras, a comunidade acadêmica acaba descartando de forma equivocada os resíduos, sendo essencial a adoção de ações de conscientização para o descarte correto dos resíduos. Os resultados obtidos a partir da gravimetria estão apresentados na sequência nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1. Quantificação diária dos Resíduos Sólidos gerados no câmpus Apucarana da UTFPR.

REJEITOS (Kg)	RECICLÁVEIS (Kg)	Total (Kg)
13,510	4,990	18,500

Observa-se que 73% dos resíduos sólidos gerados no câmpus foi segregado como resíduos orgânico/rejeitos. Nesse montante, observou-se a presença do descarte inadequado de recicláveis que poderiam ser destinados as cooperativas de reciclagem, porém não houve o respeito adequado com esses resíduos, mostrando o descaso por parte da comunidade acadêmica com a segregação dos resíduos.

Tabela 2. Segregação dos Resíduos Recicláveis

RECICLÁVEIS (%)	
VIDRO	0,64
PAPELÃO	44,20
METAL	2,80
PAPEL	8,71
CONTAMINAÇÃO	43,65

Os resíduos recicláveis coletados das lixeiras de recicláveis do câmpus, conforme apresentado na Tabela 2 mostra novamente o desrespeito no ato do descarte dos resíduos. Devido ao descarte inadequado aproximadamente 44% dos resíduos estavam contaminados.



Figura 5. Aberturas das sacolas e separação dos materiais.

4. Discussão

Assim como relatado no panorama dos resíduos sólidos no Brasil pela ABRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais), observa-se que apesar da Lei 12.305/2010 a prática de reciclagem ainda não se mostra efetiva, tendo um volume muito grande de resíduos destinados de forma inadequada[8]. Para melhorar esse panorama dentro do câmpus será necessária a adoção de ferramentas e ações voltadas a educação ambiental, e isso pode ser conseguido por meio de projetos de ensino e extensão universitária, porém esses devem ocorrer

de forma continuada para que se torne um hábito o processo de segregação dos resíduos. Podem, também, ocorrer a partir de iniciativas inseridas nas disciplinas de ciências do ambiente e/ou sistemas de gestão ambiental, envolvendo os alunos no processo de conscientização da comunidade.

A mudança do comportamento das pessoas é fundamental para que realmente ocorra o consumo consciente e minimização dos impactos gerados ao ambiente a partir dos resíduos sólidos. A partir dessas ações de conscientização será necessário o acompanhamento trimestral ou semestral por meio da gravimetria dos resíduos para avaliar a evolução da comunidade acadêmica no descarte e redução da geração dos resíduos. Essas ações deverão ocorrer em todos os ambientes da instituição e envolver tanto os discentes quanto servidores e terceirizados.

Conflito de Interesses

Os autores declaram não haver qualquer potencial conflito de interesse que possa interferir na imparcialidade deste trabalho científico.

Referências

1 Tauchen J, Brandli LL A gestão ambiental em instituições de ensino superior: modelo para implantação em campus universitário. GESTÃO & PRODUÇÃO, 2006;13(3):503-515.

2 Ribeiro AL et al. Avaliação de barreiras para implementação de um sistema de gestão ambiental na UFRGS. In: XXV Encontro Nacional de Engenharia de Produção, Porto Alegre, RS, 2005.

3 Adeniran AE, Nubi AT, Adelopo AO Solid waste generation and characterization in the university of lagos for a sustainable waste management. Waste management, 2017;67:3-10.

4 Brasil Lei N° 12.305 de 02 de agosto de 2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).

5 IBGE . Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo 2017. Disponível em www.ibge.gov.br. Acesso em 22/02/2017.

6 ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Norma Brasileira - NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos. 2004, segunda edição.

7 ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Norma Brasileira - NBR 10004 Resíduos sólidos – Classificação. 2004.

8 ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos do Brasil. São Paulo, 2016.

IDENTIFICAÇÃO DE CONFLITOS EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO SUDOESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

Marina Madid Micheletti Caetano[1], Amanda Trindade Amorim[1], Jocy Ana Paixão de Sousa[1], Roberto Wagner Lourenço[1]

[1]Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
E-mail: marina_madid@yahoo.com.br, (12) 98182-7549.

Resumo
A ocupação do uso da terra no Brasil é caracterizada pela falta de planejamento, que trouxe como consequência o comprometimento dos recursos naturais. O objetivo do trabalho foi mapear o uso da terra de uma bacia hidrográfica localizada no sudoeste do estado de São Paulo, visando identificar as áreas de conflito em áreas de preservação permanente (APPs) a partir da utilização de um sistema de informação geográfica e técnicas de geoprocessamento. Para o mapeamento do uso da terra foram utilizadas imagens do sensor Vexcel Ultracam e as APPs foram mapeadas conforme preconizado no Código Florestal Brasileiro. Os resultados mostram que a bacia hidrográfica apresenta maiores áreas de conflito em APPs no setor baixo, devido principalmente às condições do relevo. Identificou-se que 71,02% das APPs estão em conformidade com a lei, enquanto 28,98% estão em conflito de uso, necessitando assim de recuperação.
Palavras-chave: bacia hidrográfica, uso da terra, áreas de preservação permanente, geoprocessamento, sistema de informações geográficas.

IDENTIFICATION OF CONFLICTS IN PERMANENT PRESERVATION AREAS IN A WATERSHED IN THE SOUTHWESTERN STATE OF SÃO PAULO

Abstract
The occupation of land use in Brazil is characterized by a lack of planning, which has resulted in the compromise of natural resources. The objective of this work was to map the land use of a watershed located in the southwest of the state of São Paulo, aiming at identifying the areas of conflict in permanent preservation areas (PPAs) from the use of a geographic information system and geoprocessing techniques. For the land use mapping, Vexcel Ultracam sensor images were used and the APPs were mapped as recommended in the Brazilian Forest Code. The results show that the watershed presents areas of conflict in PPAs in the low sector, mainly due to the relief conditions. It was identified that 71.02% of the PPAs are in compliance with the law, while 28.98% are in conflict of use, thus needing recovery.
Keywords: watershed, lad use, Permanent Preservation Areas, geoprocessing, geographic information system.

Introdução

A ocupação do uso da terra no Brasil é caracterizada pela falta de planejamento, o que reflete em uma série de consequências, tais como, o comprometimento dos recursos naturais e o desenvolvimento desordenado das atividades antrópicas. Essa ocupação tem seu marco inicial no século XV com a descoberta do Brasil, onde primeiro bioma drasticamente afetado foi o da Mata

Atlântica. Porém a partir do século XX quando ocorreu a maior interiorização da população, outros biomas como o Cerrado e a Amazônia, também sofreram grandes degradação.

Frente às degradações e aos impactos ambientais negativos provocados ao meio ambiente, foram criados instrumentos legais para protegê-lo. O Código Florestal Brasileiro, Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, em seu capítulo II, dispõe sobre as Áreas de Preservação Permanentes (APPs), definidas como áreas legalmente protegidas por serem ambientalmente frágeis e vulneráveis. As APPs têm a função de proteger o solo, os corpos d'água, fazendo com que haja a manutenção da permeabilidade do solo e do regime hídrico, além de possuir função ecológica para refúgio da fauna, valorizando a paisagem e o patrimônio cultural [1].

Quanto se trata de APPs de bacias hidrográficas deve-se ter uma atenção especial, pois o manejo inadequado destas acarreta em perdas ambientais, principalmente àquelas relacionadas aos recursos hídricos, decorrente do desmatamento, da exposição do solo e da intensa utilização de insumos. As bacias hidrográficas têm sido largamente utilizadas como unidade de análise nos estudos relacionados ao meio ambiente, uma vez que, o planejamento do seu uso é essencial para que não se comprometa o desenvolvimento social e ambiental [2, 3].

Pesquisas voltadas a investigação de bacias hidrográficas quanto a avaliação das APPs mostra-se essenciais tendo em vista a existência do uso inadequado do solo e o descumprimento da legislação [2, 3]. Vale enfatizar que umas das formas mais eficazes de realizar esse tipo de estudo é por meio das geotecnologias, como os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e as técnicas de Geoprocessamento.

Essas ferramentas apresentam-se como um importante conjunto de tecnologias de apoio que permitem analisar o ambiente de maneira integrada, sendo muito utilizadas em trabalhos de vários campos da ciência, especialmente nos estudos ambientais, como no monitoramento e mapeamento do uso e ocupação do solo [4, 5].

Diante do exposto, o trabalho objetivou mapear o uso da terra e delimitar as APPs nos diferentes setores da Bacia Hidrográfica do Rio Murundú-Paiol, visando identificar as áreas de conflito em APPs a partir da utilização de um SIG e de técnicas de geoprocessamento.

Métodos

O estudo foi desenvolvido na Bacia Hidrográfica do Rio Murundú-Paiol, localizado no município de Ibiúna, a sudoeste do estado de São Paulo (Figura 1).

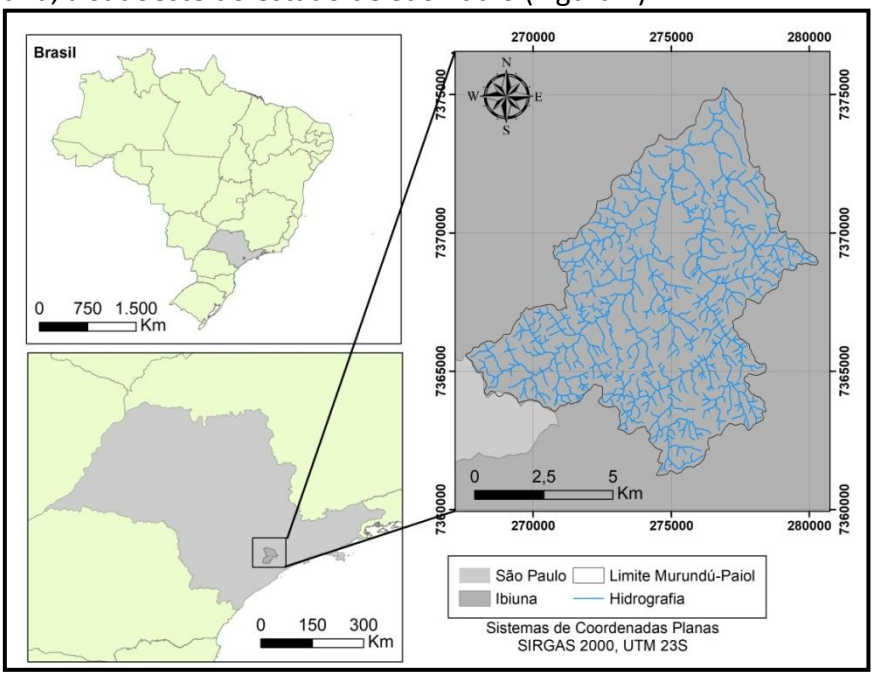


Figura 8. Localização da área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Murundú-Paiol possui uma extensão territorial de 81,9 km² e está completamente inserida na Área de Preservação Ambiental (APA) de Itupararanga. Esta foi criada pela Lei Estadual nº 10.100 de 01 de dezembro de 1998, posteriormente alterada pela Lei Estadual nº 11.579 de 02 de dezembro de 2003. A APA tem a finalidade de proteger os recursos hídricos, sendo responsável pelo abastecimento da represa de Itupararanga, que por sua vez fornece água para 63% da população da região, além de gerar energia elétrica destinada à Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) [6].

O clima regional é Cwa segundo a classificação climática de Köppen, característico de clima temperado com inverno úmido e a umidade relativa do ar é de modo geral alta, variando entre 60% e 90%). O solo predominante na região é o latossolo vermelho-amarelo, característico de boa fertilidade, favorecendo as atividades agrícolas [7].

A vegetação é da Mata Atlântica, possuindo fragmentos florestais que são constantemente degradados devido a ocupação humana. O exutório da bacia é no rio Sorocabuçu, que forma o rio Sorocaba, sendo que este um dos principais contribuintes da represa de Itupararanga.

Para o mapeamento do uso da terra, utilizou-se imagens cedidas pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC), com sensor *Vexcel Ultracam*, resolução espacial de 0,45 metros, referente ao ano de 2010. O mapeamento foi procedido no *software* ArcGIS 10.5 [8], por interpretação visual a partir da sobreposição do arquivo vetorial do limite da bacia hidrográfica sobre a imagem. Posteriormente o uso foi retificado com de imagens mais recentes e de alta resolução do *Google Earth Pro* e em campo no ano de 2018.

As classes do uso da terra foram determinadas a partir de uma adaptação das subclasses do nível II do sistema multinível de classificação apresentado no Manual Técnico de Uso da Terra [9]. Foram definidas oito classes, sendo elas: campo, cultura permanente, cultura temporária, lagos, mata, pastagem, silvicultura e área urbanizada.

A delimitação das APPs foi realizada segundo estabelecido no Novo Código Florestal, Lei nº 12.651, de 25 de maio 2012, onde são definidas as extensões mínimas das APPs (Tabela 1).

Tabela 4. Definição das faixas de APP

Área de Preservação Permanente	**Faixa**
Nascentes	50 metros
Rios	30 metros
Lagos menores que 1 ha	30 metros
Lagos maiores que 1 ha	50 metros
Declividade	> 45°

Fonte: 1.

No mapeamento das faixas de APP dos rios, lagos e nascentes, foi utilizado a ferramenta *buffer* do ArcGIS 10.5 [8]. Para o mapeamento da APP de declividade, primeiramente fez-se o Modelo Digital do Elevação (MDE) utilizando o módulo *topo to raster* do ArcGIS 10.5 [8]. Posteriormente, por meio da ferramenta *slope* obteve-se a declividade em graus e identificou-se áreas com declives acima de 45°.

Por fim, para identificar as áreas de conflito de uso em APPs, foi realizado uma intersecção dos dados vetoriais de uso da terra com o limite da definição das APPs, bem como calculado as suas áreas.

Resultados

Na Figura 2 mostra-se a distribuição do uso da terra da Bacia Hidrográfica do Rio Murundú-Paiol.

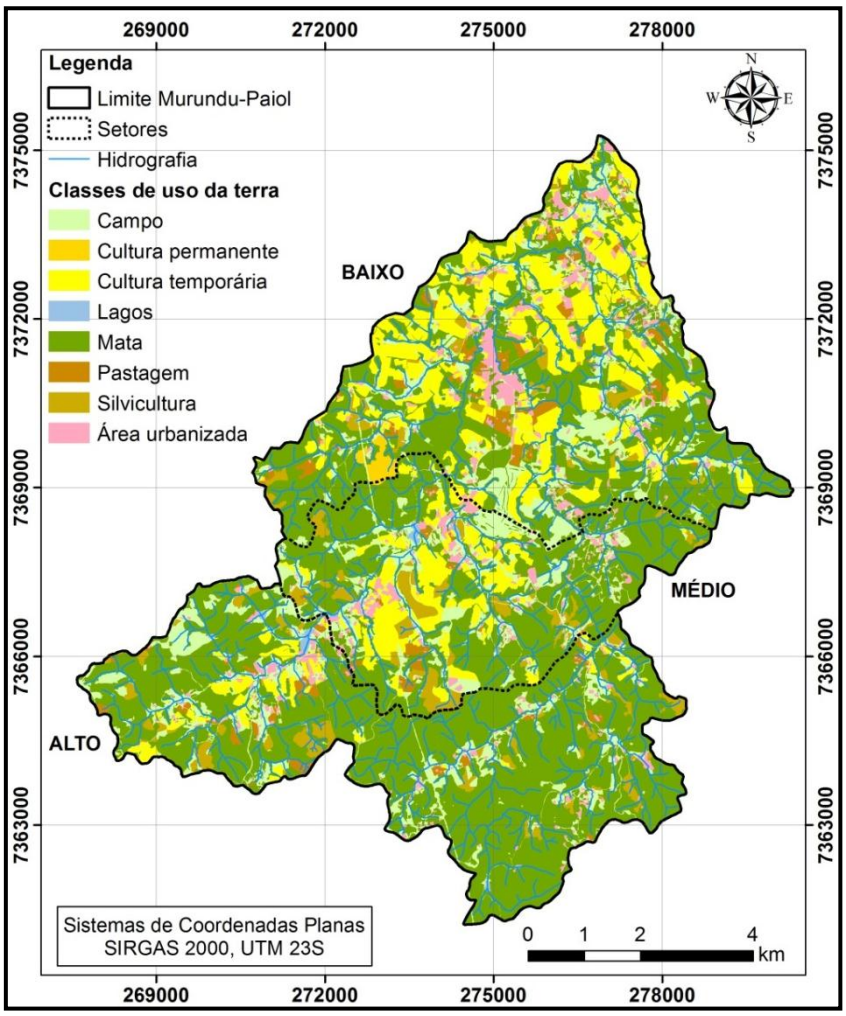


Figura 9. Mapa de uso da terra

A Tabela 2 apresenta os dados quantitativos das classes de uso da terra da bacia hidrográfica.

Tabela 5. Áreas do uso da terra

Classes de uso	Área total (ha)	Área percentual (%)
Área Urbanizada	385,37	4,70
Campo	1.214,32	14,82
Cultura permanente	29,63	0,36
Cultura Temporária	1.180,35	14,41
Lagos	79,23	0,97
Mata	4.741,13	57,88
Pastagem	200,39	2,45
Silvicultura	360,83	4,41
Total	8191,25	100,00

A classe com maior percentual foi de mata cobrindo aproximadamente 58% da área da bacia hidrográfica. O segundo maior quantitativo foi observado na classe campo com 1.214,32 ha (14,82%), seguido das culturas temporárias com 1.180,35 ha (14,41%). As culturas temporárias são representadas pelos cultivos de hortaliças, que somadas a atividade de silvicultura destacam-se como importantes produtos impulsionadores da economia local.

Na Tabela 3 mostra-se o quantitativo das áreas do uso da terra nos setores baixo, médio e alto.

Tabela 6. Áreas do uso da terra nos diferentes setores

Classes de uso	Setor Baixo		Setor Médio		Setor Alto	
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Área urbanizada	209,47	6,40	94,81	4,87	81,08	2,73
Campo	518,91	15,84	314,32	16,14	381,08	12,84
Cultura permanente	27,92	0,85	1,71	0,09	-	-
Cultura temporária	798,69	24,39	276,01	14,17	105,65	3,56
Lagos	23,35	0,71	25,21	1,29	30,66	1,03
Mata	1.488,67	45,45	1.069,47	54,91	2.182,99	73,54
Pastagem	116,90	3,57	26,88	1,38	56,61	1,91
Silvicultura	91,42	2,79	139,18	7,15	130,22	4,39
Total	3.275,34	100,00	1.947,59	100,00	2.968,31	100,00

Ao analisar a Figura 2 e Tabela 3, nota-se que a área natural constituída por mata é predominante no setor alto da bacia hidrográfica, pois refere-se a mais de 46% do total dos setores. Comparando o nível de fragmentação entre os setores, observa-se que há uma redução de cerca de 14,6% das matas no setor baixo quando comparado ao setor alto. O uso antrópico tem um acréscimo proporcional ao decréscimo do uso natural do setor alto ao baixo, sendo que os principais contribuintes antrópicos são as culturas e o campo.

Na Tabela 4 apresenta-se o quantitativo das APPs na Bacia Hidrográfica do Rio Murundú-Paiol.

Tabela 7. Quantificação das APPs mapeadas

Área de Preservação Permanente	Área (ha)	Área (%)
Nascentes	363,76	16,15
Rios	1.623,16	72,08
Lagos menores que 1 ha	224,03	9,95
Lagos maiores que 1 ha	40,52	1,80
Declividade	0,53	0,02
Total com sobreposição	2.252,00	100,00
Total sem sobreposição	1.890,88	83,96

Ao total foram identificadas 2.252,00 ha com sobreposição entre as APPs e 1.890,88 ha sem sobreposição, o que corresponde a cerca de 27% e 23% da área da bacia hidrográfica, respectivamente. As APPs de rios e nascentes correspondem ao maior percentual, representando 88,23%, enquanto a APP de declividade apresentou o menor valor, apenas 0,02%.

A Figura 3 e Tabela 5 apresentam as áreas de conflito de uso da terra em APPs da Bacia Hidrográfica do Rio Murundú-Paiol.

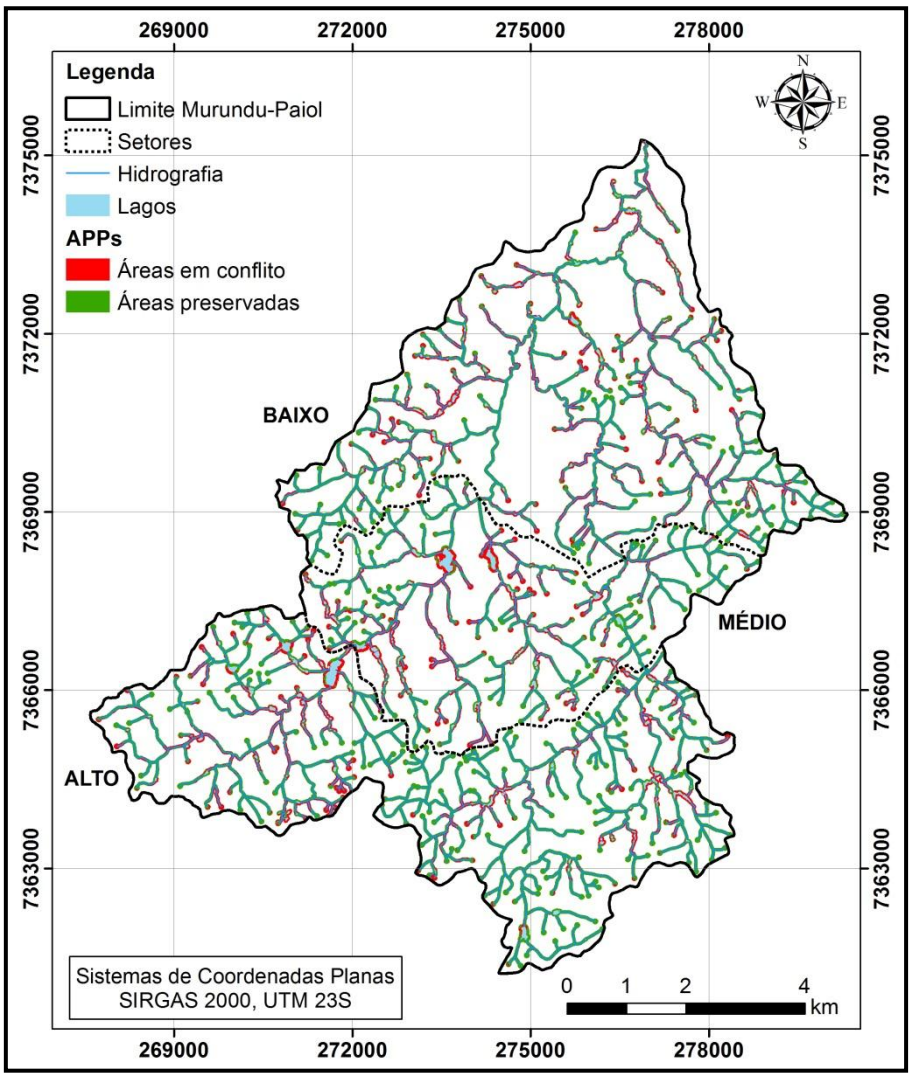


Figura 10. Mapas das áreas de conflito de uso em APPs

Tabela 8. Quantitativo de uso da terra em APPs

Classes de uso	Área total (ha)	Área percentual (%)
Área Urbanizada	54,64	2,89
Campo	340,27	18,00
Cultura permanente	2,95	0,16
Cultura Temporária	63,05	3,33
Mata	1.342,96	71,02
Pastagem	31,94	1,69
Silvicultura	55,07	2,91
Total	1.890,88	100,00

Foi observado que 71,02% das APPs estão protegidas por mata, enquanto que 28,98% não estão em conformidade com a Lei nº 12. 651 de 2012. As classes com maiores percentuais de conflito em APPs são campo (18,0%), seguido das culturas temporárias (3,33%), silvicultura (2,91%) e áreas urbanizadas (2,89%).

Na Tabela 6 observa-se o quantitativo de uso da terra nas APPs nos setores baixo, médio e alto Bacia Hidrográfica do Rio Murundú-Paiol.

Tabela 9. Quantitativo de uso da terra nas APPs nos diferentes setores

Classes de uso	Setor Baixo		Setor Médio		Setor Alto	
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Área urbanizada	20,19	3,05	14,07	3,10	20,38	2,63
Campo	135,63	20,50	87,81	19,34	116,83	15,07
Cultura permanente	2,82	0,43	0,13	0,03	-	-
Cultura temporária	36,26	5,48	18,12	3,99	8,67	1,12
Mata	442,89	66,95	307,38	67,7	592,69	76,44
Pastagem	12,15	1,84	5,74	1,26	14,05	1,81
Silvicultura	11,61	1,75	20,78	4,58	22,68	2,93
Total	661,55	100,00	454,03	100,00	775,30	100

Dos 547, 92 ha (28,98%) em conflitos de uso, o maior uso indevido das APPs encontra-se no setor baixo com 218,66 ha (11,56%), seguido do setor alto com 182,61 ha (9,66%) e médio com 146,65 ha (7,76%). Em ambos os setores houve a predominância da classe campo, porém o segundo maior destaque para o setor baixo foram as culturas temporárias (5,48%) e para o setor médio e alto destacou-se a silvicultura, com 4,58% e 2,93%, respectivamente.

Discussão

O setor baixo da Bacia Hidrográfica do Rio Murundú-Paiol apresenta as maiores áreas em conflito quando comparadas com o setor alto da bacia hidrográfica. Isto corre porque atividades antrópicas como campo, agriculturas, áreas urbanizadas e pastagens desenvolvem-se em áreas mais planas e com declives mais amenos, que viabilizam o desenvolvimento destas, pois onde a altitude é mais elevada com o declive mais acentuado dificulta-se acesso e há o aumento de custos para a implantação das atividades [10].

Os conflitos de uso da terra representam as influências antrópicas nos recursos naturais e a falta de preocupação com a preservação das áreas protegidas por lei [11]. Às áreas que se encontram em conflito de uso inseridos nas APPS, deveriam estar protegidas por matas para promover a manutenção e qualidade dos recursos naturais e principalmente dos recursos hídricos.

No aspecto ecológico, um dos valores associados às APPs é a promoção de habitat para os animais [12]. O desmatamento nestas áreas pode ocasionar na perda de comunidades inteiras e a interferência nas relações ecológicas. Além disso a retirada da vegetação das APPs, acarretam em riscos de erosão do solo o que facilita o arraste de partículas, principalmente em áreas declivosas, contribuindo com o surgimento de ravinas e voçorocas, além do empobrecimento da hidrografia causados pelos processos de lixiviação e às diversas formas de poluição [11, 13].

Ao se analisar que mais de 99% das APPs estão relacionados à hidrografia, vale ressaltar que essas são áreas que carecem de maior atenção. O desmatamento no entorno de nascentes, rios e lagos compromete um conjunto de serviços ambientais com alto valor econômico e social, pois acarretam em alterações na qualidade da água e consequentemente aumentam os custos de tratamento para o abastecimento público [14].

As APPs que se encontram degradadas podem ser recuperadas conforme o estabelecido pela resolução CONAMA n° 429, de 28 de fevereiro de 2011, que leva em consideração a condução da regeneração natural de espécies nativas, plantio de espécies nativas, como também que este plantio seja realizado em conjunto com a condução da regeneração natural [15].

A recuperação da vegetação nas APPs promove a melhoria das funções ecológicas da bacia hidrográfica assim como a manutenção da biodiversidade, uma vez que a vegetação serve de corredor ecológico, facilitando assim o restabelecimento das condições ideais para o equilíbrio ambiental [16, 17, 18].

O crescente desmatamento em APPs contribui para o agravamento da crise hídrica em várias regiões, esta influenciada pelas mudanças climáticas torna-se mais agravante quando ocorrem, por exemplo, as alterações no uso da terra [19].

A existência de APPs com uso indevido na Bacia Hidrográfica do Rio Murundú-Paiol mostra a falta de uma fiscalização mais rígida para o cumprimento da legislação e consequentemente para a manutenção das matas, já que sem estas há comprometimento dos recursos hídricos e além dos distúrbios às comunidades vegetais e animais. Portanto, esta pesquisa foi um meio de identificar as áreas que se encontram uma situação mais alarmante para que futuramente sirva de subsídio para adoção de medidas de recuperação e restauração.

O uso do SIG em conjunto com as técnicas de geoprocessamento foi essencial para a caracterização ambiental da bacia hidrográfica, pois permitiu identificar os conflitos de uso nas APPs. Esse tipo de pesquisa [19] possibilita confrontar os usos presentes na bacia hidrográfica com a legislação para fornecer informações que possam orientar na fiscalização e implantação de projetos voltados a recuperação dessas áreas.

Referências

1. 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, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 2012.

2. Garcia YM, Campos S, Spadotto AJ, Campos M, Silveira GRP. Caracterização de conflitos de uso do solo em APPs na bacia hidrográfica do córrego brarra seca (Pederneira/SP). Energ Agric. 2015; 30(1):68-73. DOI: http://dx.doi.org/10.17224/EnergAgric.2015v30n1p68-73.

3. Nardidi RC, Campos S, Ribeiro FL, Gomes LN, Felipe AC, Campos M. Avaliação das áreas de conflito de uso em APP da microbacia do Ribeirão Morro Grande. Rev Caminhos Geogr. 2015; 16(55):104-113.

4. Fujaco MAG, Leite MGP, Messias MGP, Braga MCT. Análise Multitemporal das mudanças no uso e ocupação do Parque Estadual do Itacolomi (MG) através de técnicas de geoprocessamento. REM: Rev Esc Minas, Ouro Preto. 2010; 63(4):695-701. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672010000400016.

5. Sousa JAP. Mudanças de uso da terra e estimativas de emissões antrópicas de CO2 em bacia hidrográfica [Dissertação]. Sorocaba/SP: Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho (UNESP); 2018.

6. Fundação Florestal. Governo do estado de São Paulo, APA Itupararanga [Internet]. Disponível em: http://fflorestal.sp.gov.br/itupararanga/home/. Acesso em junho de 2018.

7. IBIÚNA. Prefeitura de Estância Turística de Ibiúna [Internet]. Disponível em: http://www.ibiuna.sp.gov.br/ibiuna/numeros_e_dados. Acesso em junho de 2018.

8. ECONOMIC AND SOCIAL RESEARCH INSTITUTE (ESRI). ArcGis 10.5. 2016.

9. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Manual Técnico de Uso da Terra. 3ª ed. Rio de Janeiro; 2013.

10. Abdalla LS, Cruz CBM. Análise de fragmentação florestal no município de Silva Jardim, APA do Rio São João, RJ. Rev Bras Cartog. 2015; 67(1):169-184.

11. Rovani FFM, Cassol R. Áreas de Preservação Permanentes e conflitos ambientais no município de Barão de Cotegipe (RS): Uma análise com auxílio das geotecnologias. B Goiano Geogr. 2012; 32(2):51-70. DOI: https://doi.org/10.5216/bgg.v32i2.21077.

12. Borges LAC, Rezende JLP, Pereira JAA, Coelho Junior LM, Barros DA. Áreas de Preservação Permanente na legislação ambiental brasileira. Cienci Rural. 2011; 41(7):1202-1210. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782011000700016.

13. Araújo DR, Silva PCM, Dias NS, Lira DLC. Estudo da Área de Preservação Permanente do rio Mossoró no sítio urbano de Mossoró-RN por meio de técnicas de geoprocessamento. Rev Caatinga. 2012;25(2):177-183.

14. Tundisi JG, Tundisi TM. Impactos potenciais das alterações do código florestal nos recursos hídricos. Biota Neotrop. 2010;10(4):67-70. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400010.

15. CONAMA. Resolução n° 429, de 28 de fevereiro De 2011. Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente – APPs. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2011.

16. Cantinho RZ, Gama VF, Ponzoni FJ. Definição de áreas prioritárias para restauração florestal no Vale do Paraíba. Anais: IX Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal. Curitiba: FUPEF/UNICENTRO; 2010. p.626-633.

17. Moraes LFD, Campello EFC, Franco AA. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. Oecol Aust. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ. 2010; 14(2):437-451. DOI: http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2010.1402.07.

18. Nascimento FM, Barros ZX, Barros BSX, Campos S, Rodrigues JGL. Uso de SIG e Fotografias Aéreas na Determinação de Conflitos na Rede de Drenagem na Bacia Experimental do Rio Pardo. Irriga, Botucatu. 2012; 17(3):346-352. DOI: http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2012v17n3p346.

19. Moura V, Silva PJC, Rosell ECF, Alves WWA. Análise multitemporal do uso e ocupação do solo em Áreas de Preservação Permanente (APP) na bacia do rio Piranha, São Miguel do Guaporé, Rondônia (RO), Brasil. Rev Geogr Venez. 2017; 58(2):414-429.

USO E MANEJO DO SOLO DA FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E TECNOLÓGICAS DA UNESP - CAMPUS DE DRACENA/SP

Gabriela Lozano Olivério[1], Carolina dos Santos Batista Bonini[1], Amanda Rodrigues de Almeida Souza[1], Pâmela Gomes Nakada Freitas[1], Vitor Corrêa de Mattos Barretto[1], Reges Heinrichs[1]

[1] Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
E-mail: gabrielaoliverio.bio@gmail.com

Resumo
Os sistemas de manejo do solo, quando realizados de maneira adequada confere uma boa qualidade. Neste sentido, objetivou-se avaliar as propriedades físicas do solo e suas inferências sobre o uso e manejo do solo na Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas da UNESP – Campus de Dracena/SP. Os tratamentos avaliados foram cinco áreas: intervenção antrópica, pastagem degradada, plantio direto, reflorestamento e APP. Amostras de solo foram coletadas na camada de 0-0,10 e 0,10-0,20 m para distribuição e estabilidade de agregados em água, infiltração, porosidade, densidade, resistência a penetração do solo e umidade gravimétrica. Os atributos estudados, apresentaram comportamentos semelhantes para todos os tratamentos, sendo que a área de APP obteve melhores resultados, quando comparados as áreas de intervenção antrópica, além de evidenciar que a densidade e infiltração de água no solo, mostraram um melhor desempenho, quando comprados aos outros estudados, quando se refere a qualidade de solo.
Palavras-chave: propriedades físicas do solo, qualidade do solo, intervenção antrópica, densidade do solo, infiltração de água no solo.

USE AND INDIVIDUAL MANAGEMENT OF THE FACULTY OF AGRARIAN AND TECHNOLOGICAL SCIENCES OF UNESP - CAMPUS DE DRACENA / SP

Abstract
Soil management systems, when performed properly, give good quality. In this sense, the objective was to evaluate the physical properties of the soil and its inferences on the use and management of the soil in the Faculty of Agrarian and Technological Sciences of UNESP - Campus de Dracena / SP. The evaluated treatments were five areas: anthropic intervention, degraded pasture, no-till, reforestation and APP. Soil samples were collected in the depths: 0-0.10 and 0.10-0.20 m for distribution and stability of aggregates in water, infiltration, porosity, density, resistance to soil penetration and gravimetric moisture. The attributes studied presented similar behaviors for all treatments, and the APP area obtained better results when compared to the areas of anthropic intervention, besides evidencing that the density and infiltration of water in the soil, showed better performance when purchased to the others studied, when referring to soil quality.
Key words: soil physical properties, soil quality, antropic intervention, soil bulk density, soil water infiltration.

Introdução

O conhecimento das modificações químicas e físicas do solo, fornece subsídios para a adoção de práticas de manejo que permitam incrementar um maior rendimento das culturas, garantindo a continua sustentabilidade e conservação destes sistemas, evidenciando que os sistemas de manejo com um menor revolvimento, confere restrita mobilização da camada arável do solo, preservando as condições dos atributos de constituição, proporcionando uma produtividade satisfatória com viabilidade econômica[1]. Avaliar as alterações nas propriedades do solo decorrentes de impactos da intervenção antrópica em ecossistemas naturais, podem constituir importante instrumento, auxiliando no monitoramento da conservação ambiental, por meio da caracterização atual do ambiente, possibilitando a tomada de decisão de forma mitigadora[2.]

A qualidade estrutural do solo refere-se ao arranjo das partículas constituindo um ambiente dinâmico, cuja alteração determinará um novo comportamento dos processos que ocorrem no solo[3]. Na medida em que se intensifica o uso agrícola os atributos físico-hídricos do solo sofrem alterações, geralmente adversas ao crescimento vegetal, que ficam mais nítidas quando os sistemas de uso são comparados com o estado do solo ainda sob vegetação natural[4,5]. A susceptibilidade à compactação pode ser reduzida pelo acúmulo de matéria orgânica, porém, a textura do solo e seus efeitos associados à retenção de água, coesão e densidade do solo determinarão a magnitude e o tipo de efeito[6]. Isso ocorre devido à ausência de preparo, que permite a manutenção de praticamente todos os resíduos culturais e o aumento da consolidação na superfície do solo, embora ocorra aumento na densidade do solo e redução no volume total de poros, especialmente os macroporos[7.]

Os solos agrícolas estão sujeitos a modificações em seus atributos físicos e químicos de acordo com o tipo de uso e sistemas de manejo adotados. Por outro lado, se a degradação do solo é revertida e a qualidade do solo é mantida ou melhorada, pela utilização de métodos de manejo adequados, a sustentabilidade agrícola pode ser uma realidade. Logo, entender e conhecer a qualidade do solo é imprescindível à adoção de estratégias para um manejo sustentável sem comprometer sua qualidade no futuro[8]. Um solo é considerado fisicamente ideal para o crescimento de plantas quando apresenta boa retenção de água, bom arejamento, bom suprimento de calor e pouca resistência ao crescimento radicular. Paralelamente, boa estabilidade dos agregados e boa infiltração de água no solo são condições físicas importantes para qualidade ambiental dos ecossistemas[7].

A estrutura do solo refere-se ao agrupamento e organização das partículas em agregados e relaciona-se com a distribuição destas num volume de solo. Considerando que o espaço poroso é de importância similar ao espaço sólido, a estrutura do solo pode ser definida também pelo arranjamento de poros pequenos, médios e grandes, com consequência da organização das partículas e agregados do solo. Este atributo físico do solo está diretamente relacionado ao comportamento da biomassa vegetal, com interferência na determinação dos atributos químicos e biológicos. Estabilidade de agregados expressa a resistência à desagregação de partículas quando submetidos a forças externas (ação implementos agrícolas e impacto gota chuva) ou forças internas (compressão de ar, expansão/contração) que tendem a rompê-los. Um dos métodos mais usados para medir a estabilidade de agregados aplica forças de desintegração em uma amostra de agregados grandes (4 mm) e mede posteriormente a distribuição de tamanho de agregados resultantes.

Densidade do solo (Ds) expressa a relação entre a quantidade de massa de solo seco por unidade de volume do solo. O uso principal da densidade do solo e como indicador da compactação, assim como medir alterações da estrutura e porosidade do solo. Valores de Ds adequados para solos arenosos variam de 1,2 a 1,9 g cm^{-3}, enquanto solos argilosos apresentam valores mais baixos, de 0,9 a 1.7 g cm^{-3}. A Ds está associada ao estado de compactação com alta

probabilidade de oferecer riscos de restrição ao crescimento radicular situam-se em torno de 1,65 g cm^{-3} para solos arenosos e 1,45 g cm^{-3} para solos argilosos[7].

Porosidade do solo (Pt) expressa o espaço do solo não ocupado por sólidos e ocupado pela água e ar compõem o espaço poroso, definido como sendo a proporção entre o volume de poros e o volume total de um solo. É inversamente proporcional à Ds e de grande importância direta para o crescimento de raízes e movimento de ar, água e solutos no solo. A textura e a estrutura dos solos explicam em grande parte o tipo, tamanho, quantidade e continuidade dos poros[12.]A classificação mais usual da porosidade refere-se à sua distribuição de tamanho. A mais usual é a classificação da porosidade em duas classes: micro e macroporosidade. A microporosidade é uma classe de tamanho de poros que, após ser saturada em água, a retém contra a gravidade. Os macroporos, ao contrário, após serem saturados em água não a retém, ou são esvaziados pela ação da gravidade. A funcionalidade desses poros fica evidente quando se considera que os microporos são os responsáveis pela retenção e armazenamento da água no solo e os macroporos responsáveis pela aeração e pela maior contribuição na infiltração de água no solo[9].

A resistência do solo tem estreita relação também com o estado de compactação do solo e é frequentemente usada para avaliar manejo de solos, visto que as raízes ao crescerem, o fazem em espaços já existentes no solo ou têm que vencer a resistência para abrir espaço ao seu crescimento. Quando a resistência do solo é maior que a pressão celular, as raízes crescem na direção de menor resistência e mudam sua distribuição, apresentando deformação do sistema radicular[7].

A textura e a estrutura do solo que definem a área superficial e a arquitetura do sistema poroso são os principais fatores associados ao armazenamento e disponibilidade da água nos solos, assim como, com a habilidade dos solos de deixar passar água na sua matriz para camadas profundas do perfil do solo e da camada terrestre.

[10] estudando distintos usos e manejos de solo semelhante verificaram que alguns atributos do solo como: densidade do solo, resistência à penetração, umidade do solo e infiltração foram bons indicadores da qualidade do solo e que o tratamento sem intervenção antrópica resultou no melhor tratamento estudado, mostrando que o melhor manejo está no equilíbrio solo-água-ar. Muitas pesquisas tem sido desenvolvidas com o objetivo de verificar o manejo e uso do solo adequado [11, 12, 13, 14, 15].

Com isso, objetivou-se avaliar o comportamento das propriedades físicas do solo e suas inferências sobre o uso e manejo do solo na UNESP – Campus de Dracena, no ano de 2016.

Material e métodos

O trabalho foi realizado na região da alta paulista, na Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas da UNESP, Campus de Dracena/SP, coordenadas 21°28'57" latitude sul e 51°31'58" longitude oeste, altitude média de 400m. O clima é do tipo Aw (tropical úmido), classificado segundo Köppen, com temperatura média de 22.1 °C e precipitação anual média de 1200mm. O solo foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo[16].

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado com cinco tratamentos e três repetições. Os tratamentos estão descritos a seguir:

T1: área do gramado da biblioteca (com intervenção antrópica);

T2: área de pastagem degradada (próximo a estação meteorológica);

T3: área de plantio direto há 2 anos;

T4: área de reflorestamento há 1 ano;

T5: área de mata nativa – APP (sem intervenção antrópica).

Em cada uma destas áreas foram feitas coletadas de amostras deformadas e indeformadas para as análises de solo, nas camadas de 0-0,10 e 0,10-0,20 m. Foram avaliadas as seguintes propriedades:

- Distribuição e estabilidade de agregados: A distribuição e estabilidade de agregados em água; diâmetro médio ponderado dos agregados foi determinado pelo método de [17].

- Infiltração de água no solo: Para condução dos ensaios foram utilizados mini infiltrômetros de disco[18].

- Porosidade e densidade do solo: A porosidade total pela saturação do solo (volume de poros totais do solo ocupado pela água), a microporosidade pelo método da mesa de tensão com coluna de água de 0,060 kPa e a macroporosidade foi calculada por diferença entre a porosidade total e a microporosidade. As amostras para a densidade do solo foram coletadas por meio do Método do Anel Volumétrico[16], com cilindro de volume de 100cm^3, de acordo com a metodologia proposta por [19].

- **Resistência mecânica a penetração (RP) e umidade gravimétrica do solo:** Para a resistência do solo à penetração foi utilizado penetroLOG, modelo Falker, Automação Agrícola e a determinação da umidade gravimétrica do solo foi realizada pelo método clássico de pesagem[19], no mesmo momento da determinação da RP.

Os dados foram analisados aplicando-se a análise de variância e teste Tukey para as comparações de média no nível de 5% de probabilidade. Utilizou-se o programa computacional SISVAR [20].

Resultados

Os valores médios de macroporosidade, microporosidade, porosidade total e densidade do solo, teste F, CV (%) e DMS, nas camadas de solo estudadas, estão apresentados na Tabela 1. Para todos os atributos e camadas de solo estudado, houve diferença significativa. Na camada de 0-0,10 m, a macroporosidade foi maior na área de APP e menor na área de reflorestamento, já na camada de 0,10-0,20 m, a área de plantio direto e a área de reflorestamento obtiveram o maior e menor valor de macro, respectivamente.

Tabela 1 – Teste F, DMS, CV (%) e valores médios da macroporosidade, microporosidade, porosidade total e densidade do solo, nos tratamentos e camadas de solo estudadas. Dracena – SP. 2016.

Tratamentos	**MA[1](m³/m³)**	**MI[2](m³/m³)**	**PT[3](m³/m³)**	**DS[4](g/m³)**
0 – 0,10 m				
Jardim da biblioteca	3,92 b	22,32 b	26,24 c	1,77 b
Área de plantio direto	3,65 b	26,11 a	29,76 bc	1,54 a
Estação meteorológica	4,69 b	29,16 a	33,85 ab	1,49 a
Área de reflorestamento	2,65 b	27,80 a	30,45 abc	1,50 a
APP[5]	8,33 a	27,13 a	35,45 a	1,45 a
F	12,79*	14,58*	9,94*	43,32*
DMS	2,98	3,31	5,61	0,09
CV (%)	22,76	4,43	6,38	2,15
0,10 – 0,20 m				
Jardim da biblioteca	4,28 ab	19,23 b	23,49 b	1,90 b
Área de plantio direto	7,26 a	27,30 a	34,55 a	1,55 a
Estação meteorológica	4,49 ab	26,78 a	31,27 a	1,57 a
Área de reflorestamento	3,44 b	29,25 a	32,69 a	1,57 a
APP	5,02 ab	25,03 a	30,05 a	1,55 a
F	5,41*	17,87*	12,98*	130,745*
DMS	3,02	6,15	5,72	1,41
CV (%)	21,86	4,43	6,66	0,07

1 - Macroporosidade; 2 - Microporosidade; 3 - Porosidade total; 4 - Densidade do solo; 5 - Área de Preservação Permanente. Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade. *significativo a 5% de probabilidade e NS – não significativo.

A infiltração média acumulada de água no solo, teste F, CV (%) e DMS dos tratamentos estudos estão apresentados na Tabela 2 e mostra que houve diferença estatística. A área de APP apresentou maior taxa de infiltração corroborando com os dados de macro na camada superficial de solo.

Tabela 2. Teste F, DMS, CV (%) e valores médios da infiltração média acumulada nos tratamentos estudados. Dracena – SP. 2016.

Tratamento	**Infiltração média acumulada (cm/h)**
Estação metereológica	14,55 d
Jardim da biblioteca	22,28 cd
Área de plantio direto	48,74 bc
Área de reflorestamento	56,92 b
APP[1]	111,94 a
F	14,53*
DMS	7,73
CV (%)	12,78

1 - Área de preservação permanente. Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade. *significativo a 5% de probabilidade e NS – não significativo.

Os valores médios da distribuição e estabilidade de agregados em água (4 mm, 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm e < 0,25 mm e DMP), teste F, CV(%) e DMS estão apresentadas na Tabela 3 e não houve diferença significativa, para todos os diâmetros de agregados estudados. Embora o maior valor de agregados referente ao diâmetro de 4 mm na camada de 0-0,20 m na área de preservação permanente, e na camada 0,20-0,40 m a área de reflorestamento apresentou maior valor. Referente ao diâmetro de 2 mm nas camadas estudadas, o maior valor foi na área de preservação permanente. O maior valor de agregados referente ao diâmetro de 1 mm nas camadas de solo estudadas na área do jardim da biblioteca. Nas camadas estudadas o maior valor de agregados referente ao diâmetro de 0,5 mm, foi a área de preservação permanente. Referente ao diâmetro de 0,25mm na camada de 0-0,10 m na área de plantio direto, e na camada de 0,10-0,20 m na área do jardim da biblioteca, apresentaram os maiores valores obtidos. Os valores mais representativos de agregados referentes ao diâmetro < 0,25 nas camadas de solo estudadas está na área do jardim da biblioteca. Os maiores valores de diâmetro médio ponderado (mm), apresentado na Tabela 3 nas camadas de solo estudadas, foram encontrados na área de plantio direto.

Tabela 3. Teste F, DMS, CV (%) e valores médios da porcentagem de estabilidade de agregados referentes ao diâmetro de 4 mm, nos tratamentos e camadas de solo estudadas. Dracena – SP. 2016.

Tratamentos	**4**	**2**	**1**	**0,5**	**0,25**	**<0,25**	**DMP**
	mm						
	0 – 0,10 m						
APP[1]	47,04	31,43	3,17	3,94	2,05	12,35	3,39
Jardim da Biblioteca	42,90	19,26	3,19	2,16	4,03	28,44	2,83
Estação metrológica	42,54	22,84	2,61	1,48	3,33	27,18	2,91
Área de plantio direto	20,68	24,41	2,73	1,52	5,65	44,97	1,89
Área de reflorestamento	39,97	26,69	2,64	1,88	1,80	26,99	2,89
F	1,156^{ns}	1,488^{ns}	0,117^{ns}	0,483^{ns}	2,070^{ns}	1,552^{ns}	1,347^{ns}
CV (%)	43,14	25,82	51,02	114,66	55,96	57,44	29,25
DMS – 5 %	47,019	18,164	4,136	7,13	5,331	45,363	2,300
0,10 – 0,20 m							
APP[1]	22,92	5,40	4,46	7,70	32,91	26,59	2,20
Jardim da Biblioteca	19,63	5,74	5,37	7,66	46,22	15,37	1,57
Estação metrológica	23,72	3,17	5,07	2,68	27,33	38,00	2,74
Área de plantio direto	24,11	3,56	1,89	6,41	25,10	38,91	2,79
Área de reflorestamento	28,71	2,66	2,06	3,05	30,04	33,46	2,64
F	0,304^{ns}	2,177^{ns}	1,102^{ns}	1,790^{ns}	0,897^{ns}	1,046^{ns}	1,234^{ns}
CV (%)	42,93	39,42	73,18	57,93	46,97	54,15	33,48
DMS – 5 %	28,851	4,570	7,790	8,99	42,835	46,557	2,256

1 – Área de preservação permanente. Médias seguidas de letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade. *significativo a 5% de probabilidade e NS – não significativo.

Os dados de resistência a penetração e umidade do solo no momento da realização dos testes de resistência do solo à penetração, teste F, CV(%) e DMS estão apresentados na Tabela 4. Houve diferença estatística. Na camada de 0-0,10 m, na área do jardim da biblioteca, mostrou melhores valores, este comportamento pode ser é explicado pela presença da camada compactada e presença de restos de construções civis incorporadas ao solo. Na camada de 0,10-0,20 m, maiores valores foram encontrados na APP. A umidade do solo nas camadas de solo estudadas (tabela 4) apresentou diferença significativa somente na área de plantio direto, obtendo o maior valor

Tabela 4. Teste F, DMS, CV (%) e valores médios da resistência a penetração, nos tratamentos e camadas de solo estudadas. Dracena – SP. 2016.

Tratamento	**RP (MPa)**		**UG (g.g^{-1})**	
	0 – 0,10 m	**0,10 – 0,20 m**	**0 – 0,10 m**	**0,10 – 0,20 m**
Jardim da biblioteca	2,04 a	0,61 c	0,04 b	0,06 b
Área de reflorestamento	1,56 a	2,96 ab	0,04 b	0,05 b
Estação meteorológica	1,53 ab	1,29 ab	0,03 b	0,03 b
APP[1]	1,33 ab	4,03 a	0,03 b	0,03 b
Área de plantio direto	0,11 c	1,26 ab	0,14 a	0,14 a
F	0,67*	1,12*	0,88*	2,44*
CV (%)	14,86	28,24	0,63	1,04
DMS	1,425271	3,383182	0,032926	0,052875

* Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. 1 – Área de preservação permanente.

Discussão

Os valores médios de macroporosidade (Tabela 1) encontrados neste trabalho estão abaixo do considerado ideal para um bom desenvolvimento das plantas que segundo [21] devem ser na média de 0,10 $m^3.m^{-3}$. [22]encontrou porcentagens maiores de macroporos em solos submetido ao sistema de semeadura direta, enquanto área com pinus apresentou maiores valores de macroporos, nas duas camadas de solo estudadas. Resultados discordantes foram observados no presente estudo (tabela 1) e bem inferiores aos encontrados por . [10, 14, 22, 23.] Fica evidente neste trabalho o efeito da intervenção antrópica na macroporosidade que é a propriedade mais afetada pelo manejo do solo, com valores entre 2,5 a 8% (ou 0,25 a 0,08 $cm^3.cm^{-3}$).

Para a microporosidade (Tabela 1) que é uma propriedade pouco modificada pelo manejo [9] foram observados valores menores que em outros experimentos de mesma natureza [10, 14, 22, 23.] Sendo que neste trabalho os valores estão em torno de 20 a 30% (ou 0,20 a 0,30 $cm^3.cm^{-3}$). Ainda [23] o manejo de solo modifica proporcionalmente a quantidade de microporos em relação a alteração do volume de macroporos, o que explica que os valores de ambos são maiores na área de APP. Valores semelhantes ao de [22] foram encontrados neste trabalho.

Em relação a porosidade total (Tabela 1), [24] estudando diferentes formas de uso de um Latossolo Vermelho mencionaram que a porosidade total teve pouca influência das modificações de uso de manejo do solo, tanto em profundidade como entre os usos, embora tenha obtido maiores valores a mata nativa, enquanto a pastagem favoreceu a exposição do solo a processo de degradação. Sabe que é mais importante estudar a distribuição do tamanho de poros do que a porosidade total do solo. Dados deste trabalho mostram que a porosidade pode ser modificada pelo uso e manejo do solo, podendo ter reflexos, principalmente em profundidade. [9] afirma que solos de textura arenosa devem ter em torno de 35 a 50% (ou 0,35 a 0,50 $cm^3.cm^{-3}$).

A densidade do solo deste trabalho é semelhante ao encontrado por [25] encontrou valores de densidade menores em áreas que apresentam condições originais e em áreas reflorestadas, resultados que corroboram com o estudo (tabela 1), onde área de APP sem intervenção de manejo, obteve menor resultado, quando comparado as outras áreas estudadas, decorrente possivelmente do acumulo de matéria orgânica, da atividade de fauna edáfica e de raízes, atuando na formação de canais ou bioporos. Conforme [9] a densidade do solo deve estar entre 1,23 a 1,40 g. cm^{-3}. Segundo [26,27] que trabalharam com gramíneas, verificaram que a formação de camadas compactadas reduz a atividade biológica e a macroporosidade no perfil do solo, aumentando a densidade, o que proporciona maior resistência física à expansão radicular, além disso limita a permeabilidade e a disponibilidade de água e nutrientes.

Solos que sofreram intensa intervenção antrópica apresentam valores altos de densidade do solo (Tabela 1) [28] concordando com este trabalho que apresentou valor acima da média esperava para esta classe de solo, no tratamento jardim da biblioteca. [29] afirma que a densidade do solo reduziu ao longo dos anos à medida que aumentou a sua mobilização, apresentando aumento em profundidade, em estudos dos efeitos de diferentes tipos de preparo de solo.

Analisando os dados referentes a taxa de infiltração média acumulada, os dados revelam que a área de APP e na área da estação meteorológica apresentaram maior e menor valor, respectivamente. Concordando com [8] observaram que áreas com cobertura vegetal apresentavam valores mais altos na infiltração, provavelmente por conta da proteção da parte aérea contra o impacto da chuva e do efeito cimentante do material orgânico depositado. Segundo [7] as características físicas do solo, juntamente com as práticas de manejo utilizadas, interferem diretamente na dinâmica da água dentro do sistema. Segundo [30] os valores médios para esta classe de solos está entre 3,8 a 11,2 cm/h, dados obtidos neste trabalho mostram valores superiores aos dados médios. Ainda [28] encontraram valores inferiores em áreas de recuperação de solo, discordando deste trabalho.

Para a distribuição e estabilidade de agregados (Tabela 3), mostrou não ter diferença significativa, observamos que os valores obtidos estão na faixa de 2 a 3 mm e segundo [9], valores superiores a 2 mm para o DMP estão adequados para esta classe de solo. [7, 31] relata que as diferenças quando diz respeito a estabilização de agregados, pode estar relacionada com o uso e manejo do solo, devido a utilização de práticas inadequadas, pouca cobertura vegetal e redução de matéria orgânica no solo. E [14] obteve valores semelhantes a este trabalho em sistema convencional de cultivo do solo e [12] encontrou resultados contrários em área de cultivo de banana e milho.

Área de maior agregação de solo possui menor resistência a penetração de raízes (Tabela 4). [30] afirma que as alterações estruturais no solo devido as diferentes formas de uso e preparo do solo promovem alterações na resistência à penetração. Valores encontrados neste trabalho estão abaixo do limite considerado critico por [32] que considera valores maiores que 2MPa restritivos ao crescimento de raízes. Nota-se na tabela 4 que a área de reflorestamento ainda possui uma compactação alta em profundidade, bem como a área de APP.

Em relação a umidade do solo (tabela 4), constatou-se que a umidade do solo não interferiu nos resultados da resistência à penetração do solo. Conforme [28] a umidade do solo como indicador da qualidade do solo, interfere diretamente na capacidade deste em manter a produtividade biológica, a qualidade ambiental e a vida vegetal e animal saudável na face da terra. E [33] relata que a umidade pode variar em função do teor de matéria orgânica, a presença de serapilheira e a quantidade de cobertura morta. Segundo [34] a determinação da umidade do solo no momento da avaliação da resistência do solo à penetração é fundamental para se realizar adequadamente a interpretação dos resultados encontrados. E ainda afirma que se a determinação da resistência do solo à penetração for realizada com a umidade abaixo da capacidade de campo, os valores obtidos serão maiores podendo levar a uma falsa interpretação.

O estudo realizado conclui que o manejo e o uso interferem na qualidade física do solo, assim como a área de APP, demonstrou um melhor desempenho nas propriedades do solo analisadas, além de verificar que áreas com maior interferência antrópica (área da biblioteca e estação meteorológica), apresentaram piores os valores encontrados. A qualidade do solo para as áreas avaliadas segundo os métodos utilizados está assim ordenada: APP> estação meteorológica > área de reflorestamento> área de plantio direto > jardim da biblioteca. A densidade do solo, a macroporosidade e a infiltração de água no solo, dentre os atributos estudados, obtiveram um melhor desempenho para avaliar a qualidade do solo.

Conflito de Interesse

Os autores declaram não haver qualquer potencial conflito de interesse que possa interferir na imparcialidade deste trabalho científico.

Referências

1. Freitas L, Oliveira IA, Silva LS, Frare JCV, Filla VA, Gomes RP. Indicadores da qualidade química e física do solo sob diferentes sistemas de manejo. **Unimar Ciências**. 2017; 26: 8-25.

2. Cardoso EL, Silva MLN, Curi N, Ferreira MM & Freitas DAF. Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no pantanal sul-mato-grossense. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 2011; 35 (2): 613-622.

3. Ferreira MM. Caracterização física do solo. in: Lier, Q. J. Van (ed.). Física do solo: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2010.

4. Braida JA, Reichert JM, Reinert DJ, Veiga M. Teor de carbono orgânico e a susceptibilidade à compactação de um Nitossolo e Argissolo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. 2010; 14: 131-139. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010000200003

5. Bertol I, Albuquerque JA, Leite D, Amaral AJ.& Zoldan Jr WA. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 2004a; 28: 155-163. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832004000100015

6. Effgen TAM. Atributos do solo em função de tratos culturais em lavouras de cafeeiro conilon no sul do estado do espírito santo [dissertação]. UFES. 2006.

7. Reichert DJ, Reichert JM. Propriedades físicas do solo. centro de ciências rurais. UFSM. 2006.

8. Stefanoski DC, Santos GC, Marchão RL, Petter FA & Pacheco LP. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. 2013; 17 (12): 1301–1309.

9. Kiehl EJ. Manual de edafologia. 1979.

10. Bonini CSB, Bonini Neto A, Putti FF, Vazquez GH & Vanzela LS. Qualidade física de um solo sob diferentes usos e manejo. Revista de Ciencia y Tecnología, (26, supl. 1). 2018; 4-10p.

11. Santos GG, Marchão RL, Silva EM, Silveira PM, Becquer T. Qualidade física do solo sob sistemas de integração lavoura-pecuária. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 2011; 46: 1339-1348. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000030

12. Dantas JD'AN, Oliveira TS, Mendonça ES, Assis CP. Qualidade do solo sob diferentes usos e manejos no perímetro irrigado de jaguaribe/apodi. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. 2012; 16: 18- 26. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012000100003

13. Moreira WH, Betioli Júnior E, Petean LP, Tormena AC, Alves SJ, Costa MAT, Franco HHS. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho distroférrico em sistema de integração lavoura-pecuária. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 2012; 36: 389-400. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000200008

14. Pereira FS, Andrioli I, Pereira FS, Oliveira PR, Centurion JF, Falqueto RJ, Martins ALS. Qualidade física de um Latossolo Vermelho submetido a sistemas de manejo avaliado pelo índice s. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 2011; 35: 87-95. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000100008

15. Bonini CSB, Lupatini GC, Andrighetto C, Mateus GP, Heinrichs R, Aranha AS, Santana EAR & Meirelles GC. Produção de forragem e atributos químicos e físicos do solo em sistemas integrados de produção agropecuária. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 2016; 51(9): 1695-1698. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900070

16. Santos HG, Jocomine PKT, Anjos LHC, Oliveira VA, Lumbrearas JF, Coelho MR, Almeida JA, Cunha TJF, Oliveira JB. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3.ed. Rio de Janeiro: Embrapa. 2013.

17. Angers DA, Mehuys GR. Aggregate stability to water. in: carter, M.R. Soil sampling and methods of analysis. Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 2000; 529-539p.

18. Zhang R. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. Soil Science Society of American Journal. 1997; 61: 1024-1030.

19. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa. Manual de métodos de análise de solo / Paulo César Teixeira ... [et al.], editores técnicos. – 3. ed. rev. e ampl. – Brasília. 2017; 573p.

20. Ferreira DF. Sisvar: A omputer statistical analysis system. Ciência e Agrotecnologia. 2011; 35: 1039-1042.

21. Baver LD, Gardner WH, Gardner WR. Soil physics. new york: J. Wiley. 1972.

22. Melloni R, Melloni EGP, Alvarenga MIN, Vieira FBM. Avaliação da qualidade de solos sob diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de minas gerais. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 2008; 32: 2461-2470.

23. Schaffrath VR, Tormena CA, Fidalski J & Gonçalves AC. Variabilidade e correlação espacial de propriedades físicas de solo sob plantio direto e preparo convencional. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 2008; 32 (4). DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000400001

24. Matias SSR, Borba JA, Ticelli M, Panosso AR, Camara FT. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho submetido a diferentes usos. Revista Ciência Agronômica. 2009; 40 (3): 331- 338.

25. Zalamena J. Impacto do uso da terra nos atributos químicos e físicos de solos do rebordo do planalto – rs [dissertação] Universidade Federal de Santa Maria. 2008.

26. Jimenez RL, Gonçalves WG, Araújo Filho JV, Assis RL, Pires FR, Silva GP. Crescimento de plantas de cobertura sob diferentes níveis de compactação em um Latossolo Vermelho. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. 2008; 12 (2): 116–121.

27. Freddi OS, Centurion JF, Beutler NA, Aratani RG, Leonel CL. Compactação do solo no crescimento radicular e produtividade da cultura do milho. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 2007; 31: 627-636. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000400003

28. Alves MC, Suzuki LGAS, Suzuki LEAS. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 2007; 617-625p. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000400002

29. Mazurana M, Levien R, Müller J & Conte O. Sistemas de preparo de solo: alterações na estrutura do solo e rendimento das culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 2011; 35: 1197-1206.

30 Brandão VS, Cecílio RA, Pruski FF, Silva DD. Infiltração da água no solo. 3. ed. Viçosa: UFV. 2006.

31. Bavoso MA, Giarola NFB, Tormena CA, Pauletti V. Preparo do solo em áreas de produção de grãos, silagem e pastejo: Efeito na resistência tênsil e friabilidade de agregados. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 2010; 34: 227-234. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000100023

32. Canarache A. Generalized semi-empirical model estimating soil resistance to penetration. amsterdam, Soil Till. res. 1990; 16: 56-70.

33. Carvalho AJA, Souza EH, Marques CTS, Gama EVS, Nacif PGS. Caracterização física dos solos dos quintais agroflorestais e cultivos monotípicos na região de amargosa, Bahia. Revista Brasileira de Agroecologia. 2007; 2 (2): 941-944.

34. Bonini CSB & Alves MC. Qualidade física de um Latossolo Vermelho em recuperação há dezessete anos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental. 2012; 16 (4): 329–336. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012000400001

DETECÇÃO DAS MUDANÇAS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO ENTORNO DE UMA ÁREA VERDE DE SOROCABA, SÃO PAULO

Fernando Rua Rodrigues[1], Bruna Henrique Sacramento[1], Hetiany Ferreira da Costa[1], Jocy Ana Paixão de Sousa[1], Elfany Reis do Nascimento Lopes[1], Roberto Wagner Lourenço[1]

[1]Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Campus Sorocaba. Laboratório de Geoprocessamento e Modelagem Matemática Ambiental.
E-mail: fdo_rrodrigues@hotmail.com

Resumo
Analisar a dinâmica de uso do solo no entorno de áreas verdes é importante para sua gestão. O objetivo do estudo foi analisar as alterações do uso e ocupação do solo no entorno do Parque Natural dos Esportes "Chico Mendes", em Sorocaba-SP, entre 1995 e 2017. Foi adotado um raio de influência de 1000 metros do parque. O mapeamento do uso foi realizado por interpretação visual sobre imagens de satélite de 1995, 2007 e 2017. As transições de uso do solo foram analisadas por tabulação cruzada dos períodos 1995-2007 e 2007-2017. Os campos degradados apresentaram a maior transição ao longo dos 22 anos. No período do estudo, as áreas urbanas apresentaram crescimentos superiores a 960% e as áreas naturais diminuíram 76,24 hectares. Ações de ordenamento territorial urbano no entorno do parque são necessárias para garantir a manutenção de sua biodiversidade e assegurar suas funções ecológicas e sociais.
Palavras-chave: uso do solo, geoprocessamento, análise espacial, vegetação, área urbana.

DETECTION OF CHANGES IN LAND USE AROUND A GREEN AREA OF SOROCABA, SAO PAULO

Abstract
Analyzing the dynamics of land use around green areas is important for their management. The aim of this study was to analyze the changes in land use around the "Chico Mendes" Natural Sports Park, in Sorocaba-SP, between 1995 and 2017. It was adopted 1000 meters as influence radius from the park. The land use mapping was performed using the visual interpretation method, on satellite images of 1995, 2007 and 2017. The land use transition was analyzed by cross table for the periods of 1995-2007 and 2007-2017. The degraded lands showed greatest transition in 22 years. During the study, the urban areas increased over 960% and the natural areas decreased 76.24 hectares. Urban territorial planning actions around the park are necessary to ensure its biodiversity maintenance and assure its ecological and social functions.
Keywords: land use, geoprocessing, spatial analysis, vegetation, urban area.

Introdução

Em âmbito federal, as áreas verdes urbanas são definidas como os locais, públicos ou privados, com predominância de vegetação, natural ou recuperada, que estejam destinadas à recreação, melhoria da qualidade ambiental urbana, proteção dos recursos hídricos, manutenção ou melhoria paisagística, proteção de bens e manifestações culturais. Esses espaços representam um componente importante do ambiente urbano.[1]

A vegetação urbana desempenha diversas funções: ecológica, de engenharia, econômica, sociocultural e de saúde. As áreas verdes, que incluem a vegetação em seu interior, além de

contribuir com a economia de energia e melhoria na qualidade de recursos ambientais, também promovem a melhoria na saúde e bem-estar da população.[2,3]

Em contrapartida aos seus benefícios, essas áreas em ambientes urbanos estão sujeitas a diversos impactos.[4] Quanto à flora, o plantio de espécies exóticas, por parte da população, pode afetar diretamente a biodiversidade local. O ambiente urbano pode também promover alterações no balanço hídrico, como mudanças no ciclo de evapotranspiração e, consequentemente, mudanças no ciclo fotossintético das plantas, considerando a intervenção do adensamento urbano na modificação da taxa de luminosidade e disponibilidade hídrica, em razão da impermeabilização – que reduz a infiltração no solo.

Entender os padrões de distribuição da vegetação e as formas de utilização do espaço é importante para avaliar possíveis alterações nas paisagens.[5] A análise espacial se trata de uma avaliação em que se leva em consideração a localização espacial de um dado.[6] Um tipo de estudo em que se considera a espacialização, o uso do solo e suas mudanças têm sido tomados como importantes parâmetros para os estudos ambientais e contribuem com informações para compreender o grau de interferência do ecossistema e da conservação de ambientes. [7,8,9]

Fundamentado nas concepções anteriores, este estudo utilizou um modelo de detecção de mudanças, baseado em matrizes de transição, para analisar as alterações do uso do solo e cobertura vegetal no entorno do Parque Natural dos Esportes “Chico Mendes”, localizado na cidade de Sorocaba, São Paulo entre 1995 e 2017.

Métodos

Área de estudo

A cidade de Sorocaba localiza-se a sudoeste do estado de São Paulo. A população total desse município em 2010 era de 586.625 habitantes[10] e a estimada para 2017 foi de 659.871 habitantes, com densidade demográfica de 1.304,18 hab/km², [11] área territorial de 450,382 km². Sorocaba é considerada uma cidade com 82,2% de arborização de vias públicas e 48,5% de urbanização em vias públicas.[10]

Predominantemente situada no bioma Mata Atlântica, a cidade de Sorocaba possui vegetação dispersa em fragmentos florestais entremeados a áreas urbanas e agrícolas, incluindo aquelas dispostas em áreas verdes municipais.[12] O município de Sorocaba apresenta um total de 1.593,87 hectares distribuídos em 23 áreas verdes do tipo “parques municipais”, dentre eles o Parque Natural dos Esportes “Chico Mendes” [13] (Figura 1).

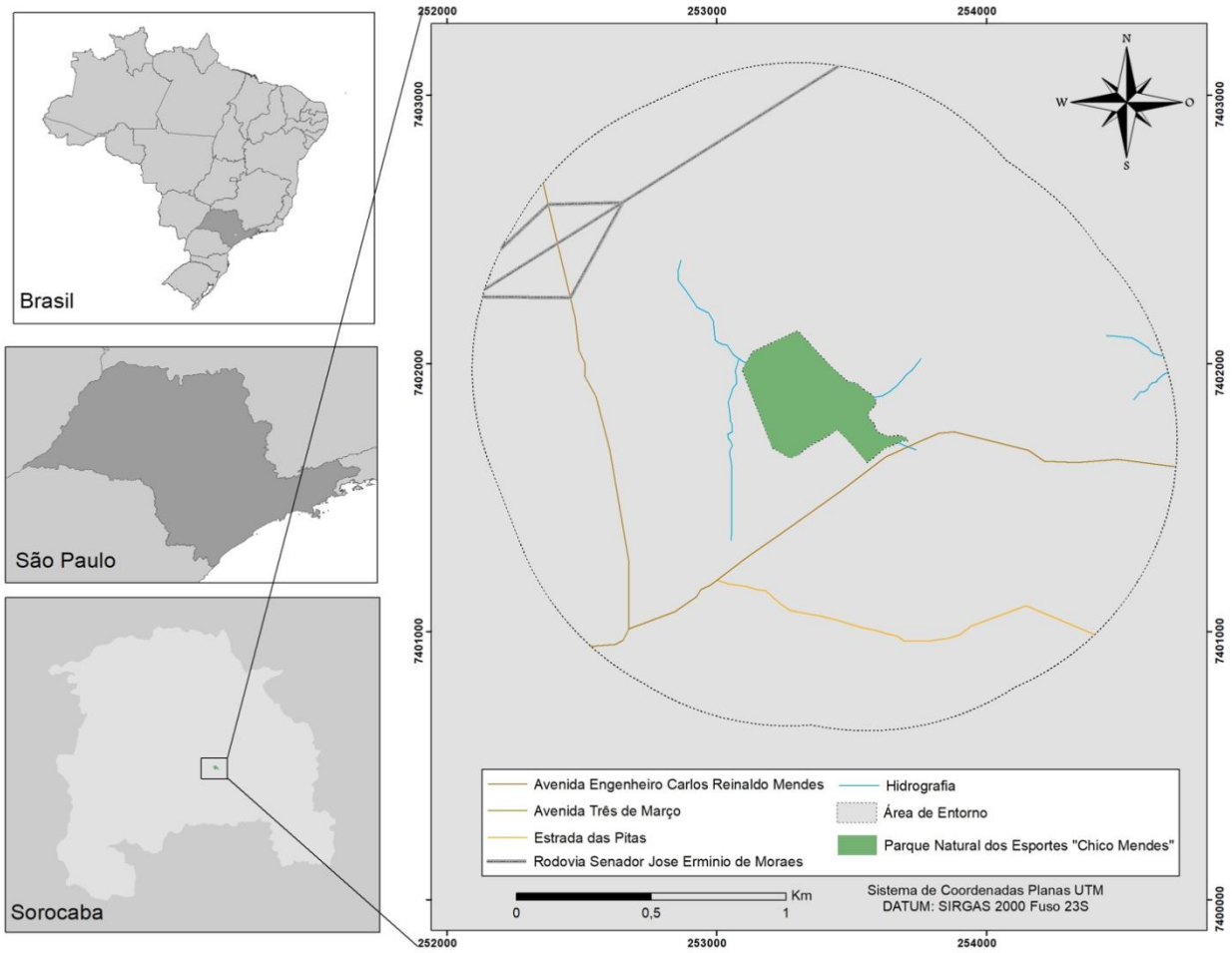


Figura 11. Localização da área de estudo

Criado em 1977 e com uma área de 15,57 hectares, este parque apresenta uma alta taxa de visitação e rotatividade de público, especialmente aos finais de semana. Sua vegetação é característica de Mata Atlântica, com presença de espécies exóticas de eucaliptos. As atividades educacionais que ocorrem referem-se a trilhas, playground, pista de caminhada, quiosques para churrasco, praça de convivência e centro de educação ambiental.[14]

Definição do entorno do Parque e mapeamento do uso do solo e da cobertura vegetal

Foi adotado um entorno correspondente ao raio de 1000 m do parque para avaliação das transições de uso do solo e cobertura vegetal. Essa área de análise foi gerada a partir da delimitação de uma faixa marginal no entorno do perímetro do Parque.

O mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal foi realizado para um período de 22 anos, considerando os anos de 1995, 2007 e 2017. Para o mapeamento do ano de 1995 foi utilizada uma imagem digital, disponibilizada pela Secretaria de Meio Ambiente de Sorocaba, sendo georreferenciada e reprojetada para as coordenadas planas UTM.

Para o mapeamento do ano de 2007, foi utilizada uma imagem em composição colorida proveniente das bandas verde, vermelha e azul do satélite SPOT-5, com resolução espacial de 2,5 m, cedidas pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental do Estado de São Paulo. Referente ao ano 2017, foi utilizada uma imagem em composição colorida proveniente das bandas verde, vermelha e azul do satélite RapidEye, com resolução espacial de 5 m, cedidas pelo Ministério do Meio Ambiente.

Para ambos os mapeamentos e quantitativo dos usos do entorno, utilizou-se a técnica de interpretação visual, que se refere à identificação de objetos da superfície terrestre levando em

consideração um conhecimento prévio do local e de elementos como: Forma, Textura, Sombreamento, Cor, Tonalidade, Padrão, Localização, Tamanho e Estereoscopia.[15]

A validação do mapeamento do ano de 2017 foi realizada por meio de verificação em trabalhos de campo, com auxílio de receptor GPS Garmin E-trex e câmera digital para verificação dos usos pré-estabelecidos com os observados, e, posteriormente, retificação – se necessária. Os quantitativos de uso do solo e cobertura vegetal foram calculados com base nas feições de cada atividade identificada, ao final do mapeamento.

As classes de uso do solo e cobertura vegetal foram estabelecidas conforme o Manual do Uso da Terra[16] e todos os procedimentos foram realizados no *software* ArcGIS v. 10.3.[17]

Análise da transição das mudanças de uso do solo

As transições foram avaliadas entre dois períodos, sendo 1995 a 2007 e 2007 a 2017, por meio dos mapeamentos gerados. Para cada intervalo de análise foram geradas matrizes de transições, por meio de tabulação cruzada (*Tabulate Area*), que consistem na comparação do ano anterior com o ano posterior para detectar as mudanças ocorridas.

Os valores identificados foram registrados em uma matriz de transição similar à Tabela 1, em que as linhas representam o ano anterior e as colunas o ano posterior. Quanto ao preenchimento das células, a cor cinza representa uma transição improvável para o período; verde indica que o uso do solo do período anterior foi mantido no posterior; células não coloridas são transições que ocorreram.

Tabela 1. Modelo da matriz de transição para as categorias de uso do solo e cobertura vegetal

		Uso do solo (ano posterior)				Total (ano anterior)	Transição
		Uso 1	Uso 2	Uso 3	Uso 4		
Uso do solo (ano anterior)	Uso 1						
	Uso 2						
	Uso 3						
	Uso 4						
Total (ano posterior)							**Total de transição**

Fonte: autoria própria.

Resultados

Nos mapeamentos do uso do solo e cobertura vegetal dos períodos foram identificadas áreas de lagos, matas, várzea, campo degradado, áreas industriais, áreas urbanas e rodovia. Em 1995, os usos mais representativos foram os campos degradados (317,46 ha), matas (80,20 ha) e áreas urbanas (24,12 ha).

Em 2007, observou-se o crescimento das áreas urbanas (161,08 ha), a redução de áreas de campos degradados (209,01 ha) e de matas (64,19 ha). No ano de 2017, as unidades com maiores quantitativos foram similares ao último ano, sendo as áreas urbanas (256,21 ha), campos degradados (82,25 ha) e matas (61,95 ha). Esse crescimento urbano é verificado pela presença de condomínios no entorno do parque, o que compromete a qualidade ambiental com o consequente aumento da poluição ambiental. [18,19]

Compreender a transição do uso do solo é tão importante quanto identificar as variações quantitativas entre os usos. Dessa forma, analisar como se dá a dinâmica de conversão das áreas em torno do parque pode indicar padrões capazes de subsidiar ações para o planejamento urbano e ações para a conservação ambiental do parque. Nesse sentido, a Tabela 2 apresenta, em hectares, a transição dos usos do solo e cobertura vegetal entre os anos 1995 e 2007.

Tabela 2. Matriz de transição entre os usos do solo e cobertura vegetal para 1995-2007

	Unidade	**Uso do Solo e Cobertura Vegetal (2007)**							Total (1995)	Transição (1995-2007)
		Lago	Matas	Várzea	Campo degradado	Áreas industriais	Rodo-via	Áreas urbanas		
Uso do Solo e Cobertura Vegetal (1995)	Lago	4,73	0,35	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	5,12	0,39
	Matas	0,67	38,26	0,00	24,81	0,73	0,00	15,73	80,20	41,94
	Várzea	4,34	0,04	0,00	3,43	0,00	0,00	0,45	8,26	8,26
	Campo degradado	0,82	24,78	1,44	177,07	2,74	2,18	108,43	317,46	140,39
	Áreas industriais	0,00	0,17	0,00	3,14	13,48	0,00	13,99	30,77	17,29
	Rodovia	0,00	0,00	0,00	0,52	0,00	17,56	1,28	19,37	1,80
	Áreas urbanas	1,37	0,60	0,00	0,00	0,95	0,00	21,20	24,12	2,92
	Total (2007)	11,93	64,19	1,44	209,01	17,90	19,74	161,08	485,33	212,99

Fonte: autoria própria.

Houve, para o período de 1995 a 2007, uma transição de uso do solo e de cobertura vegetal de 212,99 hectares. A categoria que apresentou maior transição de uso no período foi a campos degradados (140,39 ha), enfatizando a sua conversão para áreas urbanas (108,43 ha) e matas (24,78 ha).

Matas foi a segunda categoria mais representativa em áreas de transição com um total de 41,94 ha no período, destacando a sua transição para campo degradado (24,81 ha) e para áreas urbanas (15,73 ha). As áreas industriais apresentaram conversão para áreas urbanas e campo degradado, com áreas de 13,99 e 3,14 hectares, respectivamente.

As unidades de lago, várzea e rodovia apresentaram baixa variação nos seus respectivos usos do solo, representando um total de 4,90% da área total de transição no entorno do Parque Natural dos Esportes “Chico Mendes”.

A Tabela 3 apresenta, em hectares, a transição dos usos do solo e cobertura vegetal entre os anos 2007 e 2017.

Tabela 3. Matriz de transição entre os usos do solo e cobertura vegetal para 2007-2017

Uso do Solo e Cobertura Vegetal (2007)	Uso do Solo e Cobertura Vegetal (2017)								
Unidade	Lago	Matas	Várzea	Campo degradado	Áreas industriais	Rodovia	Áreas urbanas	Total (2007)	Transição (2007-2017)
Lago	8,39	2,30	0,00	0,00	0,14	0,00	1,10	11,93	3,54
Matas	0,10	42,60	0,08	3,64	1,04	0,00	16,74	64,19	21,59
Várzea	0,00	0,06	0,92	0,45	0,00	0,00	0,02	1,44	0,52
Campo degradado	0,36	10,15	0,29	74,35	20,81	0,46	102,58	209,01	134,66
Áreas industriais	0,00	0,22	0,00	0,28	17,23	0,00	0,17	17,90	0,67
Rodovia	0,00	0,00	0,00	1,24	0,29	16,51	1,70	19,74	3,23
Áreas urbanas	0,39	6,63	0,00	2,33	17,78	0,08	133,90	161,11	27,21
Total (2017)	9,25	61,95	1,29	82,25	57,30	17,05	256,21	485,33	191,42

Fonte: autoria própria.

Nesse período, a classe de campos degradados também foi a que apresentou maior transição de uso do solo, correspondente a 134,66 hectares do total da área de entorno do parque. As áreas urbanas (27,21 ha) e as matas (21,59 ha) tiveram a segunda e terceira maiores áreas alteradas no uso do solo da área de estudo, respectivamente.

As principais categorias que apresentaram conversão para campos degradados foram matas e áreas urbanas, com respectivas áreas de 3,64 ha e 2,33 ha. As áreas urbanas foram convertidas principalmente em áreas industriais (17,78 ha). As matas foram alteradas em sua maioria para áreas urbanas (16,74 ha). As unidades de lago, várzea, rodovia e áreas industriais, mantiveram baixa transição de uso do solo quando comparados com os anos de 1995 e 2007, representando apenas 4,16% do total da área.

As transformações do uso do solo e da cobertura vegetal no período de 1995-2007, totalizaram 43,89% enquanto no período de 2007-2017 as transições apresentaram valores correspondentes a 39,44% de mudanças no entorno do parque.

Discussão

Ao longo dos 22 anos, a categoria que apresentou maior transição foi campos degradados. As áreas urbanas apresentaram crescimentos superiores a 960% ao longo do período de estudo. Ambos os valores confirmam a transformação de campos degradados para a expansão das cidades.

Em relação ao crescimento urbano, o crescimento demográfico tem potencializado esse efeito na cidade de Sorocaba, especialmente na zona norte e leste. Nesta última zona encontra-se localizado o parque analisado neste estudo, que não possui uma legislação específica para garantir

a sua proteção e a definição de uma faixa, similar a zonas de amortecimento. O aumento das áreas antropizadas no entorno do parque pode interferir em seus processos ecológicos, seja pela supressão vegetal ou pelo assoreamento das áreas hídricas.

Estudos similares também evidenciaram o crescimento de áreas antrópicas e a expansão urbana em relação a conservação dos recursos naturais. Em um estudo das áreas naturais do rio Cocó, em Fortaleza (capital do Ceará), entre os anos de 1985 e 2007, no primeiro período analisado (1985-1996) foi constatado um aumento total de 60,37% das áreas urbanas, devido a uma intervenção do poder público, priorizando a expansão da estrutura de mobilidades da cidade, e aumento de conjuntos habitacionais.[20] No período seguinte (1996-2007), houve redução do total do crescimento das áreas urbanas (39,63%), devido à valorização econômica das áreas de entorno e a criação do Parque Ecológico do Cocó, introduziu um maior controle e monitoramento da expansão imobiliária.[20]

Ao realizar uma análise multitemporal envolvendo o Parque Municipal Cinquentenário e as principais áreas verdes de Maringá – no estado do Paraná – Rubira[18] constatou que, na década de 1990, a vegetação arbórea nos arredores do parque estava degradada devido à consolidação de um bairro residencial nas proximidades. Quanto à década de 2000, o autor destaca que houve ampla ocupação dos loteamentos construídos nos arredores do Parque Municipal do Cinquetenário, o que ocasionou em impactos diretos a reserva florestal. Em 2010, o solo da área de estudo apresentava-se erodido e a vegetação foi regenerada, mas principalmente com espécies invasoras como *Leucaena leucochephala*.

Entre 1995-2007, 25,11 ha de áreas antropizadas sofreram transição para naturais, dos quais 24,78 ha foram convertidos para matas. Já no segundo período de estudo, essa mudança foi de 18,04 ha, sendo de 10,15 ha da transição para matas.

As áreas naturais diminuíram 76,24 ha nos dois períodos do estudo, sendo que 66,36% dessa conversão se deu entre os anos de 1995 e 2007. O decréscimo da vegetação pode ter sido devido a demanda populacional por espaço, visto que nos últimos anos houve a construção de 10 condomínios residenciais nas proximidades do Parque Natural dos Esportes “Chico Mendes”.

De acordo com Moreira,[21] a supressão vegetal está relacionada ao crescimento do adensamento populacional decorrente do aumento dos condomínios horizontais. Essas mudanças no uso e ocupação do solo podem colaborar com a redução da qualidade de vida da população local. A falta de fiscalização nessas áreas também favorece a fragilidade da conservação ambiental do ecossistema, que resulta na extinção de espécies da flora e da fauna, aumento da temperatura local e da poluição sonora.[22]

Ao investigar a percepção da população do Parque Natural dos Esportes “Chico Mendes”, local desta pesquisa, Sperandio[14] identificou que os frequentadores reconhecem, no âmbito do meio físico, a importância dos recursos hídricos e da paisagem natural como elementos de destaque na paisagem urbana. Em relação ao meio biótico, os visitantes também ressaltaram a importância da vegetação não só como fator de contemplação e conservação da paisagem, mas também como elemento de interação com a fauna do entorno do parque. Por fim, os entrevistados apontaram ser de responsabilidade de todas as partes da sociedade, e não somente dos órgãos ambientais, a realização de ações para a conservação e manutenção do parque.[14]

Considerando os aspectos analisados, pode-se afirmar que as áreas verdes possuem extrema importância no ambiente urbano. A existência do parque como uma área delimitada pelo poder público, possibilitou que a região não sofresse um processo total de conversão do espaço em áreas antrópicas. Contudo, essas mesmas transições cooperam para o processo de degradação da natureza, através de impactos diretos e indiretos nestes espaços verdes, incluindo o aumento da temperatura, degradação dos recursos hídricos, processos erosivos e lixiviação.

Estudar a transição dos usos do solo no período permitiu compreender a dinâmica de conversão entres áreas naturais e antrópicas e suas respectivas categorias de mudanças, ação que não seria possível somente com o comparativo de área entre um ano e outro.

As técnicas de análise espacial permitiram compreender a dinâmica de uso do solo e da cobertura vegetal do parque e do seu entorno. Neste estudo, a categoria de campos degradados apresentou maiores alterações. O aumento de áreas urbanas, resultante do aumento demográfico e a crescente demanda populacional por habitação que ocorreram entre os anos de 1995 e 2017, ainda ocorrem no entorno do Parque Natural dos Esportes "Chico Mendes".

A análise espacial apresentada permitiu a reflexão do processo de degradação das áreas verdes, indicando que apenas a implantação de locais como estes não é suficiente para garantir a manutenção da biodiversidade urbana e a qualidade de vida da população, necessitando de ações de ordenamento territorial urbano do entorno destas áreas. Portanto, este estudo, contribui e pode ser utilizado para fins de gestão e tomada de decisões neste parque e em outras áreas similares.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelas bolsas concedidas à segunda e à quarta autora.

Conflito de interesses

Os autores declaram a imparcialidade deste trabalho científico e ausência de conflitos de interesses.

Referências

1. Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 25 mai 2012.

2. Szymanska D, Lewandowska A, Rogatka, K. Temporal trend of green areas in Poland between 2004 and 2012. Urban For Urban Gree. 2015; 14(4):1009-1016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.09.008

3. Ucar Z, Bettinger P, Merry K, Akbulut R, Siry J. Estimation of urban woody vegetation cover using multispectral imagery and LiDAR. Urban For Urban Gree. 2018; 29:248-260. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.12.001

4. Toure SI, Stow DA, Shih H, Weeks J, Lopez-Carr D. Land cover and land use change analysis using multi-spatial resolution data and object-based image analysis. Remote Sens Environ. 2018; 210:259-268. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.03.023

5. Teixeira LH, Ganade G. Diferentes tipos de uso influenciam a dinâmica temporal da vegetação em duas Unidades de Conservação no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto; In: Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto; 25-29 abr 2015; João Pessoa, Brasil. INPE; 2015. p. 6265-6272.

6. Câmara G, Monteiro AM, Fucks SD, Carvalho, MS. Análise Espacial e Geoprocessamento. In: Druck S, Carvalho MS, Câmara G, Monteiro AVM. Análise Espacial de Dados Geográficos. Brasília: EMBRAPA, 2004. p. 1.1-1.26.

7. Vergurg PH, Van de Steeg J, Veldkamp A, Willemen L. From land cover change to land function dynamics: a major challenge to improve land characterization. J Environ Manage. 2009; 90:1327-1335. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.08.005

8. Alves AC, Conceição PEA. Levantamento do uso e ocupação do solo por meio de imagens TM-Landsat-5 e ADS-80 para o município de Manaus/AM. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto; In: Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto; 25-29 abr 2015; João Pessoa, Brasil. INPE; 2015. p. 5881-5888.

9. Fan Y, Yu G, He Z, Yu H, Bai R, Yang L et al. Entropies of the Chinese Land Use/Cover Change from 1990 to 2010 at a County Level. Entropy. 2017; 19(51). DOI: https://doi.org/10.3390/e19020051

10. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico de 2010. Brasília: IBGE; 2010 [citado em 24 jul. 2018]. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sorocaba/panorama>.

11. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estimativas da população residente com data de referência 1o de julho de 2017. Brasília: IBGE; 2017 [citado em 24 jul. 2018]. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sorocaba/panorama>.

12. Lourenço RW, Cunha e Silva DC, Sales JCA. Elaboração de uma metodologia de avaliação de fragmentos de remanescentes florestais como ferramenta de gestão e planejamento ambiental. Ambiência. 2014; 10(3):685-698. DOI: 10.5935/ambiencia.2014.03.03

13. Smith S, Mota Junior VD; Carvalho JL. Biodiversidade do município de Sorocaba. Sorocaba: Prefeitura de Sorocaba; 2014.

14. Sperandio FC. Uma proposta metodológica para a avaliação da percepção ambiental de usuários de parques urbanos municipais [dissertação]. Sorocaba: Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista; 2017.

15. Fitz PR. Geoprocessamento Sem Complicação. 1 ed. São Paulo: Editora Oficina de Textos: 2008.

16. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual do Uso da Terra. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

17. Environmental Systems Research Institute. ArcGIS v. 10.3. 2014.

18. Rubira FG. Análise multitemporal da expansão urbana de Maringá-PR durante o período de 1947 a 2014 envolvendo o Parque Municipal do Cinquentenário e as principais áreas verdes do município. Cad. de Geogr. 2016. 26(4): 333-361. DOI: https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2016v26n46p333

19. Hogan DJ, Cunha JMP, Carmo RL, Oliveira AAB. Urbanização e vulnerabilidades socioambientais diferenciadas: o caso de Campinas. Encontro Nacional de Estudos Populacionais. In: Anais do XX Encontro Nacional de Estudos Populacionais; 17-22 out 2016; Foz do Iguaçu, Brasil. ABEP; 2016. p. 949-959.

20. Freires EV, Gomes DDM, Duarte CR, Souto MVS. Análise da evolução urbana no entorno do estuário do Rio Cocó – Fortaleza/Ceará nos anos de 1985, 1996 e 2007. Geogr Ens Pesq. 2013; 17(3):153-174.

21. Moreira LGR. Análise da supressão de áreas verdes na zona sul de Porto Alegre: o caso dos bairros Cristal e Espírito Santo [trabalho de conclusão de curso]. Porto Alegre: Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul; 2010.

22. Morais LMFA. Expansão Urbana e Qualidade Ambiental no litoral de João Pessoa-PB [dissertação]. João Pessoa: Centro de Ciências Exatas e da Natureza da Universidade Federal da Paraíba; 2009.

CARACTERIZAÇÃO DO USO E COBERTURA DA TERRA DA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO RIO IVAÍ - PR EM SEUS CURSOS INFERIOR E MÉDIO

Amanda Trindade Amorim[1], Otávio Cristiano Montanher[2], Rita de Cássia Ferreira da Silva[1], Elfany Reis do Nascimento Lopes[1], Roberto Wagner Lourenço[1]

[1]Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba. [2]Universidade Estadual de Maringá (UEM).
E-mail: amanda_amorim02@hotmail.com

Resumo
A pesquisa teve por objetivo avaliar o uso e a cobertura da terra da planície de inundação do rio Ivaí em seu curso inferior e médio, afim de identificar as áreas em que o uso é conflitante com as Áreas de Preservação Permanente (APPs). As classes de uso e cobertura foram definidas por meio de técnicas de interpretação visual de imagens pertencentes ao sensor *Operational Land Imager* (OLI) do satélite Landsat 8. A delimitação das APPs do rio foi realizada em um Sistema de Informações Geográficas (SIG), conforme as diretrizes do Código Florestal Brasileiro. A planície de inundação apresenta uma variedade de classes, como áreas urbanizadas, rizicultura, outras culturas temporárias, pastagem e mata. Os resultados apontam que 81,84% das APPs estão protegidas por matas, porém a morfologia estrutural, assim como a planície de inundação, deve ser preservada afim de compatibilizar o desenvolvimento socioeconômico e a conservação dos recursos naturais, evitando que os impactos ambientais negativos prejudiquem a população e o meio ambiente.
Palavras-chave: Área de Preservação Permanente (APP), geomorfologia fluvial, planejamento territorial.

CHARACTERIZATION OF USE AND LANDCOVER OF THE FLOODPLAN OF THE IVAÍ RIVER-PR IN ITS LOWER AND MIDDLE COURSES

Abstract
The objective of this research was to evaluate the use and land cover of the floodplain of the Ivaí river in its lower and middle course, in order to identify the areas where the use is in conflict with the Permanent Preservation Areas (PPAs). The classes of use and coverage were defined by image interpretation techniques on images from to the Landsat 8 satellite Operational Land Imager (OLI) sensor. The delimitation of the PPAs of the river was performed in a Geographic Information System (GIS), according to the guidelines of the Brazilian Forest Code. The floodplain presents a variety of classes, such as urbanized areas, rice fields, other temporary crops, pasture and forest. The results indicate that 81.84% of the PPAs are protected by forests, but the structural morphology, as well as the flood plain, must be preserved in order to reconcile socioeconomic development and the conservation of natural resources, avoiding that negative environmental impacts impairs the population and the environment.
Keywords: Permanent Preservation Area (PPA), river geomorphology, territorial planning.

Introdução

As bacias hidrográficas são utilizadas como unidades básica em estudos ambientais. Os tipos de uso e cobertura da terra exercem um importante papel em bacias hidrográficas, sobretudo nos estudos de avaliação do seu comportamento hidrológico [1]. As bacias hidrográficas são adotadas nas pesquisas como unidade de planejamento e como um modelo de gestão integrada dos componentes ambientais a partir de suas relações sistêmicas e, inclusive, considerando a intervenção antrópica [2].

A preservação das áreas do entorno e ao longo dos rios e a sua manutenção com vegetação é fundamental para a manutenção da qualidade da água e da conservação do solo, assim como da biodiversidade e do equilíbrio climático [3]. As Áreas de Preservação Permanentes (APPs) são definidas em função da largura dos corpos hídricos e devem ser protegidas afim de cumprir suas funções ecológicas [4]. Apesar de as faixas de APPs serem determinadas em função da largura do corpo d'água, há outros fatores que devem ser considerados nessa determinação, como o clima, os tipos e usos tradicionais do solo e a geomorfologia [5].

A bacia hidrográfica do rio Ivaí é a segunda maior bacia do estado do Paraná. No curso inferior do seu leito principal desenvolve-se uma planície aluvial. Essa planície vem sendo inundada nos últimos anos em decorrência do grande volume de precipitação em curto período de tempo [6]. As inundações afetam diretamente a população ribeirinha, de maneira tanto positiva quanto negativa. Enquanto contribuem com a disponibilidade hídrica e fertilização do solo utilizado para o cultivo de arroz na região, elas ocasionam o desalojamento de pessoas instaladas próximas ao rio, interditam as pontes de rodovias estaduais, e promovem as perdas de produção de outras culturas agrícolas e de pastoreio.

A retirada da vegetação do entorno do rio para a ocupação da área resulta em consequências drásticas e muitas vezes irreparáveis. A vegetação contribui para a interceptação e infiltração da água no solo e a sua retirada contribui para perdas ecológicas de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos além de aumentar o escoamento superficial [7].

A identificação dos usos e cobertura da terra em áreas sujeitas à inundação e nas APPs a partir do mapeamento da área contribui para a compreensão das atividades que ocorrem em bacias hidrográficas. O mapeamento permite avaliar de forma qualitativa e quantitativa as áreas destinadas à preservação ambiental, o estágio de degradação e as possibilidades de zonas de expansão [8]. Além disso, pode oferecer subsídios para o planejamento e a gestão, afim de conciliar o fator social, crescimento econômico e a qualidade do meio ambiente.

Este estudo se justifica pelo rio Ivaí ser um dos principais rios nas regiões norte e noroeste do estado do Paraná, constituindo a segunda maior bacia hidrográfica do estado, além de apresentar grandes intervenções antrópicas que podem resultar em danos para a biodiversidade local. Devido à alta disponibilidade hídrica e fertilidade do solo no seu entorno, suas margens foram sendo ocupadas entre os séculos XVII e XX por diversos processos, como a agricultura e urbanização. Sendo assim, objetivou-se avaliar o uso e a cobertura da planície de inundação do rio Ivaí em seu curso inferior e médio, bem como delimitar e avaliar os conflitos de uso das APPs, por meio de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), afim de nortear órgãos e entidades governamentais em tomadas de decisões.

Métodos

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Ivaí, localizada no estado do Paraná. Esta é a segunda maior bacia hidrográfica do Paraná. Essa bacia ocupa cerca de 19% do estado e abrange 109 municípios do Paraná. A planície de inundação corresponde a aproximadamente 1,3% da área total da bacia hidrográfica, envolvendo 33 municípios do estado [6]. A planície inicia-se no

município de Icaraíma-PR (curso inferior) e finaliza no município de Fênix, onde se localiza o rio Corumbataí, sendo este um dos principais afluentes do rio Ivaí (curso médio) (Figura 1).

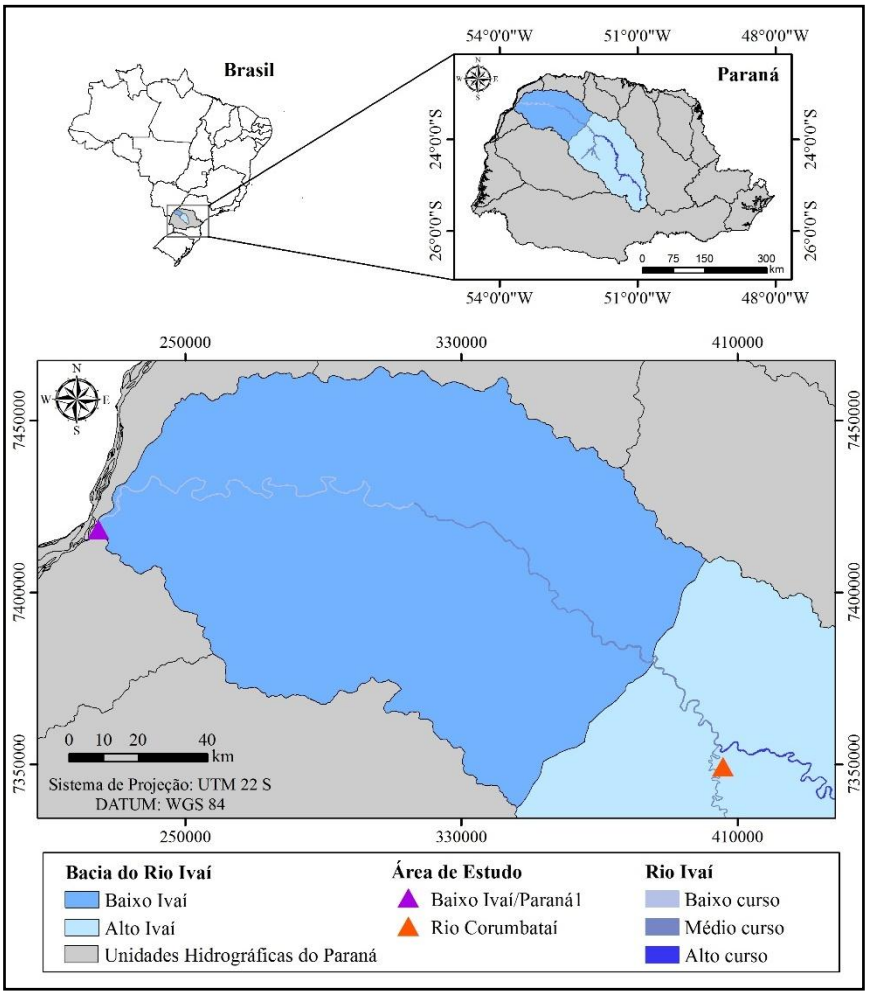


Figura 12. Localização da área de estudo

A área da bacia hidrográfica está inserida sob o padrão climático Cwb de 20 a 50%, segundo adequação da classificação de Köppen [9]. Este padrão é caracterizado como clima subtropical de altitude, apresentando inverno seco e verão ameno, com temperatura média do mês mais quente inferior a 22°C.

A bacia possui características geológicas e geomorfológicas variadas, apresentando, predominantemente, aluviões e sedimentos inconsolidados em sua planície de inundação, com uma diversidade de depósitos sedimentares gerados em diferentes contextos [10, 11]. De modo geral, a bacia hidrográfica destaca-se pelo potencial agrícola, devido aos solos férteis e bem desenvolvidos da região, formada por rochas basálticas [12].

O mapeamento do uso e cobertura da terra foi realizado a partir da composição das bandas 2, 3, 4 e 8 (azul, verde, vermelho e pancromática, respectivamente) do sensor *Operational Land Imager* (OLI) do Landsat 8, órbita/ponto 223/76, registradas em abril de 2015. A composição foi sobreposta ao arquivo vetorial do limite da planície de inundação e a classificação foi realizada por interpretação visual, conforme estudo dos elementos de interpretação visual de imagens e associação entre elementos que compõem a superfície terrestre [13, 14]. O mapeamento foi realizado no software ArcGis 10.5 [15] e verificado pelo Google Earth Pro que permite a visualização de imagens recentes e de alta resolução da área de estudo. As classes de uso e cobertura da terra foram determinadas conforme adaptação do Manual Técnico de Uso da Terra [16].

Para a delimitação das APPs, foi calculada a largura média do rio Ivaí, correspondente a 190 metros, procedendo a definição da faixa marginal de 100 metros a partir da ferramenta *Buffer* no ArcGis 10.5 [15], conforme preconizado no Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651, 2012) [4]. Por fim, com o intuito de avaliar a planície de inundação, quantificou-se os usos da terra e, posteriormente, delimitou-se as APPs no entorno do leito principal do rio.

Resultados

A partir do mapeamento realizado, verificou-se um total de cinco categorias de usos e coberturas foram identificadas, são estas: área urbanizada, culturas de arroz, outras culturas temporárias, pastagem e matas. A Figura 2 apresenta o mapeamento do uso da terra na planície de inundação, bem como a delimitação das APPs.

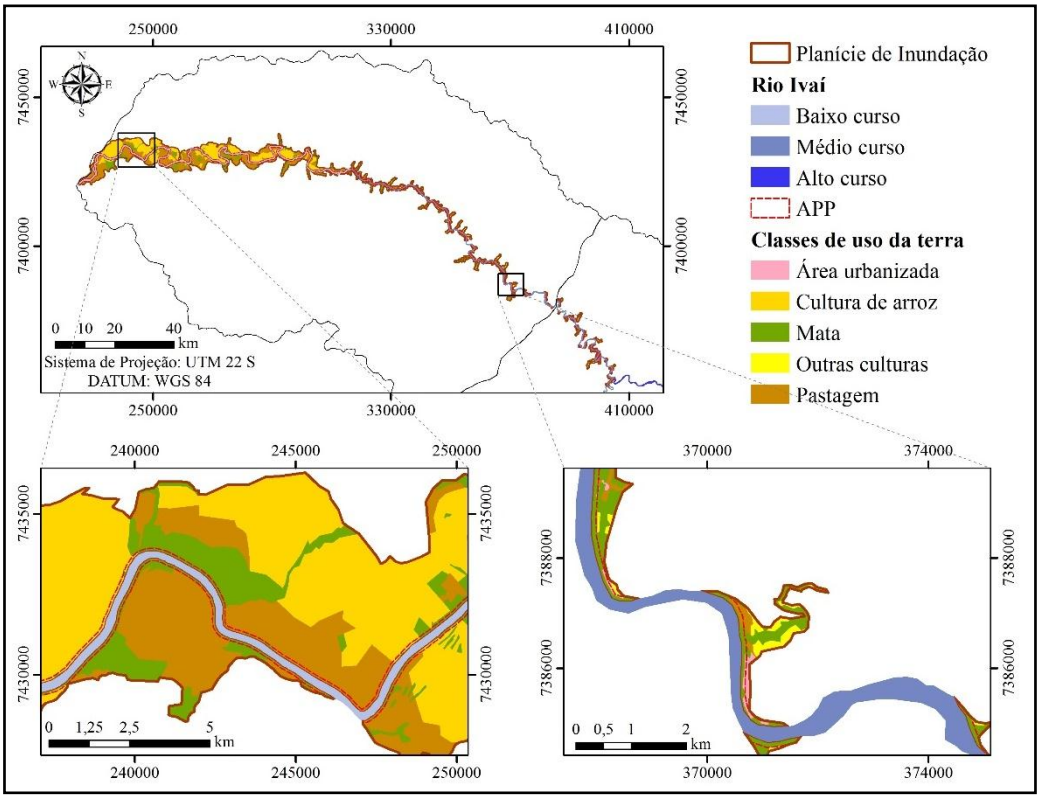


Figura 13. Mapeamento das APPs e uso da terra da planície de inundação

A planície de inundação do inferior e médio curso correspondem aproximadamente a 89,5% e 10,5%, respectivamente, do total inundado. A Tabela 1 apresenta a quantificação dessas classes correspondentes ao curso inferior e médio.

Tabla 1. Quantificação dos usos da planície de inundação do curso inferior e médio do rio Ivaí

Classes de uso da terra	Curso inferior		Curso médio	
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Cultura de Arroz	16.583,68	38,92	24,10	0,48
Pastagem	16.276,64	38,20	985,83	19,76
Outras Culturas	54,83	0,13	483,58	9,69
Mata	9.697,00	22,75	3.443,21	69,00
Área urbanizada	-	-	53,44	1,07
Total	42.612,15	100,00	4.990,16	100,00

Em relação às APPs, foi identificada uma área total de 4.420,04 hectares (ha), sendo que 68,6% desses hectares estão inseridos no curso inferior e 31,4% inseridos no curso médio. A Tabela 2 apresenta os valores de uso e cobertura da terra presentes nas APPs inseridas na planície de inundação do curso inferior e médio do rio Ivaí.

Tabla 2. Quantificação dos usos presentes na APP do curso inferior e médio do rio Ivaí

Classes de uso da terra	Curso inferior		Curso médio	
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
Cultura de Arroz	237,77	7,85	4,99	0,36
Pastagem	397,39	13,12	119,34	8,59
Outras Culturas	3,21	0,11	29,16	2,10
Mata	2.391,58	78,92	1225,63	88,16
Área urbanizada	-	-	10,97	0,79
Total	3.029,95	100,00	1.390,09	100,00

No geral, um total de 81,84% das APPs estão preservadas, com presença de matas em seu interior e em conformidade com o Código Florestal Brasileiro, enquanto 18,16% são áreas antropizadas e estão em conflito com a legislação em questão. Identificou-se que 54,11% das áreas preservadas estão inseridas no curso inferior e 27,73% no curso médio. No caso das áreas em conflito, 14,44% estão localizadas no curso inferior e 3,72% no curso médio.

Discussão

No curso médio observa-se uma menor área da planície de inundação em relação ao curso inferior. A ocupação da terra nesta área é diferente àquela do curso inferior devido à maior altitude do terreno e o relevo apresentar-se mais acentuado.

A diferença da área inundável e respectivos usos entre os dois setores (inferior e médio) está diretamente relacionada com a geomorfologia da região. O curso inferior, assim chamado pela sua baixa altitude e por possuir um terreno com relevo predominantemente plano, tende a ser mais propício a inundações quando as cheias ocorrem. Por outro lado, na região onde o curso médio está inserido, as altitudes são mais elevadas e os declives mais acentuados, onde não se espera que as inundações ocorram, mesmo com grandes intensidades de chuva.

As áreas constituídas por mata são naturalmente adaptadas às cheias. A vegetação existente garante a conservação do rio e da biodiversidade, a contribuição para a interceptação e também auxilia na infiltração da água no solo [4, 17].

A cultura de arroz, atividade agrícola marcante na área, é adaptada à ambientes úmidos e é geralmente cultivada em condições de solos inundados desde que esta inundação não seja prejudicial ao desenvolvimento da planta [18]. Em 2015, houve a perda de aproximadamente um terço da plantação do arroz na região de Querência do Norte/PR, que está inserida na área de estudo, sendo este município considerado a capital do arroz. Esta perda ocorreu porque a inundação cobriu a cultura, danificando e impedindo o desenvolvimento da plantação [19].

Embora a cultura de arroz em áreas inundadas seja uma alternativa sustentável, existem impactos negativos relacionados aos processos físicos e químicos do solo que ainda pouco conhecidos. A inundação periódica com o cultivo de arroz pode afetar consideravelmente a estrutura do solo, a retenção de carbono orgânico do solo, de nitrogênio total e as suas propriedades químicas [20].

A agricultura em áreas de inundação está sujeita a imprevisibilidade das inundações, e lidar com essa imprevisibilidade é um problema que afeta todo sistema agrícola do ambiente [21]. Na área da planície de inundação analisada, as áreas ocupadas por pastagens e culturas podem levar

a grandes perdas econômicas na produção e nas perdas de maquinários, veículos e animais de criação (bovinos, equinos e ovinos), pois geralmente não são possíveis de serem retirados a tempo.

Em geral, observa-se que a baixa presença de mata ciliar nas margens do rio contribui para a diminuição da taxa de infiltração da água no solo, aumentando o escoamento superficial e, assim, contribuindo para que a água se desloque mais rapidamente para o rio, proporcionando o seu extravasamento. Esta condição é agravada, uma vez que o rio principal recebe a contribuição de diversos tributários ao decorrer do seu escoamento.

Quanto à presença das áreas antropizadas às margens do rio, estas se apresentam de maneira irregular, pois segundo o Código Florestal Brasileiro estas áreas ocupadas por atividades antrópicas não permitem a preservação recomendada. Embora a área utilizada por habitações possa ser considerada pequena (10,97 ha), muitas pessoas são diretamente afetadas quando as inundações ocorrem, havendo também, perdas materiais. As inundações acarretaram o desalojamento destas pessoas instaladas próximas ao rio, necessitando de abrigos, além das interdições das rodovias devido aos riscos de desabamentos, dificultando o acesso entre os municípios da região [22, 23, 24, 25, 26].

Além dos prejuízos causados ao setor socioeconômico, as áreas em conflitos de uso em APPs podem trazer diversos prejuízos ao curso d'água, como assoreamento, poluição das águas (proveniente do carreamento de materiais advindo das cheias) e a erosão de suas margens. Vale ressaltar que as APPs têm a função ambiental de preservar os corpos d'água, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, bem como facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações [4]. Porém, além das faixas definidas como APPs, outros fatores devem ser considerados quando se trata de conservação e proteção dos recursos hídricos, como é o caso da geomorfologia fluvial, que permite identificar e avaliar planícies de inundação [5].

Neste sentido, observou-se que as matas, apesar de estarem reduzidas na área, são adaptadas as cheias do rio, assim como a rizicultura que deve estar localizada em solos com características inundáveis. Entretanto, as áreas de pastagens, das outras agriculturas temporárias (milho, soja e cana, muito presentes na região) e as áreas urbanizadas, não poderiam ocupar a planície de inundação, pois, quando há o aumento do nível das águas do rio, fato habitual em eventos de precipitação intensa na região, frequentemente acarretam perdas econômicas e sociais.

Entretanto, o estudo e o conhecimento dos fenômenos naturais, tais como as chuvas de grande intensidade, que proporcionam cheias de rios e inundações em áreas mais planas, como as do rio Ivaí, são essenciais para a gestão e planejamento de instalações tanto da agricultura, quanto de obras e criação de animais em pasto.

Diante do exposto, conclui-se que o mapeamento e a quantificação dos usos da terra permitem identificar a inexistência de um planejamento adequado quanto a ocupação antrópica desta área sujeita a inundação às margens do rio Ivaí. O mapeamento também aponta para a necessidade de recuperação das áreas com conflitos de uso, inseridas nas APPs. Por fim, cabe ressaltar que o comprometimento e enquadramento às leis ambientais, especificamente ao Código Florestal Brasileiro, são imprescindíveis para proteger e conservar os rios e a biodiversidade, bem como conciliar o desenvolvimento socioeconômico e o meio ambiente.

Referências

1. Alvarez GA, Garcez LN. Hidrologia. 2 ed. São Paulo: Edgard Blücher; 1988.

2. Carvalho RG. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. Cad Prudentino Geogr, CPG. 2014; Volume Especial, (36):26-43.

3. Domingues AL, Lipp-Nissinen KH, Miranda LS, Buriol GA. Delimitação da área de preservação permanente da Lagoa dos Gateados, na planície costeira do Rio Grande Do Sul (RS), utilizando séries de imagens de satélite e dados hidrológicos históricos. Rev Bras Geogr Fís. 2015; 8(3):776-792.

4. 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, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 2012.

5. Monteiro JS, Cruz JC, Padilha DG, Baumhardt E. Permanent Preservation Areas and their environmental services. J Biotec Biodivers. 2013; 4(4):299-309.

6. Amorim AT, Montanher OC. Mapeamento da planície de inundação do Rio Ivaí/PR em seu curso inferior e médio por meio de sensoriamento Remoto. Anais: IV SBG - Simpósio Brasileiro de Geomática e II Jornadas Lusófonas sobre Ciências e Tecnologias de Informação Geográfica. Presidente Prudente; 2017. p. 295-299.

7. Carranza ML, Hoyos L, Frate L, Acosta ATR, Cabido M. Measuring forest fragmentation using multitemporal forest cover maps: Forest loss and spatial pattern analysis in the Gran Chaco, central Argentina. Landsc Urban Plan. 2015; 143(1):238-247. DOI: https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.08.006.

8. Chuerubim ML, Pavanin EV. Análise do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Córrego Barbosa no ano de 2011. GEOUSP. 2013; (33):229-238. DOI: http://dx.doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2013.74313.

9. Dubreuil V, Fante KP, Planchon O, Sant'anna-Neto JL. Les types de climats annuels au Brésil: une application de la classification de Köppen de 1961 à 2015. EchoGéo. 2017; 41:1-27. DOI: https://doi.org/10.4000/echogeo.15017.

10. Santos ML, Stevaux JC, Gasparetto NVL, Souza Filho EE. Geologia e Geomorfologia da Planície Aluvial do Rio Ivaí em Seu Curso Inferior. Rev Bras Geomorf. 2008; 9(1):23-34. DOI: http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v9i1.98.

11. Instituto de Terras, Cartografia e Geociências – ITCG. Mapa Geológico do Paraná [Internet]. 2010. Disponível em: http://www.itcg.pr.gov.br/modules/faq/category.php?categoryid=9#. Acesso em julho 2016.

12. Destefani EV. Regime Hidrológico do Rio Ivaí – PR. [Dissertação]. Maringá/PR: Universidade Estadual de Maringá; 2005.

13. Jensen JR. Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos Terrestres. 2ed. São José dos Campos/SP: Parêntese; 2009.

14. Panizza AC, Fonseca FP. Técnicas de interpretação visual de imagens. GEOUSP. 2011; (30):30-43. DOI: http://dx.doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2011.74230.

15. ESRI (2016). ArcGis 10.5 Copyright© ESRI Inc.

16. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico de uso da terra. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE; 2013.

17. Schäffer WB, Rosa MR, Aquino LCS, Medeiros JDM. Áreas de Preservação Permanente e Unidades de Conservação & Áreas de Risco. Brasília: MMA; 2011.

18. AGEITEC. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. Árvore do conhecimento [Internet]. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/arroz/arvore/CONT000g1wcnzza02wx5ok0ha2lipwbeel46.html#. Acesso em julho de 2017.

19. O Diário de Maringá. Enchente destrói plantações de arroz no Delta do Rio Ivaí (PR) [Internet]. Dez. 2015. Disponível em: http://www.planetaarroz.com.br/site/noticias_detalhe.php?idNoticia=14092. Acesso em agosto 2016.

20. Marrenjo GJ, Pádua EJ, Silva CA, Soares PC, Zinn YL. Impactos do cultivo por longo tempo de arroz inundado em Gleissolos. Pesq Agropec Bras. 2016; 51(8):967-977. DOI: https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000800009.

21. Fearnside PM. Agropecuária no Contexto da Economia de Várzea. C.R. Crocomo (ed.) Seminário de Apresentação de Resultados dos Estudos Estratégicos do PróVárzea/IBAMA; 2005, p. 50-52.

22. Jornal Correio Terraboense. Rio Ivai transborda e Ponte na PR-323 é interditada [Internet]. Jun. 2013. Disponível em: https://www.youtube.com/watch?v=oK8zTYJIEGA. Acesso em junho 2016.

23. G1a, Globo. Imagens da Nasa mostram cheia em rios do Paraná após chuvas de junho [Internet]. Jul. 2014. Disponível em: http://g1.globo.com/pr/oeste-sudoeste/noticia/2014/07/imagens-da-nasamostram-cheia-em-rios-do-parana-apos-chuvas-de-junho.html. Acesso em junho 2016.

24. G1b, Globo. Ponte sobre o Rio Ivaí, na PR-323, continua interditada [Internet]. Jun. 2014. Disponível em: http://g1.globo.com/pr/parana/videos/v/ponte-sobre-o-rio-ivai-na-pr-323-continuainterditada/3404590/. Acesso em junho 2016.

25. RICTV Record. Corpo de bombeiros monitora cheias do Rio Ivaí após fortes chuvas na região [Internet]. Jul. 2015. Disponível em: http://pr.ricmais.com.br/balanco-geral-maringa/videos/corpo-debombeiros-monitora-cheias-do-rio-ivai-apos-fortes-chuvas-na-regiao/. Acesso em junho 2016.

26. O Diário de Maringá. Com chuvas, nível do Rio Ivaí sobre mais de 11 metros [Internet]. Mai. 2017. Disponível em: http://maringa.odiario.com/parana/2017/05/com-chuvas-nivel-do-rio-ivai-sobe-mais-de-11-metros/2369615/. Acesso em junho 2018.

ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO CÓRREGO LIMOEIRO NO ESTADO DE SÃO PAULO

Felipe David Georges Gomes[1], João Pedro Gasparotto[1], Patrícia Alexandra Antunes[1], Ana Paula Marques Ramos[1]

[1] Universidade do Oeste Paulista, Presidente Prudente – SP, Brasil.
E-mail: anaramos@unoeste.br

Resumo
O objetivo desse trabalho foi de avaliar a presença de bactérias heterotróficas, coliformes totais e Escherichia coli nas águas superficiais do córrego Limoeiro, localizado nos municípios de Presidente Prudente e Álvares Machado, estado de São Paulo. Os resultados foram comparados com os valores de referência da portaria MS nº 2914/2011 e resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 274/2000. Para tanto, foram definidos seis pontos de coleta de água ao longo do córrego Limoeiro de acordo com o uso e ocupação da terra. As amostras foram submetidas a análises microbiológicas através da técnica da membrana filtrante. Em 83% dos pontos foram detectadas bactérias heterotróficas e bactérias do grupo coliformes nas amostras de água. Isto evidencia a impossibilidade do consumo ou uso direto das águas do córrego Limoeiro. Além disso, confirma, a necessidade de tratamento convencional ou avançado para atender as finalidades que são atualmente submetidas essas águas.
Palavras-chave: Microbiologia Ambiental, Análise Microbiológica, Qualidade da Água, Águas de Superfície, Água Doce.

MICROBIOLOGICAL ANALYSIS OF SURFACE WATERS OF LIMOEIRO STREAM IN SÃO PAULO STATE

Abstract
This work aims was evaluated the presence of heterotrophic bacteria, total coliforms and Escherichia coli in Limoeiro stream, located in the municipalities of Presidente Prudente and Álvares Machado, São Paulo state. The results were compared with the reference values of CONAMA resolutions, number 357/2005 and 274/ 2000, and the ordinance MS nº 2914/2011. Water were colleted at six different points in Limoeiro stream according land use and occupation. The samples were submitted to microbiological analysis through the filter membrane technique. Heterotrophic bacteria and coliform group bacteria were detected in 83% of the points, under study. Therefore, we show that water of Limoeiro stream can not be used to consumption or direct use. Also, this stream requires a conventional or advanced treatment to meet the purposes that are waters currently submitted.
Keywords: Environmental Microbiology, Microbiological Analysis, Water Quality, Surface Water, Fresh Water.

Introdução

A água deve reunir características adequadas de acordo com a forma de uso. Para o consumo humano e animal, a água deve estar livre de contaminantes químicos e biológicos, e, especialmente para o consumo humano, a água, também, deve apresentar certos requisitos de ordem estética[1]. Estão englobados na definição de contaminantes os elementos lançados na água

que sejam diretamente nocivos à saúde humana, animal e/ou vegetal que consomem essa água. Nessa perspectiva, em relação a contaminação dos cursos de água, salienta-se que no decorrer do crescimento populacional, as cidades expandiram-se em ritmo acelerado e desordenado, sendo desprovidas de infraestrutura necessária e adequada. Como resultado, tem-se a falta de água oriunda do sistema de abastecimento público e o despejo inadequado de esgoto nas águas fluviais. Embora estes lançamentos sejam pontuais, os cursos hídricos formam um sistema interligado, assim os contaminantes se misturam as reservas existentes, gerando desta forma um efeito multiplicador.

Embora a água possua diferentes microrganismos naturais do ecossistema aquático alguns microrganismos são transitórios e podem ser nocivos à saúde[2]. Assim, a população bacteriana em águas deve ser controlada, visto que quantidades elevadas de microrganismos são capazes de determinar a degradação da qualidade da água, e podem agir como patógenos oportunistas, apresentando risco à saúde dos consumidores[2]. No caso de bactérias heterotróficas, a determinação de sua densidade é fundamental, tanto em água bruta, quanto em água tratada, uma vez que presentes em quantidades elevadas podem impedir a determinação de coliformes[2]. Ainda de acordo com o mesmo autor, a determinação de bactérias heterotróficas em águas superficiais é um instrumento auxiliador no controle bacteriológico, para avaliar as condições higiênicas de reservatórios, determinar as possíveis causas de deterioração da qualidade de água e estimar a biomassa de bactérias heterotróficas presentes em corpo de água.

A maioria dos microrganismos patogênicos não se origina nas águas espontaneamente, de modo que sua presença indica que foi introduzida através de matéria fecal[1]. Os principais contribuintes de contaminação microbiológica para águas superficiais de ambientes urbanos são fezes de aves, de mamíferos silvestres e domésticos e escoamento superficial de águas pluviais[3]. Assim como transbordamentos de esgotos não tratados dos sistemas combinados[4]. Portanto, é de extrema importância reduzir as concentrações dos altos níveis de bactérias indicadoras fecais (FIB), independentemente do uso, devido às possíveis implicações para a saúde humana[3]. Para a determinação de contaminação microbiológica por material fecal, a bactéria *Escherichia coli* (*E. coli)* é o melhor indicador, pois só existem no intestino de animais de sangue quente e é a mais facilmente diferenciada dos membros não fecais.

Estima-se que cerca de 10% do total de doenças mundiais poderiam ser evitadas através de melhorias relacionadas à água potável, saneamento, higiene e gestão dos recursos hídricos, já que o saneamento inadequado e a higiene insuficiente promovem a transmissão de patógenos, ocasionando doenças como diarreias, infecções intestinais, entre outras[5]. Muitos destes casos também se dão pelo uso de águas contaminadas como fonte de recreação ou irrigação agrícola. Nas áreas rurais, por vezes, o fácil acesso possibilita, também, o uso para dessedentação animal.

Diante da necessidade de superar os desafios referentes a água de boa qualidade para a preservação da vida terrestre, foram sendo estabelecidos padrões de qualidade, baseados em parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Dentre os principais parâmetros microbiológicos utilizados como indicador de qualidade de água estão as bactérias do grupo coliformes e bactérias heterotróficas. Este trabalho objetiva determinar a presença de bactérias heterotróficas, coliformes totais e *E. coli*, bem como quantificá-las nas águas superficiais do córrego Limoeiro, localizado nos municípios de Presidente Prudente e Álvares Machado – SP.

Metodologia

Área de estudo

A bacia hidrográfica do córrego Limoeiro está localizada no oeste do estado de São Paulo, na porção alta da bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio, que pertence à 22ª Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema (UGRHI 22. A área de estudo

encontra-se nos municípios de Presidente Prudente e Álvares Machado, conforme apresentado na Figura 1.

De sua nascente, no município de Presidente Prudente até sua foz, onde deságua no rio Santo Anastácio, o córrego Limoeiro percorre aproximadamente 24 km, e sofre influências de áreas urbanas e rurais. Ao longo da sua extensão encontra-se a represa do Balneário da Amizade, atualmente utilizada para fins recreativos e abastecimento público em situações emergenciais; e o descarte de efluentes da estação de tratamento de esgoto (ETE) dos Municípios de Presidente Prudente e Álvares Machado. Além da possibilidade de servir como fonte de abastecimento público é possível observar por toda extensão do curso principal e de seus afluentes o uso das águas superficiais para fins de dessedentação animal, irrigação de culturas, recreação de contato primário e pesca.

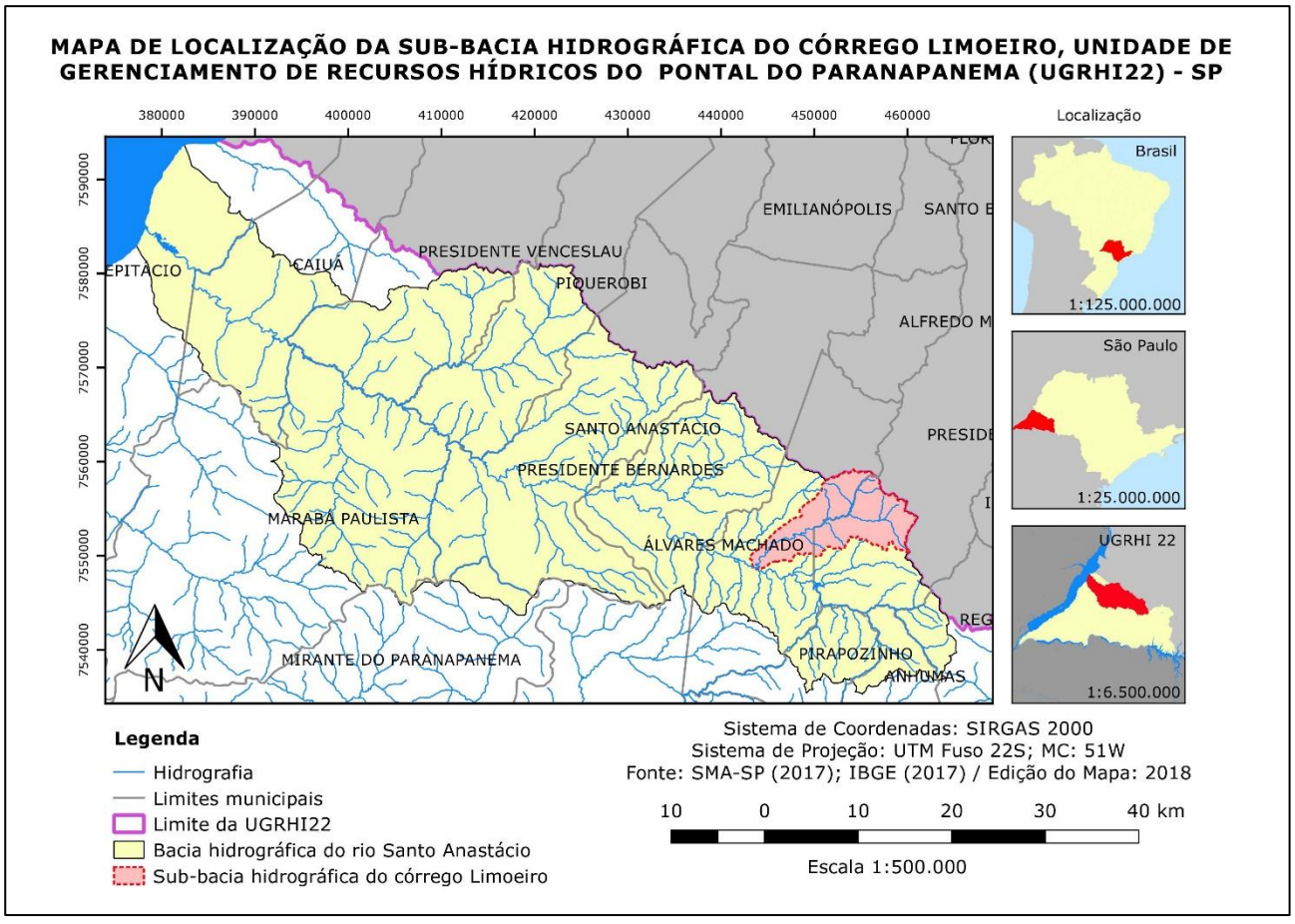


Figura 14. Mapa de Localização da bacia hidrográfica do córrego Limoeiro.

Definição dos pontos de coleta de água

Foram selecionados seis pontos abrangendo toda a extensão do córrego Limoeiro (Figura 2) com diferentes formas de uso e cobertura da terra. Os pontos amostrados são identificados e descritos na Tabela 1.

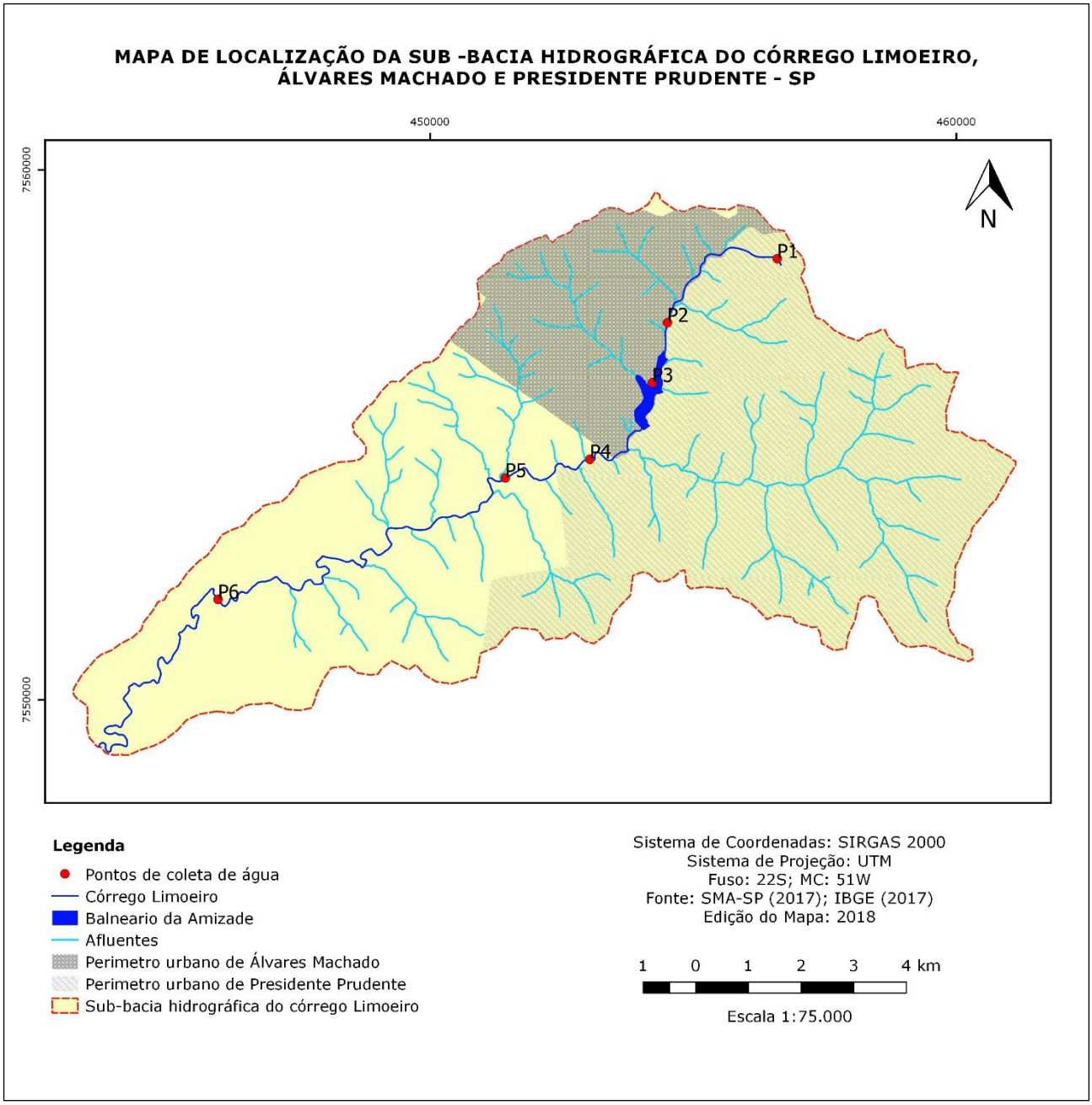


Figura 15. Mapa de Localização dos pontos amostrais.

Tabela 10. Identificação e descrição dos pontos de coleta de água.

Ponto	Descrição
P1	Próximo a nascente do córrego Limoeiro. Sofre influência de área urbana, todavia encontra-se dentro de propriedade com criação de equinos.
P2	Distante cerca de 3 km do ponto inicial. Encontra-se próximo à Rodovia Arthur Boigues Filho que liga os municípios de Presidente Prudente e Álvares Machado.
P3	Dentro da Represa do Balneário da Amizade, local destinado a recreação da população.
P4	Localiza-se dentro do Campus de uma Universidade de Presidente Prudente e está antes do descarte do efluente da ETE.
P5	Seção amostrada após o descarte de efluentes da ETE. Encontra-se em área rural, cuja áreas de preservação permanente apresentam-se conservadas.
P6	Localizado a jusante do córrego, próximo a ponte da estrada vicinal Vereador José Molina. Neste ponto, as matas ciliares encontram-se degradadas e observou-se pegadas de animais, indicio de que tais aguas são utilizadas para dessedentação animal.

Levantamento de Dados

As amostras de água foram coletadas em campo no mês de fevereiro de 2018, entre as 7h 58min e às 14h 02min, em um dia com sol entre nuvens, onde a temperatura do ambiente variou de 21° C a 29°C entre a primeira e a última amostra. As coletas foram realizadas em consonância com o guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos[6]. As amostras foram coletas diretamente no corpo d'água longe das margens e com a boca do coletor no sentido contrário à correnteza, sendo que em apenas um ponto utilizou-se o auxílio de um balde de aço inox devido à dificuldade de acesso ao corpo d'água. As amostras foram armazenadas em frasco de vidro âmbar de 500mL devidamente esterilizados. Em cada ponto de amostragem, os frascos foram identificados, anotado a localização geográfica do ponto, data, hora, temperatura da água e temperatura ambiente. Em seguida, as amostras foram armazenadas em caixa térmica com gelo e levadas ao laboratório para análises.

Análises Microbiológicas

As amostras foram submetidas a técnica da Membrana filtrante em meio de cultura seletivo (ágar Cromogênio) para análise de coliformes totais, *E. coli* e bactérias heterotróficas conforme método preconizado pelo *Standard Methods for the a Examination of Water and Wasterwater*, 22ª Edição[7]. Todas as amostras foram diluídas em água de diluição estéril 1:10, 1:1000, 1:100000, e foram realizadas em duplicata. Das diluições, obteve-se 100 mL de cada amostra que foram filtradas em equipamento de filtração com porta-filtro, filtros de membrana de Ø 47 mm e porosidade de 0,45µm, com cartão absorvente, e bomba a vácuo. Após a filtragem de cada amostra a membrana filtrante foi colocada em placa de petri com meio de cultura, tampadas e identificadas. Finalizada as filtragens, as placas foram incubadas a 35°C em estufa bacteriológica

durante 24 ± 2 horas. Após este período foi realizada a interpretação dos resultados onde as Unidades Formadoras de Colônia (UFC) foram contadas.

Resultados

Os resultados das análises microbiológicas em relação às bactérias heterotróficas, coliformes totais e *E. coli* são apresentados na tabela abaixo (Tabela 2).

Tabela 11. Quantificação de bactérias heterotróficas, coliformes totais e E. coli em amostras de água do córrego Limoeiro e padrões legais.

	Bactérias heterotróficas (UFC/mL)	**Coliformes Totais (UFC/100mL)**	***E. coli* (UFC/100mL)**
P1	9,35E+02	2,25E+02	5,00E+00
P2	1,15E+04	1,04E+03	1,05E+02
P3	2,09E+03	1,57E+03	2,30E+02
P4	9,90E+04	7,00E+03	1,50E+03
P5	4,20E+04	4,50E+03	Ausente
P6	1,50E+04	1,11E+03	2,30E+02
Portaria 2914/2011[8]	5,00E+02	Ausente	Ausente
CONAMA 357/2005 - Classe 2[9]	-	-	1000
CONAMA 357/2005 - Classe 3[9] (Dessedentação animal)	-	-	1000
CONAMA 357/2005 - Classe 3[9] (Recreação secundária)	-	-	2500
CONAMA 357/2005 - Classe 3[9] (Demais usos incluídos nesta classe)	-	-	4000
CONAMA 274/2000 – Excelente[12]	-	-	200
CONAMA 274/2000 - Muito boa[12]	-	-	400
CONAMA 274/2000 – Satisfatória[12]	-	-	800

Na Tabela 2 é possível observar que a menor quantidade de UFC, tanto de coliformes totais como de bactérias heterotróficas, foram determinadas no ponto P1, o qual se refere à nascente do córrego Limoeiro. Por outro lado, a maior quantidade foi determinada no ponto P4, que se encontra antes do despejo de efluentes da ETE. A segunda maior quantidade de coliformes totais e bactérias heterotróficas foram determinadas na amostra referente ao ponto P5, localizado após o descarte de efluentes da ETE. Neste mesmo ponto, observa-se a ausência de UFC de *E. coli.* A partir da análise dos dados nota-se, também, que a quantidade de UFC de bactérias heterotróficas é sempre maior se comparada a quantidade de UFC de coliformes totais. Na Tabela 2 vemos também os valores de referência estabelecidos nas legislações vigentes.

Discussão

Para o consumo humano direto é necessário que a água seja potável, de acordo com os padrões de potabilidade estabelecidos pela portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde[8]. A água potável é definida como sendo aquela "que se pode beber", ausente de elementos nocivos à saúde, sem sabor, odor ou aparência desagradável[1]. Caso a água para consumo seja proveniente de sistema e solução alternativa de abastecimento de água, a mesma, deve seguir os padrões de potabilidade. Conforme a portaria recomenda-se a ausência de coliformes totais e *E. coli* e que as bactérias heterotróficas não ultrapassem 500 UFC/mL. Assim, em relação a *E. coli* os resultados do presente trabalho evidenciam que, com exceção da amostra do ponto P5, todas as outras ultrapassaram o limite recomendado. Quanto às bactérias heterotróficas e coliformes totais, todas as amostras analisadas ultrapassaram o limite de UFC/100mL. Vale salientar que os valores de bactérias heterotróficas acima do limite recomendado denotam uma carga excessiva de matéria orgânica. Embora estes padrões não sejam para as águas superficiais, os resultados foram comparados a esses pelo fato de em áreas rurais, ou áreas periféricas desprovidas de infraestrutura adequada, a população, utilizar dessas águas para consumo direto, principalmente águas das nascentes.

Para as águas superficiais a resolução indicada é a do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357, de 17 de março de 2005[9], complementada e alterada pelas Resoluções nº 410/2009[10] e nº 430/2011[11]. Tais resoluções dispõem sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelecem as condições e os padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências[9]. Em se tratando de dessedentação de animais, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, pesca amadora, e de recreação de contato secundário é necessário que o recurso hídrico esteja classificado no mínimo como pertencente a classe três[9]. Enquanto que para usar a água para irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, à aquicultura e à atividade de pesca, bem como para à recreação de contato primário é necessário se enquadrar na classe dois[9]. Todavia, para comparação de bactérias do grupo coliformes em relação ao uso para recreação primária a resolução indicada é a do CONAMA nº 274/2000 que "Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras"[12]. Assim, quando comparado os resultados obtidos com os valores de referência da classe 3 da resolução do CONAMA nº 357/2005, em relação a presença e/ou ausência de *E. coli*, todos os pontos analisados estão aptos a finalidade de uso, com exceção da dessedentação animal. Já se comparados aos valores de referência da classe 2, uma amostra, ponto P4, apresentou UFC acima do estabelecido. Comparando os resultados do presente trabalho com os valores de referência da resolução nº 274/2000, observa-se que 50% dos pontos amostrados (P1, P2 e P5), apresentam qualidade excelente para recreação primária. Ademais, os pontos P3 e P6 qualidade muito boa, porém, o ponto P4 tem suas águas consideradas impróprias para finalidade de recreação primária.

Determinada a presença e a quantidade de bactérias dos diferentes tipos, concluímos que as águas superficiais do córrego Limoeiro em relação as análises microbiológicas se enquadram na classe de águas doces 3. Isto remete a necessidade de tratamento convencional ou avançado para atender às finalidades que são atualmente submetidas essas águas, tais como irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, aquicultura, atividade de pesca, recreação de contato primário e dessedentação animal. Conclui-se, ainda, que o despejo de efluentes da ETE não é fator preponderante na classificação deste como classe intermediária de qualidade.

Recomendamos análises com outros parâmetros de qualidade, para uma classificação mais precisa das águas superficiais do córrego Limoeiro. Também recomendamos, uma análise sazonal dessas águas, uma vez que pesquisas como a de Eregno et al. (2018)[4] apontam para pior

contaminação microbiana das águas superficiais após fortes chuvas, devido às inundações que carregam matéria fecal e outros poluentes da bacia hidrográfica.

Conflito de interesses

Os autores declaram não haver qualquer potencial conflito de interesse que possa interferir na imparcialidade deste trabalho científico.

Referências

1. Branco, S. M. Água: origem, uso e preservação. 2. ed. São Paulo: Moderna, 2003

2. Macedo, J. A. B de. Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas. 2. ed. Belo Horizonte: CRQ- MG, 2003.

3. Smail, N. S., Dodd, H., Sassoubre, L. M., Horne, A. J., Boehm, A. B., & Luthy, R. G. Improvement of urban lake water quality by removal of *Escherichia coli* through the action of the bivalve Anodonta californiensis. Environmental science & technology. 2015; 49 (3): 1664-1672. DOI: https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es5033212

4. Eregno, F. E., Tryland, I., Tjomsland, T., Kempa, M., & Heistad, A. Hydrodynamic modelling of recreational water quality using *Escherichia coli* as an indicator of microbial contamination. Journal of Hydrology. 2018; 561: 179-186. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.04.006

5. Prüss-Üstün A, Bos R, Gore F, Bartram J. Safer water, better health: costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health. Geneva: World Health Organization. 2008. [acesso em 5 jul. 2018]. Disponível em: http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/saferwater/en/

6. BRANDÃO, C. J., Botelho, M. J. C., Sato, M. I. Z., & Lamparelli, M. C.. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB. 2011

7. CLESCERI, L. S; GREENBERG, A. E; EATON, A. D; Standard methods for the examination of water & wasterwater. 20. ed. Washington: American Public Health Association, 1998.

8. Ministério da Saúde (Brasil). Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para o consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União 12 dez. 2011.

9. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução n.º 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. Diário Oficial da União 18 mar. 2005.

10. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução n.º 410, de 04 de maio de 2009. Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, e no art. 3° da Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008. Diário Oficial da União 4 mai. 2009.

11. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução n.º 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União 16 mai. 2011.

12. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução n.º 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Diário Oficial da União 29 nov. 2000

EFEITO DO USO DE LODO DE ESGOTO NAS PROPRIEDADES DO SOLO CULTIVADO COM *UROCHLOA DECUMBENS*

Janardelly Gomes de Souza[1], Marcelo Rodrigo Alves[1], Ana Carolina Monico Moreira[1], Carlos Henrique dos Santos[1], Marco Aurélio Factori[1]

[1]Universidade do Oeste Paulista – UNOESTE, Faculdade de Engenharia, Presidente Prudente, SP.
E-mail: marceloalves@unoeste.br

Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar a capacidade de utilização do lodo da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) em conjunto ou mesmo como alternativa à adubação química convencional de um solo cultivado com *Urochloa decumbens*. Para cálculo da adubação a ser aplicada nos vasos, foi tomado como base à quantidade de nitrogênio (40 kg de N ha^{-1}) requerida pela cultura. Com base nesta necessidade e na concentração de N Kjeldahl do lodo foram definidas três doses, equivalentes a 0,5; 1,0 e 2,0 vezes a concentração de N requerido pela cultura. O delineamento experimental ocorreu em blocos inteiramente casualizados, com cinco tratamentos e seis repetições: T1- Testemunha; T2 – apenas adubação química convencional; T3 – 50% da dosagem equivalente do lodo e 50% da dosagem de adubo químico convencional; T4 – apenas o lodo sendo a dose equivalente a quantidade de nitrogênio presente na dose de adubo químico convencional; e T5 – apenas o lodo sendo a dose equivalente a duas vezes quantidade de nitrogênio presente na dose de adubo químico convencional. Além disso, ressalta-se que o experimento foi avaliado com 100 dias de plantio. Os dados obtidos foram submetidos à análise estatística clássica e a comparação de médias, pelo teste Tukey (5%). Para os atributos químicos os melhores resultados foram obtidos no T1, já no N-Inorgânico e N-Total do solo o T2 foi superior aos demais. Nos atributos biológicos do solo, constatou-se que o T1 foi o melhor. Com isso conclui-se que o T1 e T2 apresentaram os melhores resultados para fertilidade do solo.

Palavras-chave: biossólido, adubo orgânico, fertilidade do solo, atividade microbiana, qualidade do solo.

EFFECT OF THE USE OF SEWAGE SLUDGE ON SOIL PROPERTIES CULTIVATED WITH *UROCHLOA DECUMBENS*

Abstract

The objective of this study was to evaluate the sewage treatment plant (ETE) sludge utilization capacity together or even as an alternative to the conventional chemical fertilization of a soil cultivated with Urochloa decumbens. For the calculation of the fertilization to be applied in the pots, the amount of nitrogen (40 kg of N ha-1) required by the crop was taken as the basis. Based on this necessity and the concentration of N Kjeldahl of the sludge three doses were defined, equivalent to 0.5; 1.0 and 2.0 times the concentration of N required by the culture. The experimental design was in completely randomized blocks, with five treatments and six replicates: T1- Witness; T2 - only conventional chemical fertilization; T3 - 50% of the equivalent dosage of the sludge and 50% of the dosage of conventional chemical fertilizer; T4 - only the sludge being the dose equivalent to the amount of nitrogen present in the dose of conventional chemical fertilizer; and T5 - only the sludge being the dose equivalent to twice the amount of nitrogen present in the dose of conventional chemical fertilizer. In addition, it is emphasized that the experiment was evaluated with 100 days of planting. The data were submitted to the classical statistical analysis

and the comparison of means by the Tukey test (5%). For the chemical attributes the best results were obtained in the T1, already in the N-Inorganic and N-Total of the soil the T2 was superior to the others. In the biological attributes of the soil, it was verified that T1 was the best. With this, we conclude that T1 and T2 presented the best results for soil fertility.
Key words: biosolids, organic fertilizer, soil fertility, microbial activity, soil quality.

Introdução

Embasado pela agenda 21, que tem como tema o manejo sustentável dos resíduos sólidos e questões relacionadas com o esgoto, existe hoje uma crescente preocupação mundial em busca de alternativas a respeito da disposição final do lodo da Estação de Tratamento de Esgoto. Com isso determinou-se o avanço de programas prioritários como: a redução mínima de efluente doméstico e industrial; o aumento ao máximo da reutilização e reciclagem; a promoção do deposito e tratamento, e ampliação do alcance dos serviços que se ocupam dos resíduos[1].

Há alternativas para a disposição final do lodo, como por exemplo: a disposição em aterro sanitário, a recuperação de solos e áreas degradadas, uso agrícola e a disposição oceânica[2]. A forma de disposição do material é uma opção de ordem técnica, econômica e ambiental. Na parte ambiental essas alternativas podem trazer impactos ao meio ambiente de forma negativa ou positiva, o que pode valorizar ou desvalorizar a forma de disposição utilizada[1].

As práticas de disposição do lodo são benéficas, quando a aplicação se usufruir das propriedades do produto como fertilizante, o que fornece macro e micro nutrientes melhorando a característica em solos degradados e arenosos[3], podendo contribuir ainda para a melhoria de pH e incita a atividade microbiana na área[1].

A matéria orgânica influencia nos aspectos físicos, químicos e biológicos do solo, sendo que a mesma depende de uma série de fatores como temperatura, aeração, pH, disponibilidade de água e nutrientes condicionados pelo manejo dos solos[4] podendo agir ainda como um agente cimentante promovendo a agregação de suas partículas e melhorando também a capacidade de retenção de água. De maneira geral, as adubações orgânicas aumentam a infiltração e a retenção de água no solo e a estabilidade dos agregados, tornando estes solos mais resistentes aos processos erosivos[3].

O presente estudo justifica-se, pelo intuito de buscar um destino para o lodo, que normalmente é acomodado em aterros sanitários que demanda custos, inutilização de áreas e possíveis riscos ao meio ambiente, sendo que, de maneira geral, a sociedade carece de soluções práticas para vários problemas ambientais existentes no espaço urbano. Assim, o objetivo do presente estudo foi avaliar a capacidade de utilização do lodo da ETE em conjunto ou mesmo como alternativa à adubação química convencional de um solo cultivado com *Urochloa decumbens*.

Metodologia

O presente trabalho foi desenvolvido no viveiro, ao ar livre, localizado no Campus II da Universidade do Oeste Paulista – UNOESTE, situada na cidade de Presidente Prudente, SP.

O lodo de esgoto utilizado no experimento foi fornecido pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, unidade de Presidente Prudente. O material adquirido é obtido por processo anaeróbico, sendo considerado lodo ativado, e posteriormente o mesmo é submetido à secagem térmica do resíduo para redução dos patógenos, sendo classificado como classe A, segundo a Resolução CONAMA 375/2006. O mesmo é de origem residencial, com baixos teores de metais pesados.

Foram realizadas as análises de caracterização química do solo e do lodo para assim serem definidas as dosagens utilizadas nos tratamentos. Após o resultado das análises de micro e macronutrientes presentes no lodo (Tabela 1), verificou-se que o mesmo apresenta boas condições de aplicabilidade no solo e ainda encontra-se dentro dos padrões aceitáveis da Resolução Federal CONAMA 375/2006 que dispõe sobre os critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

Tabela 1. Caracterização do resíduo orgânico sólido obtido após a secagem

Parâmetros	Valores	Unidades
pH	7,6	-
U 65°C	702,3	g kg^{-1}
MO Total	83,4	g kg^{-1}
C- Org	46,3	g kg^{-1}
C/N	3,1	-
N Total	14,7	g kg^{-1}
P	1,78	g kg^{-1}
K	1,3	g kg^{-1}
Ca	19,5	g kg^{-1}
Mg	1,0	g kg^{-1}
S	0,6	g kg^{-1}
Cu	36,2	mg kg^{-1}
Fe	1.986,8	mg kg^{-1}
Mn	68,8	mg kg^{-1}
Zn	74,9	mg kg^{-1}

*****pH = potencial Hidrogeniônico; U 65°= Umidade a 65°C; MO Total= matéria orgânica total; C- Org= Carbono Orgânico; C/N= Carbono/ Nitrogênio; N Total= Nitrogênio Total; P = Fósforo; K = Potássio; Ca = Cálcio; Mg = Magnésio; S= Enxofre; Cu= Cobre; Fe= Ferro; Mn= Manganês e Zn= Zinco

Também foram coletadas dez sub amostras de solo para composição de uma única amostra que foi encaminhada para o Laboratório de Análise Química e Física de Solos da UNOESTE, para ser realizada análise química (Tabela 2) para determinação dos teores de pH ($CaCl_2$), teor de matéria orgânica, fósforo, potássio, magnésio, cálcio, alumínio e hidrogênio mais alumínio, segundo metodologia descrita por Raij[5].

Tabela 2. Caracterização dos atributos químicos do solo sem incorporação das dosagens de lodo

Parâmetros Químicos*	Valores	Unidades
pH ($CaCl_2$)	4,5	-
MO	6,3	g dm^{-3}
P	2,4	mg dm^{-3}
$S\text{-}SO^{2-}_4$	7,5	mg dm^{-3}
Al^{3+}	0,2	$mmol_C$ dm^{-3}
H+Al	20,6	$mmol_C$ dm^{-3}
K	1,7	$mmol_C$ dm^{-3}
Ca	6,0	$mmol_C$ dm^{-3}
Mg	1,3	$mmol_C$ dm^{-3}
SB	9,0	$mmol_C$ dm^{-3}
CTC	29,6	$mmol_C$ dm^{-3}
M	2,2	%
V	30,3	%
Boro	0,36	mg dm^{-3}
Cobre	0,60	mg dm^{-3}
Ferro	0,90	mg dm^{-3}
Manganês	0,70	mg dm^{-3}
Zinco	0,20	mg dm^{-3}

*pH = potencial Hidrogeniônico; MO = Matéria Orgânica; P = Fósforo; $S\text{-}SO^{2-}_4$ = Teor de Enxofre; Al^{3+} = Alumínio; H + Al = Hidrogênio + Alumínio; K = Potássio; Ca = Cálcio; Mg = Magnésio; SB = Soma de Bases; CTC = Capacidade de Troca Catiônica; m = Saturação por Alumínio e V = Saturação por Bases.

Mediante a análise química o presente solo encontra-se com pH 4,5 ácido o que não é o ideal, pois as plantas têm dificuldades de sobreviver em solos com pH 4,0 e superior a 9,0, sendo que para a maioria delas desenvolver-se bem o pH do solo deve estar numa faixa entre 6 a 7,0[6]. O solo analisado ainda é classificado como de baixa fertilidade natural, pois o V% encontra-se abaixo de 50%.

Para cálculo da adubação a ser aplicada nos vasos, foi tomado como base à quantidade de nitrogênio (40 kg de N ha^{-1}) requerida pela brachiaria[7], sendo que a taxa de mineralização considerada para o cálculo do nitrogênio a ser aplicado via lodo de esgoto, foi de 30% ao ano com base na disponibilidade deste elemento para a planta[8]. Com base nesta necessidade e na concentração de N Kjeldahl do lodo foram definidas três doses, equivalentes a 0,5; 1,0 e 2,0 vezes a concentração de N requerido pela cultura (Tabela 3).

Tabela 3. Dosagens das adubações utilizadas em cada tratamento

Tratamentos	Dosagem equivalente de N (Kg ha^{-1})	Dosagem equivalente de N (mg / vaso)
T1 - Testemunha	_____	_____
T2 - 100 % N Mineral	40 kg ha^{-1} N mineral	628 mg de uréia
T3 - 50% N Mineral e 50% N Orgânico	20 kg ha^{-1} N mineral e 20 kg ha^{-1} N orgânico	314 mg de uréia e 968 mg de orgânico
T4 - 100 % Orgânico	40 kg ha^{-1} N orgânico	1925 mg de orgânico
T5 - 200% Orgânico	80 kg ha^{-1} N orgânico	3850 mg de orgânico

O delineamento experimental ocorreu em blocos inteiramente casualizados, com cinco tratamentos e seis repetições: T1- Testemunha; T2 – apenas adubação química convencional; T3 – 50% da dosagem equivalente do lodo e 50% da dosagem de adubo químico convencional; T4 – apenas o lodo sendo a dose equivalente a quantidade de nitrogênio presente na dose de adubo químico convencional; e T5 – apenas o lodo sendo a dose equivalente a duas vezes quantidade de nitrogênio presente na dose de adubo químico convencional. Além disso, ressalta-se que o experimento foi avaliado com 100 dias de plantio.

Definidos os tratamentos, a condução do experimento deu-se em vasos plásticos, onde os mesmos foram preenchidos com 15 kg do solo coletado, sendo importante ressaltar que foi necessária a realização da calagem no solo (11 g), que vem a ser a inserção de calcário, com a finalidade de corrigir a acidez do solo, pois o mesmo encontrava-se com o pH 4,5 conforme a análise química do solo realizada anteriormente, e o mesmo também ajuda a melhorar a disponibilidade de nutrientes para a planta.

Após 30 dias da aplicação do calcário, realizou-se uma aplicação de super fosfato simples (fonte de P_2O_5), em todos os tratamentos na dosagem de 3.930 mg por vaso, inclusive na testemunha. Posteriormente a este procedimento realizou-se a semeadura de 10 sementes de *Urochloa decumbens* por vaso. Após a germinação houve um raleio, permanecendo apenas 3 plantas por vaso.

Todos os procedimentos ocorreram no período da manhã, sendo que em todos os processos foram realizadas a irrigação dos tratamentos. Já a acomodação dos vasos deu-se de forma que cada bloco de repetição continha cinco tratamentos, os quais foram distribuídos com intuito de não haver a repetição de posições, visto que eles ficaram dispostos em local aberto, onde a incidência de raios solares era de maior intensidade em ambos períodos.

Para proceder à avaliação do experimento na segunda etapa, foram coletados dos 30 vasos amostras de solo (750 g) para que assim fossem realizadas as análises dos parâmetros químicos e biológicos. Após as coletas, os materiais foram enviados ao Laboratório de Análise Química e Física de Solos e ao Laboratório de Microbiologia da Universidade do Oeste Paulista.

A realização da análise química do solo ocorreu no Laboratório de Análise Química e Física de Solos, seguindo a metodologia descrita por Raij[5], onde determinou-se os teores de pH, de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, magnésio, cálcio, alumínio, hidrogênio mais alumínio, N-Inorgânico e N-Total. Já no Laboratório de Microbiologia da Universidade foram realizadas as análises biológicas do solo, como carbono e nitrogênio da biomassa microbiana[9], atividade enzimática da desidrogenase[10] e respiração basal do solo[11]. Para tanto, foram coletadas amostras de solos (0-10 cm), de cada vaso.

Os dados obtidos foram submetidos à análise estatística clássica e a comparação de médias, pelo teste Tukey (5%).

Resultados

A Tabela 4 apresenta os resultados referentes às amostras coletadas a uma profundidade de 0-10 cm para a realização da análise estatísticas descritiva dos atributos químicos do solo de cada tratamento

Tabela 4. Análise descritiva das médias estatísticas dos atributos químicos dos solos nos tratamentos

			Valor			
Amostra*	Média**	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	CV (%)
(CaCl2)						
pH T1	7,48 ^{NS}	7,50	7,40	7,60	0,07	0,92
pH T2	7,40 ^{NS}	7,40	7,40	7,40	0,00	0,00
pH T3	7,27 ^{NS}	7,30	6,90	7,40	0,17	2,34
pH T4	7,20 ^{NS}	7,20	6,90	7,30	0,14	1,96
pH T5	7,43 ^{NS}	7,43	7,30	7,50	0,07	1,00
(g dm^{-3})						
M.O T1	3,83 ^{NS}	4,00	3,20	4,30	0,37	9,60
M.O T2	3,47 ^{NS}	3,70	1,40	4,30	0,95	27,40
M.O T3	4,40 ^{NS}	4,30	4,00	5,60	0,57	12,92
M.O T4	4,82 ^{NS}	4,82	4,30	5,30	0,33	6,93
M.O T5	4,02 ^{NS}	4,02	2,70	2,70	1,13	28,22
(mg dm^{-3})						
P T1	43,77 ^{NS}	43,77	25,70	61,50	10,61	24,25
P T2	42,97 ^{NS}	42,97	18,20	58,20	13,61	31,69
P T3	55,58 ^{NS}	51,20	19,50	134,90	37,06	66,68
P T4	38,13 ^{NS}	38,13	6,80	59,70	16,60	43,53
P T5	42,45 ^{NS}	43,00	17,60	62,80	13,39	31,55
S-SO4 – T1	10,70 ^{NS}	10,70	6,50	16,80	3,44	32,19
S-SO4 – T2	8,43 ^{NS}	8,30	6,50	12,30	2,01	23,78
S-SO4 – T3	12,93 ^{NS}	12,93	7,50	18,70	3,38	26,16
S-SO4 – T4	12,35 ^{NS}	12,35	7,30	19,20	3,75	30,40
S-SO4 – T5	11,13 ^{NS}	10,00	5,20	18,50	5,32	47,81
(mmol dm^{-3})						
H+Al T1	7,82 ^{NS}	7,80	7,50	8,60	0,40	5,09
H+Al T2	7,93 ^{NS}	7,93	7,70	8,10	0,12	1,57
H+Al T3	8,12 ^{NS}	7,90	7,80	8,80	0,42	5,15
H+Al T4	8,37 ^{NS}	8,37	7,90	9,10	0,42	5,06
H+Al T5	8,13 ^{NS}	8,10	7,60	8,70	0,37	4,53
K T1	1,85 ^{NS}	1,70	1,50	2,60	0,37	19,20
K T2	1,75 ^{NS}	1,75	1,20	2,50	0,47	26,95
K T3	1,83 ^{NS}	1,83	1,40	2,20	0,31	16,86
K T4	1,62 ^{NS}	1,60	1,20	2,10	0,36	22,42
K T5	1,83 ^{NS}	1,83	1,40	2,20	0,24	12, 86

*****T1 = Testemunha (solo *in natura*); T2 = 100 % N Mineral (solo apenas com doses de Adubo Convencional- AC); T3 = 50 % N Mineral e 50 % N Orgânico (solo com doses de AC e Lodo de Esgoto - LE); T4 = 100 % N Orgânico (solo apenas com doses de LE); T5 = 200 % N Orgânico (solo apenas com doses de LE). P = Fósforo; S-SO^{2-}_4 = Teor de Enxofre; H + Al = Hidrogênio + Alumínio; K = Potássio. Resultado das amostras de solos com 100 dias de plantio. ****** Letras diferentes diferem entre si pelo teste Tukey a 5%; ^{ns} = não significante.

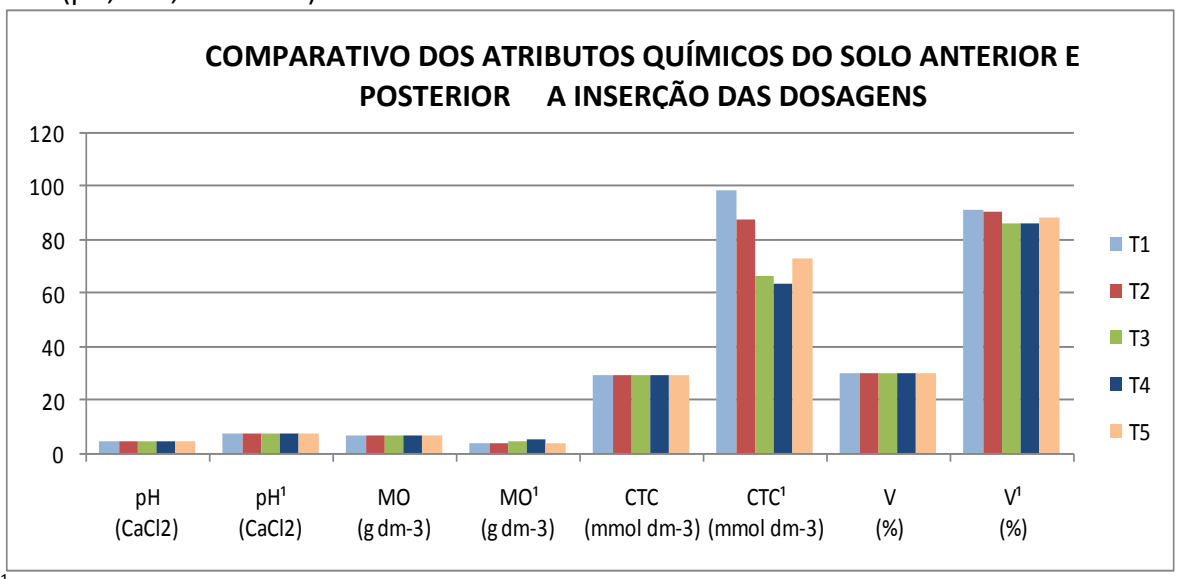
Tabela 4. Análise descritiva das médias estatísticas dos atributos químicos dos solos nos tratamentos (Continuação...)

			Valor			
Amostra*	Média**	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	CV (%)
(mmol dm^{-3})						
Ca T1	70,08 ^{NS}	65,10	45,90	124,80	25,69	36,65
Ca T2	54,15 ^{NS}	54,15	5,90	104,70	29,86	55,15
Ca T3	42,75 ^{NS}	45,00	11,80	59,90	16,20	37,91
Ca T4	37,85 ^{NS}	39,60	20,90	51,80	11,53	30,46
Ca T5	49,17 ^{NS}	49,17	30,50	75,70	16,20	32,94
Mg T1	19,33 ^{NS}	18,70	15,30	27,60	4,09	21,13
Mg T2	16,28 ^{NS}	15,30	12,80	25,80	4,41	27,08
Mg T3	14,02 ^{NS}	14,02	6,80	17,90	3,58	25,57
Mg T4	15,87 ^{NS}	15,87	13,50	18,70	1,99	12,52
Mg T5	13,73 ^{NS}	13,73	11,70	16,20	1,74	12,70
SB T1	91,28 ^{NS}	82,20	65,60	154,10	28,99	31,75
SB T2	79,67 ^{NS}	79,67	54,80	119,00	21,22	26,64
SB T3	58,58 ^{NS}	60,10	20,10	75,70	19,43	33,17
SB T4	55,33 ^{NS}	55,90	36,50	69,30	13,17	23,81
SB T5	64,75 ^{NS}	62,10	44,10	94,10	17,74	27,40
CTC T1	99,13 ^{NS}	90,80	73,70	161,60	28,82	29,07
CTC T2	87,60 ^{NS}	87,60	62,80	127,10	21,27	24,28
CTC T3	66,70 ^{NS}	68,00	27,90	83,50	19,66	29,48
CTC T4	63,73 ^{NS}	64,70	44,90	77,50	12,84	20,15
CTC T5	72,90 ^{NS}	69,80	52,10	102,00	17,73	24,32
(%)						
V T1	91,55 ^{NS}	91,30	89,10	95,30	1,92	2,10
V T2	90,43 ^{NS}	90,43	87,30	93,60	2,08	2,30
V T3	86,07 ^{NS}	88,40	72,10	90,70	6,37	7,41
V T4	86,13 ^{NS}	86,50	81,10	89,70	3,64	4,23
V T5	88,18 ^{NS}	88,18	84,60	92,30	2,74	3,11

*****T1 = Testemunha (solo *in natura*); T2 = 100 % N Mineral (solo apenas com doses de Adubo Convencional- AC); T3 = 50 % N Mineral e 50 % N Orgânico (solo com doses de AC e Lodo de Esgoto - LE); T4 = 100 % N Orgânico (solo apenas com doses de LE); T5 = 200 % N Orgânico (solo apenas com doses de LE). Ca = Cálcio; Mg = Magnésio; SB = Soma de bases; CTC = Capacidade de Troca Catiônica; V = Saturação por Bases. Resultado das amostras de solos com 100 dias de plantio. ****** Letras diferentes diferem entre si pelo teste Tukey a 5%; ^{ns} = não significante.

Na Figura 1, o gráfico faz um comparativo entre os resultados obtidos analisando os valores médios dos atributos químicos das amostras de solo coletadas, anterior e posterior as incorporações das adubações nos tratamentos, nota-se desta forma que houve uma diferença considerável em relação às análises, principalmente nos valores obtidos de pH, MO, CTC e V(%).

Figura 1. Gráfico comparativo das tabelas 2 e 4 com referência a análise dos atributos químicos do solo (pH, MO, CTC e V%).



[1]Solo analisado após a realização da calagem e inserção das adubações.

Já a Tabela 5 apresenta os resultados referentes às amostras coletadas para a realização da análise dos atributos do N-Inorgânico e N-Total do solo nos tratamentos.

Tabela 5. Análise descritiva das médias estatísticas dos atributos químicos N- Inorgânico e N-Total do solo nos tratamentos

Amostra (mg Kg-1)	Média	Mediana	Valor		Desvio Padrão	CV (%)
			Mínimo	Máximo		
NH_4 – T1	32,43 ^{NS}	27,33	26,05	44,19	8,03	24,75
NH_4 – T2	36,94 ^{NS}	36,94	18,10	64,31	16,94	45,85
NH_4 – T3	23,80 ^{NS}	23,80	17,41	37,21	7,04	29,57
NH_4 – T4	29,61 ^{NS}	29,61	17,29	42,45	9,59	32,39
NH_4 – T5	22,02 ^{NS}	22,02	17,02	27,21	4,40	19,98
NO_3 – T1	16,22 ^{NS}	17,37	9,05	18,22	3,22	19,85
NO_3 – T2	22,97 ^{NS}	22,97	9,19	36,90	11,44	49,80
NO_3 – T3	14,96 ^{NS}	17,41	0,00	27,91	11,22	75,05
NO_3 – T4	19,15 ^{NS}	19,15	8,90	27,15	7,70	40,24
NO_3 – T5	20,62 ^{NS}	18,14	16,98	27,27	4,51	21,89
N-Total – T1	92,50 ^{NS}	99,43	64,98	102,48	13,37	14,45
N-Total – T2	86,43 ^{NS}	86,43	67,88	114,83	18,67	21,60
N-Total – T3	77,95 ^{NS}	75,98	65,13	103,35	13,51	17,33
N-Total – T4	68,36 ^{NS}	68,36	45,74	101,83	18,31	26,78
N-Total – T5	73,39 ^{NS}	68,03	55,12	102,26	18,68	25,45

***T1 = Testemunha (solo *in natura*); T2 = 100 % N Mineral (solo apenas com doses de Adubo Convencional- AC); T3= 50 % N Mineral e 50 % N Orgânico (solo com doses de AC e Lodo de Esgoto - LE); T4 = 100 % N Orgânico (solo apenas com doses de LE); T5 = 200 % N Orgânico (solo apenas com doses de LE). NH_4 = Amônio; NO_3 = Nitrato e N-Total =Nitrogênio Total. Resultado das amostras de solos com 100 dias de plantio. ** Letras diferentes diferem entre si pelo teste Tukey a 5%; ^{ns} = não significante.

A Tabela 6 apresenta os resultados referentes às amostras de solo coletadas (0-10 cm) para a realização da análise biológica do solo de cada tratamento.

Tabela 6. Análise descritiva das médias estatísticas dos atributos biológicos do solo nos tratamentos

Amostra	Média	Mediana	Valor		Desvio Padrão	CV (%)
			Mínimo	Máximo		
(mg TTF g^{-1} $solo^{-1}$ $24h^{-1}$)						
Desidrogenase T1	0,85 ^{NS}	0,78	0,11	0,87	0,26	30,59
Desidrogenase T2	0,98 ^{NS}	0,86	0,75	1,35	0,23	23,47
Desidrogenase T3	0,84 ^{NS}	0,84	0,69	1,05	0,13	15,48
Desidrogenase T4	0,76 ^{NS}	0,79	0,67	0,81	0,05	6,58
Desidrogenase T5	0,77 ^{NS}	0,76	0,66	0,97	0,10	13,00
(mg CO_2 kg^{-1} $24h^{-1}$)						
Respiração T1	19,00 ^{a}	19,00	17,46	20,53	1,00	5,26
Respiração T2	16,33 ^{a}	17,67	12,15	18,79	2,89	17,70
Respiração T3	10,33 ^{b}	10,33	9,64	11,24	0,57	5,52
Respiração T4	11,50 ^{b}	11,50	10,27	14,18	1,31	11,40
Respiração T5	11,37 ^{b}	11,45	10,13	12,50	0,73	6,42
(µg g^{-1})						
CBMS T1	18,33 ^{NS}	18,33	5,84	43,35	12,52	68,30
CBMS T2	17,50 ^{NS}	18,62	12,78	20,84	3,04	17,37
CBMS T3	20,66 ^{NS}	17,51	9,45	39,18	10,40	50,34
CBMS T4	25,16 ^{NS}	23,90	12,23	43,07	9,89	39,31
CBMS T5	19,00 ^{NS}	19,00	4,45	41,41	12,13	63,84
(mg C-CO_2 g^{-1})						
qCO_2 T1	16,00 ^{a}	14,28	4,16	35,19	10,50	65,63
qCO_2 T2	9,66 ^{ab}	9,66	5,90	14,04	2,38	24,64
qCO_2 T3	6,00 ^{b}	6,22	2,87	10,35	2,51	41,83
qCO_2 T4	5,33 ^{b}	4,73	2,79	9,48	2,08	39,02
qCO_2 T5	10,33 ^{ab}	6,73	2,82	25,76	7,92	76,67

*****T1 = Testemunha (solo *in natura*); T2 = 100 % N Mineral (solo apenas com doses de Adubo Convencional- AC); T3 = 50 % N Mineral e 50 % N Orgânico (solo com doses de AC e Lodo de Esgoto - LE); T4 = 100 % N Orgânico (solo apenas com doses de LE); T5 = 200 % N Orgânico (solo apenas com doses de LE). Desidrogenase = Enzima que promove a oxidação de um substrato específico pela subtração do hidrogênio; Respiração do solo; CBMS = Carbono Biomassa e qCO_2 = Quociente Metabólico, foram utilizados para avaliar a atividade microbiana do solo. Resultado das amostras de solos com 100 dias de plantio. ****** Letras diferentes diferem entre si pelo teste Tukey a 5%; ^{ns} = não significante.

Discussão

Analisando os valores médios dos atributos químicos (pH, MO, CTC e V%), faz-se um comparativo entre os resultados obtidos antes (Tabela 2) e após a incorporação das adubações aos tratamentos (Tabela 4), com isso nota-se que houve uma diferença nos valores.

Na Figura 1, o gráfico mostra que os valores de pH na segunda análise química do solo variaram entre 7,20 (T4) a 7,48 (T1), sendo que em relação a primeira análise, onde o solo encontrava-se com pH 4,5, pode-se afirmar que houve uma correção da acidez do mesmo, porém percebe-se também que o T1 já apresentou melhoras apenas com a calagem, sendo assim os tratamentos com as dosagens de lodo não apresentaram significância em relação a elevação do pH. O que não corrobora com o estudo de Andreoli[12] e Silva[13], pois os mesmos constataram que o lodo adicionado ao solo agiu como corretivo de acidez, reduziu o teor de alumínio trocável e melhorou as condições de absorção e nutrientes pelas plantas.

Já em relação à matéria orgânica houve um decréscimo em comparação com a primeira análise realizada, solo sem calagem e sem adubações, onde o mesmo encontrava-se com valor de

6,3 (g dm^{-3}) ao que comparado com o solo adubado o maior valor foi verificado no T4 e o menor no T2, o que contradiz Melo, Marques e Santiago[14] que afirmam que aplicação de lodo de esgoto no solo causa aumento no teor de matéria orgânica, porém Marques[15] em seu estudo obteve aumentos nos teores de matéria orgânica do solo após um ano da aplicação do lodo de esgoto. Portanto, pode-se dizer que os valores obtidos com as doses de aplicação do resíduo orgânico, poderiam ter sido melhores se o experimento fosse conduzido num maior período de tempo.

Na CTC observou-se um aumento significativo, pois o mesmo na primeira análise realizada apresentou um valor de 29,6 (mmol dm^{-3}), já em relação a segunda seus valores médios variaram de 63,73 a 99,13 (mmol dm^{-3}), sendo que o melhor resultado obtido foi no T1, com isso pode-se dizer que a calagem teve mais influência do que as doses aplicadas nos tratamentos. Além disso, foi obtido também aumento nos teores de Ca e Mg, contribuindo desta forma para o aumento da saturação por bases (V%).

A saturação por bases, na primeira análise (Tabela 2) mostrou que o solo analisado estava abaixo de 50% sendo classificado como de baixa fertilidade natural, já na segunda (Tabela 4) o maior resultado obtido foi de 91,55% (T1), ou seja, teve um melhoramento da fertilidade do solo apenas com a calagem. Marques[16] concluiu que a acidez do solo, a CTC, a saturação por bases (V), os teores de Ca, Mg, P aumentam em função das doses de lodo, o que não corrobora com os resultados obtidos no presente trabalho.

Analisando a Tabela 5, observou-se que os valores de NH_4 não apresentaram significância estatística, porém as taxas de amônio encontram-se superiores as de nitrato, indicando que ocorreu o processo de mineralização do nitrogênio no solo, pois sabe-se que o processo de mineralização transforma o N-Orgânico em N-Inorgânico[17], podendo ocorrer em solos quando os principais teores relativos de C, N, S, P, MO e atividade microbiana, associados a condições climáticas e ambientais estiverem favoráveis para que tal processo ocorra, já que as espécies vegetais absorvem o N na forma inorgânica[18]. Com base nisso pode-se perceber que o melhor resultado foi obtido no T2.

Já para a análise de NO_3, que é a forma mineral do nitrogênio encontrado nos solos sem restrição de oxigênio, há uma probabilidade de favorecimento da sua lixiviação, de forma que o processo faz com que o elemento desça em direção as mais profundas raízes[19], sendo esta a principal maneira de perda deste elemento no solo[20], porém na análise química de solo (Tabela 5), não houve significância em nenhum dos tratamentos.

O mesmo ocorreu com as dosagens de tratamento com Lodo de Esgoto (LE), sendo que as mesmas apresentaram em média um teor de N-Total inferior ao T1, Tabela 5, porém não houve diferença significativa entre os tratamentos de acordo com o Teste de Tukey a 5%, mostrando assim que não ocorreu interferência no solo, discordando desta forma com Macedo[21], pois o mesmo afirma que as maiores dosagens de lodo de esgoto proporcionam um aumento na quantidade de nitrogênio no solo, e quanto maior a profundidade, menor a taxa de nitrogênio encontrada nos tratamentos.

Analisando-se a Tabela 6, em relação à atividade da desidrogenase nos diferentes tratamentos, pode-se notar que a média do solo com adubação 100 % N Mineral foi a que apresentou um maior valor em relação aos demais, no entanto, observou-se ainda que a partir dos tratamentos (T3, T4 e T5) houve um decréscimo na desidrogenase, porém de acordo com o teste de Tukey a 5 % os valores apresentados não diferiram significativamente entre si.

Os resultados obtidos na desidrogenase discordam do estudo realizado por Araujo, Gil e Tiritan[22], onde os autores afirmam que as doses de lodo estimularam a atividade enzimática da desidrogenase no solo, visto que apenas os tratamentos sem as incorporações de lodo apresentaram o maior resultado.

Isto pode estar relacionado ao baixo nível de água no solo, visto que o experimento foi conduzido em um período de estiagem e de acordo com o estudo realizado por Wall e

Heiskanen[23]; Gu, Wag e Kong[24], a falta de água ou a baixa disponibilidade prejudica a atividade microbiana influenciando na desidrogenase, afetando desta forma os microrganismos do solo inibindo assim o desenvolvimento dos mesmos e consequentemente refletindo em menores níveis desta enzima.

Outro agente que pode ter influenciado na atividade da desidrogenase foram os fatores climáticos, ainda pode-se levar em consideração que a quantidade de matéria orgânica utilizada no solo foi baixa, visto que o experimento realizado por Araujo, Gil e Tiritan[22] foi conduzido contendo as mesmas incorporações nos tratamentos utilizados neste trabalho, sendo que a única diferença apresentada foi referente a quantidade e o tipo de solo usado, 5 kg de Argissolo Vermelho-Amarelo distroférrico.

Quanto à respiração do solo (Tabela 6), os valores obtidos em relação à média evidenciaram que houve diferenças significativas, nas adubações com e sem adição de lodo, ou seja, os T1 e T2 não apresentaram significância entre si, e os T3, T4 e T5 também não, porém o T1 e o T2 em relação aos demais tiveram significância por apresentarem um melhor resultado. Ainda em relação ao valor da respiração do solo, pode-se afirmar que a Testemunha obteve o menor coeficiente de variação (CV= 5,26%) com referencia as demais adubações.

De maneira geral, percebeu-se que conforme a elevação das doses de lodo de esgoto adicionadas houve uma diminuição da respiração do solo, discordando do estudo realizado por Bettiol, Fernandes e Cerri[25] que comprovaram o contrário firmando os seus dados obtidos com a pesquisa feita por Stamaatiadis, Doran e Kettler[26] onde o mesmo afirma que a respiração do solo foi quatro vezes maior no tratamento com a incorporação de lodo, do que nas adubações sem o biossólido. Em outro estudo realizado, também foi comprovado que a respiração do solo aumentou proporcionalmente em função das doses de lodo aplicadas[27] e ainda este fator pode estar ligado aos maiores teores de C-Org adicionados ao solo pelos tratamentos com lodo[28].

Segundo Islam e Weil[29], uma alta taxa de respiração pode indicar tanto um distúrbio ecológico, como um alto nível de produtividade do ecossistema, o fato de a partir do T3 ocorrer a diminuição da respiração do solo pode estar relacionado com a baixa quantidade de material orgânico e nutrientes disponíveis na superfície, e também ao menor teor de C-Org disponibilizados pelas adubações.

Já em relação aos resultados obtidos referente ao Carbono da Biomassa Microbiana (Tabela 6) observou-se que o solo com 100 % N Orgânico foi o que apresentou um maior valor em relação aos demais, isto deu-se devido ao aumento das doses crescentes de lodo de esgoto[28], no entanto, observou-se ainda que o T3 apresentou um melhor resultado em relação ao T5, porém os valores da média não diferiram significativamente entre si de acordo com o teste de Tukey a 5 %. Já o coeficiente de variação que apresentou menor variância foi o T2 (CV= 17,37%), sendo que o T3 obteve um CV= 39,31%, podendo ser classificado como muito alto (CV > 30%).

Ainda de acordo com Sullivan[30] que trabalhou com doses de biossólido entre 2,5 e 30 mg ha⁻1 não obteve alterações na biomassa microbiana e devido a isto, o mesmo sugeriu que pode ter ocorrido uma rápida adaptação da microbiota do solo com a adubação incorporada.

O resultado da média apresentado no quociente metabólico (qCO_2) da análise biológica que obteve maior valor foi o T1, que difere significativamente dos demais, sendo que ainda o T2 e T5 foram melhores em relação ao T3 e T4 (Tabela 6), o que discorda do estudo realizado por Bettiol, Fernandes e Cerri[25], pois eles afirmam que os maiores valores de qCO_2 foram encontrados nos solos que receberam as maiores aplicações de lodo e os menores na Testemunha, Bueno[27] também afirma em seu estudo que os maiores valores do qCO_2 foram obtidos em áreas que receberam LE, onde verificou-se um incremento de aproximadamente duas e três vezes valores.

Ainda em relação ao qCO_2, Islam e Weil[29] e Fernandes, Bettiol e Cerri[28] afirmam que a melhoria da qualidade do solo resulta-se da redução dos valores obtidos pelo quociente, de forma que o aumento do qCO_2 indica situação de estresse do solo, pois de acordo com Bardgett e

Saggar[31] o qCO_2 vem sendo utilizado como um indicador de estresse microbiano e interpretado como "eficiência microbiana", por tratar-se de uma medida da energia necessária para manutenção da atividade metabólica em relação à energia para síntese de biomassa. Logo pode-se dizer que os tratamentos (T3 e T4) foram os que obtiveram os melhores resultados para o solo por apresentarem as menores médias.

Conclusão

Mediante os resultados já discutidos, o presente trabalho de análise dos atributos químicos e biológicos do solo possibilitou as seguintes conclusões:

1. A análise dos atributos químicos do solo mostrou que os maiores resultados foram obtidos no T1, concluindo desta forma que a inserção do calcário no solo ocultou a real eficiência das dosagens aplicadas de lodo.
2. Na análise dos atributos químicos N-Inorgânico (NH_4 e NO_3) e N-Total do solo, concluiu-se que a taxa de mineralização do nitrogênio no T2, foi superior em relação aos demais tratamentos.
3. Já na análise de atributos biológicos do solo, o T1 obteve o melhor resultado para respiração do solo e o T4 em relação ao qCO_2.

Conflito de Interesse

Os autores declaram não haver qualquer potencial conflito de interesse que possa interferir na imparcialidade deste trabalho científico.

Referencias

1. ALAMINO, RCJ. A utilização do lodo de esgoto como alternativa sustentável na recuperação de solos degradados: viabilidade, avaliação e biodisponibilidade de metais. Tese (Doutorado em Geologia) – Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 2010.

2. TSUTIYA, MT. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W., CAMARGO, OA. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: EMBRAPA, 2000.

3. VON SPERLING M, GONÇALVES RF. Lodo de esgotos: características e produção. In: ANDREOLI CV, VON SPERLING M, FERNANDES F. (Org.) Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 2001. 484 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6. cap. 2, p. 17-67.

4. NASCIMENTO PCD, LANI JL, MENDONÇA ES, ZOFFOLI HJO, PEIXOTO HTM. Teores e características da matéria orgânica de solos hidromórficos do Espírito Santo. Rev. Bras. Ciênc. Solo [online]. 2010, vol.34, n.2, pp.339-348.2010.

5. RAIJ B. van, ANDRADE JC, CANTARELLA H, QUAGGIO JA. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas, 2001.

6. KIEHL, JC. Manual de edafologia: relação solo planta. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979.

7. RAIJ B. van, CANTARELLA H, QUAGGIO JA, FURLANI AMC. (Eds.) Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2.ed.rev.atual. Campinas: IAC, 1997.

8. BOEIRA RC, LIGO MAV, DYNIA JF. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 37, n. 11, p. 1639-1647, 2002.

9. FERREIRA AS, CAMARGO FAO, VIDOR C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* [online]. 1999, vol.23, n.4, pp.991-996. ISSN 1806-9657.

10. VAN OS GJ, GINKEL JH. Suppression of Pythium root rot in bulbous Iris in relation to biomass and activity of the soil microflora. Soil Biology & Biochemistry, London, v. 33, n. 11, 2001.

11. JENKINSON DS, POWLSON DS. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V-A method for measuring soil biomass.Soil Biol. Biochem, 8:209-213, 1976.

12. ANDREOLI, C. V. Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em características ambientais no agrossistema. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, 1999.

13. SILVA FC, BOARETTO AE, BERTON RS, ZOTELLI HB, PEXE CA, MENDONÇA E. Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.33, n.1, 1998.

14. MELO WJ, MARQUES MO, SANTIAGO G. Efeito das doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v.18, 1994.

15. MARQUES, MO. Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar. (Tese Livre- Docência) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal. 1997.

16. BARBOSA GMC, TAVARES FJ, FONSECA ICB. Avaliações de propriedades físicas de um latossolo vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto por dois anos consecutivos. Sanare, Curitiba, v.17, n.17, 2002.

17. SCHLESSINGER, WH. Biogeochemistry: An analysis of global change. London: Academic Press, v.1, 1997.

18. WILLIAMS LE, MILLER AJ. Transporters responsible for the uptake and partitioning of nitrogenous solutes. Annual Review of Plant Physiology Plant Molecular Biology, v.52, 2001.

19. CERETTA CA, FRIES MR. Adubação nitrogenada no sistema de plantio direto. In: NUERNBERG, N. J. Plantio direto: conceitos, fundamentos e práticas culturais. Lages Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, 1997.

20. WARD MH, RUSIECK JA, LYNCH CF, CANTOR KP. Nitrate in public water supplies and the risk of renal cell carcinoma. Cancer Causes Control, v. 18, n. 10, 2007.

21. MACEDO FG, et al. Lodo de esgoto como fonte de nitrogênio: concentração no perfil do solo e em plantas de milho. v.17 n.3, 2012.

22. ARAUJO FF, GIL FC, TIRITAN CS. Lodo de esgoto na fertilidade do solo, na nutrição de Brachiaria decumbens e na atividade da desidrogenase. Pesquisa Agropecuária Tropical v. 39, n. 1, jan./mar. 2009.

23. WALL A, HEISKANEN J. Water-retention characteristic and related physical properties of soil on afforested agricultural land in finland. Forest Ecology & Management, v. 186, 2003.

24. GU Y, WAG P, KONG C. Urease, invertase, dehydrogenase and polyphenoloxidase activities in paddy soils influenced by allelophatic rice variety. European Journal of Soil Biology, v. 45, 2009.

25. BETTIOL W, FERNANDES SAP, CERRI CC. Efeito do Lodo de Esgoto na Atividade Microbiana do Solo, 2006.

26. STAMAATIADIS S, DORAN JW, KETTLER T. Field and laboratory evaluation of soil quality changes resulting from injection of liquid sewage sludge. Soil Plant Science, v.49, p.1-24, 1999.

27. BUENO, JRP. Qualidade do solo após sucessivas aplicações de lodo de esgoto para o cultivo do milho, 2010.

28. FERNANDES SAP, BETTIOL W, CERRI CC. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. Applied Soil Ecology, v.30, 2005.

29. ISLAM KR, WEIL RR. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. Agriculture, Ecosystem Environment, msterdam, v. 79, 2000.

30. SULLIVAN TS, STROMBERGER ME, PASCHKE MW, IPPOLITO JA. Long-term impacts of infrequent biosolids applications on chemical and microbial properties of a semi-arid rangeland soil. Biology and Fertility of Soils, v. 42, n. 2, 2006.

31. BARDGETT GD, SAGGAR S. Effect of heavy metal contamination on the short-term decomposition of labeled (14C) in a pasture soil. Soil Biology and Biochemistry, v.26, 1994.

LANÇAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS PODEM INFLUENCIAR NA CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NA ÁGUA NO CÓRREGO DAS MARRECAS, DRACENA-SP?

Osmar Pereira da Silva Júnior[1], Letícia de Oliveira Manoel[1], Sérgio Luis de Carvalho[1]

[1]Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – UNESP
E-mail: jucaportugues@hotmail.com

Resumo
Objetivou-se, com este estudo, avaliar a concentração de nutrientes na água do córrego das Marrecas, sob influência de lançamentos de efluentes domésticos. Foram realizadas quatro coletas no período de junho/17 a setembro/17, com periodicidade mensal em cinco pontos amostrais, na bacia hidrográfica do córrego das Marrecas, localizada no município de Dracena-SP. As análises dos parâmetros fósforo total e nitrogênio total na água, foram realizadas conforme os métodos para análises de águas potáveis e residuárias – Standard Methods for Examination of Water and Wastewater - 20th edition. Constatou-se que os valores dos nutrientes na água, excederam os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05, em todo o período amostral, principalmente no Ponto 3. Conclui-se que lançamentos de efluentes domésticos influenciam nas concentrações de nutrientes a água no córrego das Marrecas, caracterizando o ambiente aquático como contaminado e sujeito a processos de eutrofização.
Palavras-chave: Bacia Hidrográfica, Eutrofização, Recursos Hídricos, Nitrogênio, Fósforo.

CAN DOMESTIC EFFLUENT RELEASES INFLUENCE THE CONCENTRATION OF NUTRIENTS IN WATER IN THE MARRECAS STREAM, DRACENA-SP?

Abstract
The objective of this study was to evaluate the concentration of nutrients in the water of the Marrecas stream, under the influence of releases of domestic effluents. Four collections were carried out from June / 17 to September / 17, with monthly frequency in five sampling points, in the catchment area of the Marrecas stream, located in the municipality of Dracena-SP. The analysis of the parameters total phosphorus and total nitrogen in water were performed according to the methods for potable and waste water analysis - Standard Methods for Examination of Water and Wastewater - 20th edition. It was verified that the nutrient values in the water exceeded the limits established by CONAMA Resolution 357/05, throughout the sample period, mainly in Point 3. It is concluded that releases of domestic effluents influence the concentrations of nutrients to water in the creek of the Marrecas, characterizing the aquatic environment as contaminated and subject to eutrophication processes.
Keywords: Hydrographic Basin, Eutrophication, Water Resources, Nitrogen, Phosphorus.

Introdução

Todas as atividades na bacia hidrográfica de um lago, represa ou rio se refletem direta ou indiretamente na qualidade da água desses ecossistemas[1]. Entre os problemas encontrados em uma bacia hidrográfica pode – se destacar a eutrofização.

A eutrofização das águas significa seu enriquecimento por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, levando ao crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas

quanto aderidas, com consequente desequilíbrio do ecossistema aquático e progressiva degeneração da qualidade da água dos corpos hídricos[2].

O excesso de nutrientes especificamente, o nitrogênio e o fósforo, é o principal responsável pela proliferação de algas, que pode resultar no processo de eutrofização dos corpos d'água[3]. Um lago, rio ou reservatório, entretanto, pode ser naturalmente eutrofizado quando situado em área fértil com solos naturalmente enriquecidos de nutrientes. Em muitos lagos, rios e represas, a água de esgoto é a principal fonte, uma vez que esgotos não tratados ou aqueles tratados somente por métodos convencionais ainda contêm nitrogênio (25-40 $mg.L^{-1}$) e fósforo (6-10 $mg.L^{-1}$)[1].

Outro impacto negativo da eutrofização é a possibilidade de crescimento de bactérias devido ao aumento da matéria orgânica que serve de substrato com ocorrência de sabor e odor provocados por algumas espécies de algas e aumento na deposição de ferro e manganês[4].

Smith & Schindler[5] destacaram a eutrofização como o maior problema da atualidade em corpos de água superficiais, considerando-a como um dos exemplos mais visíveis das alterações ocasionadas pelo homem à biosfera.

Von Sperling[6] enfoca o processo de eutrofização principalmente em lagos e represas, mas salienta que ele pode ocorrer também em rios, embora seja menos frequente devido as condições ambientais serem mais desfavoráveis para o crescimento de algas e outras plantas, como turbidez e velocidades elevadas das águas.

A maioria dos estudos realizados procura enfocar a exportação de nutrientes de bacias de drenagem, analisando a relação entre o uso da bacia de drenagem e a exportação de nitrogênio e fósforo. Neste contexto, as análises da concentração de nutrientes na água em córregos localizados próximos a área urbana são essenciais para realização do monitoramento do recurso hídrico, uma vez, que este recurso é de suma importância para a sociedade, e por se tratar de uma área que fica vulnerável à ação antrópica.

Dessa forma, o objetivo deste estudo foi avaliar a concentração de nutrientes na água do córrego das Marrecas, no município de Dracena – SP, sob influência de lançamentos de efluentes domésticos, visando definir medidas de preservação e conservação dos recursos hídricos.

Métodos

Realizou-se quatro campanhas com periodicidade mensal, no período de junho/17 a setembro/17, em cinco pontos amostrais localizados na bacia hidrográfica do córrego das Marrecas, no município de Dracena, região oeste do Estado de São Paulo. A bacia hidrográfica do córrego das Marrecas possui sua nascente no município de Dracena-SP e sua foz na margem esquerda do Rio Paraná, no município de Panorama-SP (Figura 1).

Em suas margens foram observadas áreas de desmatamento da vegetação nativa, erosão do solo, despejo de resíduos sólidos, indícios de lixiviação e a existência de um lançamento de efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do município de Dracena - SP.

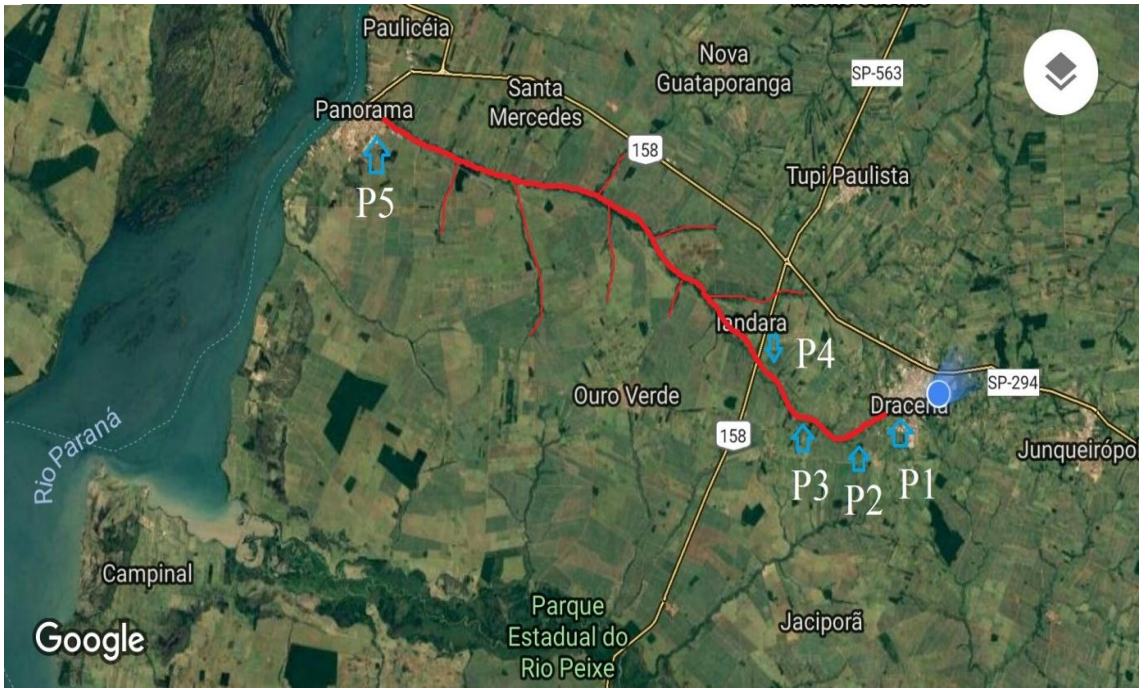


Figura 1. Localização das áreas amostrais na bacia hidrográfica do córrego das Marrecas, Dracena-SP[7].

Na Tabela 1 apresenta a localização das áreas amostrais na bacia hidrográfica do Córrego das Marrecas, município de Dracena – SP.

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos pontos de amostragem

Pontos de Amostragem	Descrição da Localização	Coordenadas Geográficas	
		Latitude	Longitude
P1	Nascente do córrego das Marrecas	S 21° 29' 27,7"	W 51° 32' 18,1"
P2	Antes do lançamento de efluente tratado da ETE	S 21° 29' 52,4"	W 51° 33' 19,9"
P3	Lançamento do efluente tratado da ETE	S 21° 30' 11,8"	W 51° 33' 53,4"
P4	Jusante da ETE	S 21° 29' 19,5"	W 51° 36' 46,2"
P5	Foz do córrego das Marrecas	S 21° 21' 04,2"	W 51° 51' 05,0"

As coletas foram realizadas no período matutino, utilizando frascos âmbar de 1L previamente lavados e secos à temperatura ambiente. Para a análise de Nitrogênio total (N) e Fósforo total (P) foi utilizado à metodologia de análise da digestão de ácido persulfato seguido de espectrofotometria pelo aparelho HACH modelo DR2500, de acordo com os Métodos para as Análises de Águas Potáveis e Residuárias – Standard Methods for Examination of Water and Wastewater[8], e comparadas com a Resolução CONAMA nº 357/2005.

As amostras de água foram encaminhadas em caixas térmicas contendo gelo para o Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (UNESP) e para o Laboratório do Departamento de Água e Esgoto da Prefeitura Municipal de Ilha Solteira-SP, onde foram realizadas as análises.

Resultados

O fósforo total é considerado um dos melhores indicadores do conteúdo de nutrientes em qualquer ecossistema[9], e sabe-se que o lançamento de elevadas concentrações de nutrientes (N e P) em cursos de água superficiais causa a diminuição dos níveis de oxigênio e o aumento da

biomassa algal originada no corpo receptor decorrente do processo de eutrofização[10], além de ocasionar problemas como gosto e odor, declínio da pesca, mortandade de peixes, obstrução de cursos d'água e efeitos tóxicos sobre animais e seres humanos[11].

Em águas naturais, que não foram submetidas a processos de poluição, a quantidade de fósforo total varia de 0,005 a 0,020 $mg.L^{-1}$ [12], enquanto que nas estações amostrais avaliadas a concentração variou de 0,23 $mg.L^{-1}$ (Ponto 2) em julho/17 a 8,5 $mg.L^{-1}$ (Ponto 3) em setembro/17, acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para corpos d'água de classe 2, que é de até 0,1 $mg.L^{-1}$ (Figura 2).

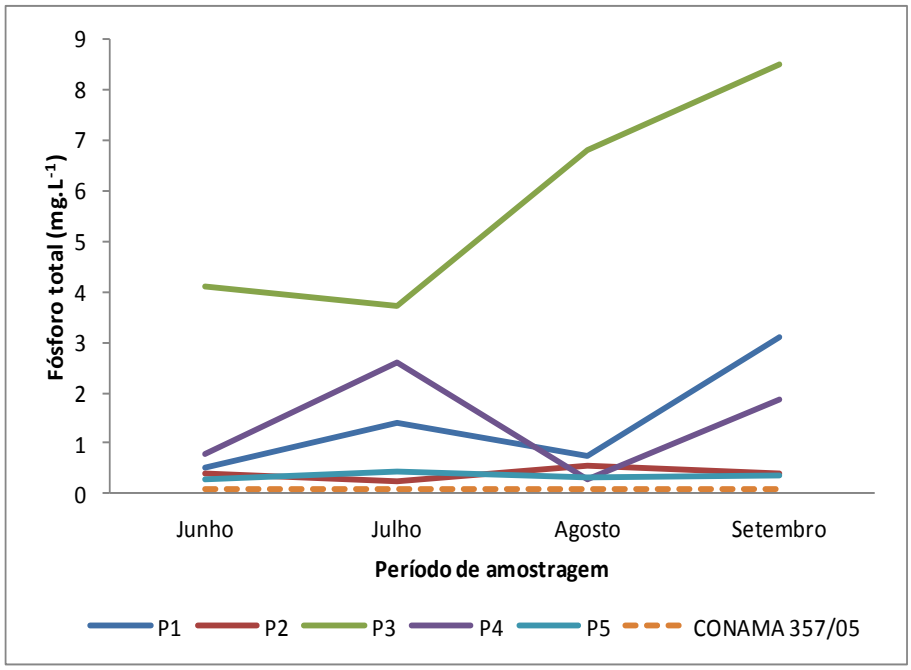


Figura 2. Concentrações de fósforo total entre junho/17 a setembro/17 nos pontos amostrais na bacia hidrográfica no córrego das Marrecas, município de Dracena – SP.

Em relação ao nitrogênio total, atualmente os padrões estabelecidos para qualidade de corpos d'água são relacionados à amônia, nitrito e nitrato. Cabe aos estados definir o padrão de nitrogênio total em casos específicos, onde o corpo receptor é susceptível à eutrofização ou em casos especiais[13]. Notou-se valores elevados principalmente nos Pontos 1, 3 e 4 acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para corpos d'água de classe 2, que é de até 3,7 $mg.L^{-1}$. Vale ressaltar que nos pontos 2 e 5, apresentaram valores de acordo com o permitido pela Resolução CONAMA 357/05 durante o período amostral (Figura 3).

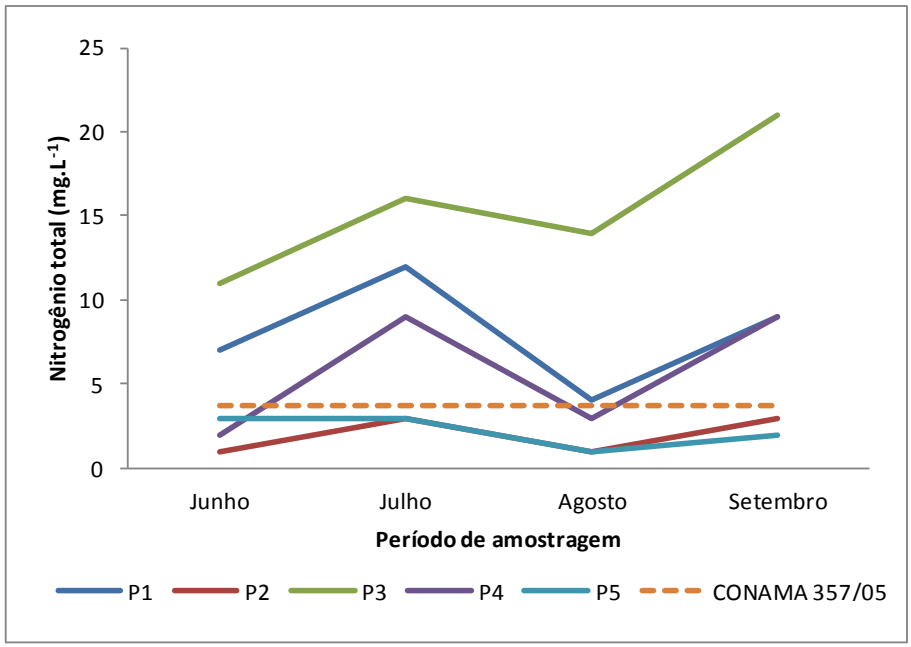


Figura 3. Concentrações de nitrogênio total entre junho/17 a setembro/17 nos pontos amostrais na bacia hidrográfica no córrego das Marrecas, município de Dracena – SP.

Discussão

A forma pela qual os seres humanos usam e ocupam o solo tem implicação na qualidade da água. O despejo de efluentes domésticos contribuem negativamente na qualidade da água, pois introduzem compostos que podem alterar as características do curso hídrico[14]. Notou-se em campo, o lançamento de esgotos clandestinos no córrego, próximo aos pontos amostrais 1, 2 e 5, visto que esses pontos se encontram em área urbanizada, o que contribuiu para uma elevação dos teores de fósforo e nitrogênio no meio aquático.

A evolução dos sistemas de tratamento de efluentes não disponibiliza tecnologias consideradas completamente eficientes para a remoção de nutrientes[15]. Ainda há necessidade de aprimorar alternativas de incremento e melhoria dos resultados, levando em consideração a viabilidade econômica do processo[16]. Neste sentido, observou-se que no Ponto 3, localizado na área de lançamento do efluente tratado da ETE, apresentou as maiores concentrações de nutrientes na água, em relação aos demais pontos amostrais.

A partir dos resultados obtidos, pode-se observar que o padrão observado no presente estudo, principalmente com relação ao aumento nas concentrações de N, P como indicativo da presença de esgoto doméstico, corroboram com estudos realizados por Sant'Anna et al.[17] na região estuarina do Rio Itanhaém (litoral centro-sul paulista) circundada por área urbana no município de Itanhaém, e Alberto & Ribeiro Filho[18] rio Camandocaia, localizada na bacia hidrográfica do rio Piracicaba.

Por fim, a qualidade dos principais corpos d'água do município de Dracena-SP é um importante fator na qualidade de vida da população, uma vez que um manancial contaminado pode trazer sérios problemas aos indivíduos que residem próximos dele. Neste sentido, recomenda-se a melhoria no tratamento do efluente doméstico antes do seu lançamento no córrego, levantamento e eliminação dos esgotos clandestinos, tornando-os parte do sistema de esgoto municipal, além da implantação de um plano de monitoramento contínuo da qualidade da água na bacia hidrográfico do córrego das Marrecas.

Conclui-se que lançamento de efluentes domésticos influenciam nas concentrações de nutrientes no córrego das Marrecas-SP, caracterizando o ambiente aquático como contaminado e sujeito a processos de eutrofização.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado do primeiro autor.

Conflito de interesses

Os autores declaram não haver qualquer potencial conflito de interesse que possa interferir na imparcialidade deste trabalho científico.

Referências

1. Matsumura-Tundisi T, Tundisi JG. Lagos e reservatórios. Qualidade da água: O impacto da eutrofização. Instituto internacional de ecologia, v. 3, 28p., 2002.

2. Figueirêdo MDB, Teixeira AS, Araújo LFP, Rosa MF, Paulino WD, Mota S, et al.. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000400006.

3. BarrosAML. Aplicação do modelo Moneris à bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco. Recife: UFPE, 2008. 193 f. Dissertação.

4. Richter CA, NettoJ MA. Tratamento de água: tecnologia atualizada. São Paulo: Edgar Blücher, 2005.

5. Smith V H, Schindler DW. Eutrophication science: where do we go from here? Trends in Ecology and Evolution 24: 201-207. 2009.

6. Von Sperling, M. V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1996. 243p.

7. Google Maps. Córrego das Marrecas – SP. Disponível em: <https://www.google.com.br/maps/@21.3913745,51.691251,32279m/data=!3m1!1e3>. Acesso em: 06 fev 2018.

8. APHA – Aamerican Public Health Association, Awwa - American Water Works Association, Wef – Water Environmental Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20 ed. Washington, 1998.

9. Santi GM, Furtado CM, Menezes RS, Keppeler EC. Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores de qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, Brasil. Ecologia Aplicada, v. 11, n. 1, p. 23-31, 2012. DOI: http://dx.doi.org/10.21704/rea.v11i1-2.422.

10. Chernicharo CAL. (Coordenador). Pós-tratamento de efluentes anaeróbios. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. 544p.

11. Von Sperling MV. Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, Minas Gerais, 2005. 425p.

12. EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Indicadores da qualidade da água. Disponível em: <http://www.embrapa.com.br> 28 out. 2002.

13. Bernardi I. Avaliação e monitoramento da qualidade da água em pisciculturas em tanques-rede em um braço do Rio Grande, no reservatório de Ilha Solteira/SP. Ilha Solteira: UNESP, 2018. 101f. Dissertação.

14. Von Sperling M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Estudos e modelagem da qualidade da água de rios - v.7. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte: Imprensa Universitária da UFMF, 2007. 588p.

15. Fleck L, Eyng E, Tavares MHF. Remoção biológica de nitrogênio em efluentes líquidos: uma revisão. Revista EIXO, Brasília-DF, v. 4, n. 2, p. 77-88, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.19123/eixo.v4i2.293.

16. Saraiva L B, Koetz PR. Avaliação da remoção de nutrientes em efluente de parboilização de arroz. Revista Brasileira de Agrociência, v. 8, n. 3, p. 259-264, 2002. DOI: http://dx.doi.org/10.18539/cast.v8i3.459.

17. Sant´anna EB, Camargo AFM, Bonocchi KSL. Effects of domestic sewage discharges in the estuarine region of the Itanhaém River basin (SP, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia, v. 19, n. 2, p. 221-232, 2007.

18. Alberto A, Ribeiro Filho G. Influência do despejo de esgoto doméstico nas características limnológicas do rio Camandocaia, bacia hidrográfica do rio Piracicaba, Estado de São Paulo. 2012. Acta Scientiarum. Biological Sciences, 34(2). DOI: 10.4025/actascibiolsci.v34i2.6708.

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO) COMO PARÂMETRO DE POLUIÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DAS MARRECAS-SP.

Osmar Pereira da Silva Junior[1], Letícia de Oliveira Manoel[1], Sérgio Luiz de Carvalho[1], Alexandre Teixeira de Souza[1]

[1] Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Resumo

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) corresponde à quantidade de oxigênio necessária para que ocorra a oxidação da matéria orgânica biodegradável sob condições aeróbicas num determinado período de tempo, é expressa geralmente em $mg.L^{-1}$. Sua introdução em corpos hídricos se dá de maneira natural e antrópica, a resolução CONAMA estabelece um valor de DBO não superior a 5 $mg.L^{-1}$. Portanto, objetivou-se com o presente trabalho avaliar as concentrações de DBO na bacia hidrográfica Córrego das Marrecas no município de Dracena – SP, durante o período de abril/17 a setembro/17, em cinco pontos de amostragem. Com base nos resultados obtidos, conclui-se que o Córrego das Marrecas está recebendo matéria orgânica acima da sua capacidade de autodepuração, sendo que em todo período amostral os valores de DBO, foram acima dos estabelecidos na resolução CONAMA 357/05.

Palavras-chave: recursos hídricos, drenagem urbana, matéria orgânica, autodepuração, demanda bioquímica de oxigênio.

BIOCHEMICAL OXYGEN DEMAND (BOD) AS A POLLUTION PARAMETER IN THE STREAM OF MARRECAS-SP HYDROGRAPHIC BASIN

Abstract

Biochemical Oxygen Demand (BOD) corresponds to the amount of oxygen required for the oxidation of biodegradable organic matter under aerobic conditions over a given period of time, is expressed in $mg.L^{-1}$. Its introduction into water bodies occurs naturally and anthropically, the CONAMA resolution establishes a BOD value of no more than 5 $mg.L^{-1}$. Therefore, the objective of this work was to evaluate the concentrations of BOD in the Stream of Marrecas watershed in the municipality of Dracena, SP, during the period from April / 17 to September / 17, at five sampling points. Based on the results obtained, it is concluded that the Stream of Marrecas is receiving organic matter above its self-purification capacity, and in all sampling periods the BOD values were higher than those established in CONAMA Resolution 357/05.

Key words: water resources, urban drainage, organic matter, autodepuration, biochemical oxygen demand

Introdução

Dentre os recursos naturais fundamentais, a água é o que apresenta maior destaque, pois sua disponibilidade é fundamental a todas as espécies, compreendendo tanto a sua qualidade como a sua quantidade. A qualidade da água está relacionada ao tipo de uso e deve ser mantido um constante monitoramento de suas qualidades físicas, químicas e biológicas a fim de impedir danos ao sistema aquático e, em última análise, à saúde humana[1].

O monitoramento ambiental em bacias hidrográficas procura analisar aspectos relevantes que permitam caracterizar as mudanças que ocorrem no uso e ocupação do solo, tornando possível avaliar os efeitos das atividades humanas sobre os ecossistemas[2]. A importância do monitoramento da qualidade dos recursos hídricos em uma bacia reside no fato de que, a partir das informações coletadas, se pode inferir sobre a condição ambiental da bacia hidrográfica como um todo[3].

Uma das maneiras de avaliar o grau de poluição de um corpo hídrico é a quantificação da matéria orgânica existente, ela é uma característica de primordial importância, sendo a causadora do principal problema de poluição das águas: o consumo do oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica[4].

Um dos fatores que contribui para o aumento de matéria orgânica em corpos hídricos é a urbanização, provocando a impermeabilização do solo, essa impermeabilização tem como consequência lavagem das superfícies urbanas contaminadas com diferentes componentes orgânicos e metais, resíduos sólidos representados por sedimentos erodidos pelo aumento da vazão (velocidade do escoamento) e lixo urbano depositado ou transportado para a drenagem, esgoto cloacal que não é coletado e escoa através da drenagem[5]. Segundo o mesmo autor a carga de contaminação dos três primeiros itens pode ser superior à carga resultante do esgoto cloacal sem tratamento.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) sempre foi caracterizada como um dos principais parâmetros de qualidade da água. É definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica biodegradável, sob condições aeróbicas, ou seja, avalia a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) em $mg.L^{-1}$ de O_2, que será consumido pelos organismos aeróbios ao degradarem a matéria orgânica[6]. Portanto, a DBO, é a variável da qualidade da água que, de certa forma quantifica a poluição orgânica pela depleção do oxigênio, que poderá conferir condição anaeróbica ao sistema aquático[6].

O objetivo do trabalho foi avaliar a poluição na bacia hidrográfica do Córrego das Marrecas, no município de Dracena-SP, utilizando como parâmetro a concentração de DBO.

Métodos

Realizou-se seis coletas com periodicidade mensal, no período de abril/17 a setembro/17, em cinco pontos amostrais localizados na bacia hidrográfica do córrego das Marrecas, no município de Dracena, região oeste do Estado de São Paulo. A bacia hidrográfica do córrego das Marrecas possui sua nascente no município de Dracena-SP e sua foz na margem esquerda do Rio Paraná, no município de Panorama-SP (Figura 1). Em seu percurso natural, foi identificada ausência de vegetação e indícios de vazamento nas redes coletoras de efluentes domésticos que podem comprometer a qualidade da água.

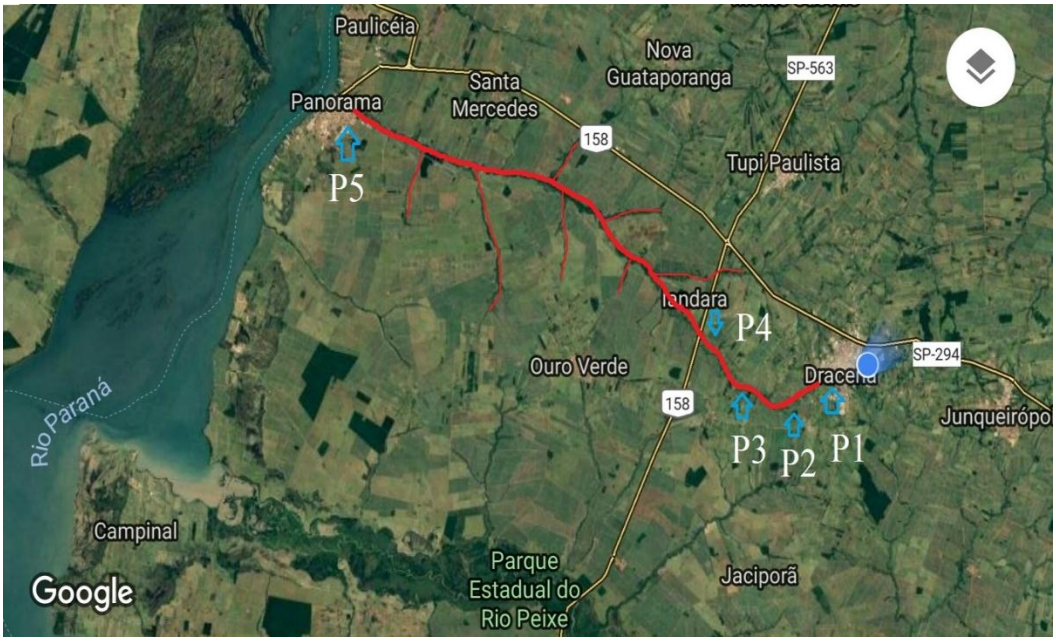


Figura 1. Localização das áreas amostrais na bacia hidrográfica do Córrego das Marrecas, Dracena-SP[7]

A Tabela 1 apresenta a localização das áreas amostrais na bacia hidrográfica do Córrego das Marrecas, município de Dracena – SP.

Tabela 1. Descrição dos pontos de amostragem do Córrego das Marrecas - SP e suas respectivas coordenadas geográficas

Pontos de Amostragem	Descrição da Localização	Coordenadas Geográficas	
		Latitude	Longitude
P1	Nascente do Córrego das Marrecas	S 21° 29' 27,7"	W 51° 32' 18,1"
P2	Montante do lançamento de efluente tratado da ETE	S 21° 29' 52,4"	W 51° 33' 19,9"
P3	Lançamento do efluente tratado da ETE	S 21° 30' 11,8"	W 51° 33' 53,4"
P4	Jusante da ETE	S 21° 29' 19,5"	W 51° 36' 46,2"
P5	Foz do Córrego das Marrecas	S 21° 21' 04,2"	W 51° 51' 05,0"

Foi coletado 1L de amostra de água superficial em cada ponto de amostragem do Córrego das Marrecas utilizando baldes graduados. As amostras foram armazenadas em frascos âmbar devidamente lavados e secos à temperatura ambiente. Para a análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foi utilizado o método respirométrico/manométrico – OXITOP, de acordo com os Métodos para as Análises de Águas Potáveis e Residuárias – Standard Methods for Examination of Water and Wastewater[8], e comparadas com a Resolução CONAMA nº 357/2005[9].

As amostras de água foram encaminhadas em caixas térmicas contendo gelo para o Laboratório de Saneamento do Centro Universitário de Adamantina para a realização das análises.

Resultados

Para um ambiente em equilíbrio espera-se que haja altos valores de OD e baixos valores de DBO. De acordo com a Resolução CONAMA 357/05, os limites máximos aceitáveis para DBO, nas classes 2 e 3 são 5 e 10 mg L^{-1}, respectivamente.

Na Figura 2 é possível observar que, no período estudado, os valores de DBO apresentaram-se acima do limite estabelecido pela legislação, para corpos d'água de classe 2, que é 5 $mg.L^{-1}$, em todos pontos amostrais

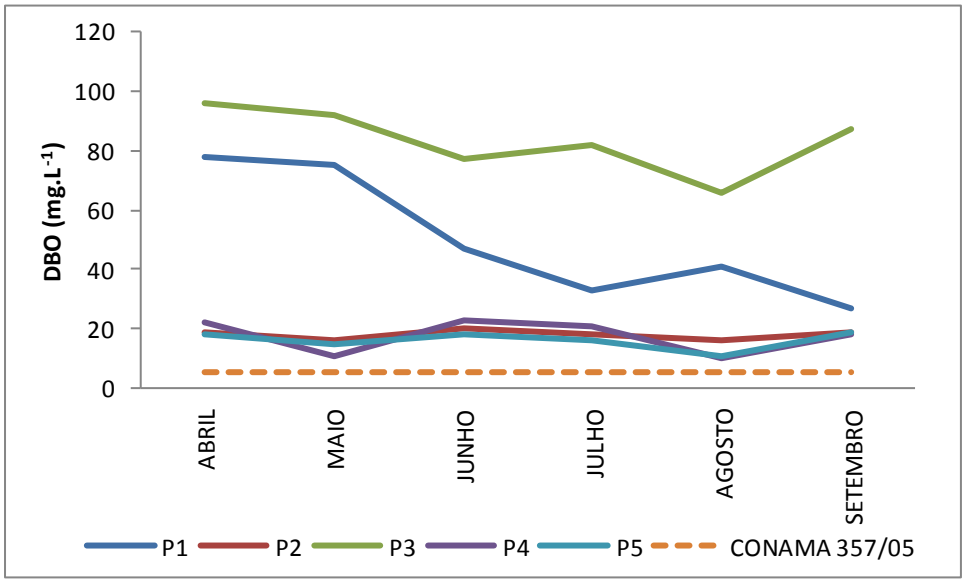


Figura 2. Concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) nos pontos de amostragem na bacia hidrográfica do córrego das Marrecas, município de Dracena - SP.

Discussão

Os teores de DBO nos pontos estudados apresentaram oscilações entre 10 $mg.L^{-1}$ (Ponto 4) a 96 $mg.L^{-1}$ (Ponto 3), nos meses de agosto/17 e abril/17, respectivamente.

Em relação ao menor valor de DBO no Ponto 4, acredita-se que este ponto apresente boa capacidade de autodepuração e que, na região à montante, próxima ao ponto de coleta das amostras, não tenha havido lançamento significativo de efluentes com altas concentrações de matéria orgânica no mês de agosto/17.

Observou-se maior concentração de DBO no ponto 3 (abril/17) com 96 $mg.L^{-1}$. Provavelmente, o escoamento superficial promovida pelo período chuvoso (74,9mm)[10], nos três dias que antecederam o dia da coleta, contribuiu para esse valor elevado de DBO, devido ao arraste de matéria orgânica proveniente de animais em decomposição, fezes de animais, além de estar localizado pontualmente na área de lançamento do efluente da Estação de Tratamento de Esgoto municipal (ETE).

Segundo Manoel[11] na microbacia hidrográfica do Córrego Caçula, no município de Ilha Solteira-SP, os resultados médios observados no período chuvoso apresentaram concentrações de DBO máxima, inferiores aos resultados obtidos para o período seco. Isso ocorreu, provavelmente, devido à diluição promovida pelo período chuvoso e a baixa vazão dos córregos na seca, onde a atividade autodepurativa é diminuída neste período. Resultados semelhantes foram encontrados por Barros e Souza[12] no Córrego André, no município de Mirassol D'oeste - MT.

Entretanto, no presente trabalho, o contrário foi observado, sendo que principalmente no Ponto 3, localizado no lançamento do efluente tratado da ETE, os maiores valores foram observados no período chuvoso, podendo estar relacionado com a menor eficiência da ETE na remoção de matéria orgânica neste período. De acordo com Silva Filhos[13], enxurradas provocadas no período chuvoso reduzem ou anulam temporariamente a eficiência das lagoas de tratamento de esgoto, que é o caso da ETE de Dracena, composta por um sistema de lagoas. Valores elevados de DBO em águas superficiais também foram apresentados por Vasco et al.[14] na sub-bacia

hidrográfica do Rio Poxim, em Sergipe, apresentando valores entre 12,5 a 17,8 mg L^{-1} no período chuvoso e 14,4 a 29,8 mg L^{-1} no período seco.

Marques et al.[15] avaliaram a qualidade de água na bacia hidrográfica do Rio São Francisco e, no Rio Jacaré, município de Poço Redondo, e obtiveram concentrações de DBO, superiores (4,90 a 110,00 mg.L^{-1}) ao do córrego estudado.

Conclusão

Conclui-se que o córrego das Marrecas está recebendo matéria orgânica acima da sua capacidade de autodepuração, sendo que em todo período amostral os valores de DBO estavam acima dos estabelecidos na resolução CONAMA 357/05.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado que um dos autores recebeu.

Conflito de interesses

Os autores declaram não haver qualquer potencial conflito de interesse que possa interferir na imparcialidade deste trabalho científico.

Referências

1. Sardinha DS, Conceição FT, Souza ADG, Silveira, A.J M; Gonçalves JCSI. (2008) Avaliação da Qualidade da Água e Autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP) Engenharia Sanitária e Ambiental 13: 329-338.

2. Bertossi APA, Cecílio RA, Neves MA, Garcia GO. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no sul do Espírito Santo. Revista Árvore, Viçosa – MG, v. 37, n. 1, p. 107-117, 2013.

3. Queiroz MMF et al. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, v.5, n.4, p. 200-210, 2010.

4. Von Sperling M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1996.

5. Tucci CEM. Drenagem Urbana. Ciência e Cultura. São Paulo. V. 55, n.4, 2003.

6. Lima SL, Izario Filho HJ, Chaves FJM. Determinação de demanda bioquímica de oxigênio para teores ≤ 5 mg. L^{-1} O_2. Revista Analytica, p.52-57, n.25, 2006.

7. Google Maps. Estação de Tratamento de Esgoto de Dracena – SP. Disponível em: < https://www.google.com.br/maps/@ 21.49787651.5554313,423m/data=!3m1!1e3>. Acesso em: 26 maio 2018.

MAPEAMENTO DA MUDANÇA DO USO E COBERTURA DA TERRA NA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA NOS ÚLTIMOS 30 ANOS USANDO SENSORIAMENTO REMOTO E SIG

Rosana Amaral Carrasco[1], Lucas Prado Osco[1], Rejane Ennes Cicerelli[2], Paulo Antônio da Silva[1], Ana Paula Marques Ramos[1]

[1] Universidade do Oeste Paulista – Presidente Prudente-SP – Brazil, [2] Universidade de Brasília – Brasília-DF – Brazil.
E-mail: carrascorosana@yahoo.com.br

Resumo

Esse trabalho tem como objetivo testar se houve alteração no uso e cobertura da terra na região do Pontal do Paranapanema ao decorrer de 30 anos, por meio do uso de imagens de satélite e software de sistema de informação geográfica. Landsat 5 TM e Landsat 8 OLI. Foram empregadas ferramentas de geoprocessamento e técnicas de sensoriamento remoto, em uma análise temporal no período de 1987 e 2017. As imagens de satélite utilizadas foram Landsat 5 TM (ano 1987) e Landsat 8 OLI (ano de 2017). O método contempla a coleta das imagens no intervalo de 30 anos, processamento dos dados, extração do uso e cobertura da terra por meio do classificador Máxima Verossimilhança. Para representar a mudanças temporal do uso e cobertura da terra fez-se um mapa Imagem-Diferença. Concluímos que houve mudança no uso e ocupação da terra, resultando em um aumento nas áreas referentes às classes corpo d'água (71,3%), vegetação arbórea (13,3%), cultura (44,9%) e solo exposto (29,9%), e uma diminuição na classe de pastagem (22,5%).

Palavras-chave: uso e cobertura da terra, processamento digital de imagens, detecção de mudança, SIG, Pontal do Paranapanema.

MAPPING OF LAND USE CHANGE AND LAND COVER IN THE PONTAL DO PARANAPANEMA REGION OVER THE LAST 30 YEARS USING REMOTE SENSING AND GIS

Abstract

This work aims to test if there was a change in land use/ land cover in the region of the Pontal do Paranapanema over the last 30 years using satellite images and GIS software. We adopted geoprocessing tools and remote sensing techniques to perform a temporal analysis in the period between 1987 and 2017. The satellites images used were Landsat 5 TM (1987 year) and Landsat 8 OLI (2017 year). The method consists of the collection of the images in the interval of 30 years, the data processing, and the land use/ land cover change detection through the Maximum Likelihood classifier. To represent the temporal changes, we make the Image-Difference map. We concluded that had changes in land use / land cover in the Pontal do Paranapanema region over the last 30 years. We observed an increase of the extension of areas related to the water body (71,3%), tree vegetation (13,3%), crop (44,9%) and exposed soil (29,9) classes, and a decrease in pasture class (22,5%).

Keywords: land use and land cover, digital image processing, change detection, GIS, Pontal do Paranapanema.

Introdução

O Sensoriamento Remoto tem se tornado uma ferramenta indispensável para o monitoramento da superfície da Terra e diversas outras aplicações no contexto da observação da Terra. Isso porque os satélites de observação da Terra têm sido embarcados com sensores capazes

de registrar imagens cada vez melhor em resolução temporal, espectral, radiométrica e espacial. Esse avanço tecnológico associado à redução dos custos, ou mesmo disponibilização gratuita das cenas, tem feito das imagens de Sensoriamento Remoto uma fonte de dados cada vez mais utilizada em muitas aplicações que demandam o estudo do relevo, hidrografia e monitoramento dos recursos naturais.

Os estudos no contexto da análise das mudanças de uso e cobertura da terra têm crescido nos últimos anos, no intuito de compreender as dinâmicas e os processos que atuam nos diferentes espaços, e auxiliar no planejamento ambiental e definição de áreas prioritárias para recuperações e investimentos[1]. Dentre as técnicas utilizadas para o mapeamento de uso e cobertura da terra, tem-se a classificação de imagens[2], que consiste em rotular cada pixel, ou conjunto de pixels da imagem, a uma determinada classe de uso e cobertura de acordo com suas características espectrais[3]. O avanço das geotecnologias que estimulam esse cenário de desenvolvimento de novas metodologias de análise sobre como o espaço está sendo usado pelo homem e de que maneira a cobertura do solo se apresenta.

A paisagem é produto da combinação dinâmica dos elementos físicos, biológicos e antrópicos que atuam uns sobre os outros e fazem da paisagem um conjunto único e indissociável, em contínua transformação[4]. A análise espaço-temporal das mudanças de uso e cobertura da terra, além de permitir uma avaliação da história de ocupação de uma região, serve para a criação de modelos de evolução da paisagem[5]. O mapeamento da cobertura do solo é uma importante forma de conhecer os aspectos e impactos das atividades antrópicas sob o meio ambiente. Este mapeamento é de fundamental importância para a compreensão dos padrões de organização do espaço[6].

Por meio de imagens de sensoriamento remoto é possível avaliar parâmetros essenciais ao monitoramento da dinâmica do uso e ocupação de uma área de interesse[7]. Assim, aplicando a técnica Imagem-Diferença, na qual se realiza uma operação aritmética de subtração entre as imagens multiespectrais[8], pode-se identificar a detecção de mudanças, isto é, as alterações na paisagem. A partir desse tipo de análise, é possível visualizar o estado de conservação e/ou degradação ambiental de uma área. Uma ressalva importante é a possibilidade de realizar esse procedimento considerando uma série histórica, uma vez que o sistema Landsat disponibiliza um acervo de imagens de mais de 40 anos.

Nesse sentido, esse trabalho tem por objetivo verificar se houve alteração no uso e cobertura da terra na região do Pontal do Paranapanema, localizada no extremo oeste do Estado de São Paulo, sudeste do Brasil, nos últimos 30 anos.

Método

A região do Pontal do Paranapanema possui uma extensão de aproximadamente 19 mil km² e sua população é estimada em 583.703 habitantes, a qual está distribuída em 32 municípios, segundo o último Censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2010. Essa é uma região importante para o estado, visto que possui um histórico de intensa ocupação territorial[9] e exploração da terra para o desenvolvimento de atividades de pecuária e monocultura da cana-de-açúcar[10]. Para atender esse objetivo são processadas imagens dos satélites Landsat 5, sensor TM, e Landsat 8, sensor OLI.

Para analisar e interpretar a alteração do uso e cobertura do solo nos últimos 30 anos na região do Pontal, a partir de imagens orbitais, empregamos um método quali-quantitativo. Assim, as etapas que constituem esse método são coleta e compilação dos dados para a área de interesse, processamento dos dados para a elaboração dos mapas temáticos de uso e cobertura da terra, aplicação da técnica Imagem-diferença[11] entre as classificações geradas para a data de julho de 1987 e julho de 2017 e elaboração dos mapas finais. O fluxo de trabalho proposto para cumprir tais etapas encontra-se apresentado na Figura 1.

As imagens da série Landsat foram obtidas na página do Serviço Geológico dos EUA, o USGS[1] (Figura 2). Foram selecionadas imagens de julho de 1987 (LANDSAT 5) e julho de 2017 (LANDSAT 8 OLI/TIRS) que recobrem toda a região Pontal do Paranapanema. Um total de quatro cenas foi utilizado em cada ano de estudo. As imagens foram selecionadas na estação do inverno, pois é a estação com menor probabilidade de nuvens.

Não houve necessidade de pré-processamento das imagens para corrigir distorções de ordem geométrica ou radiométrica nas cenas, pois o USGS tem um serviço denominado 'on demand' (Figura 2), pelo qual se pode solicitar imagens em refletância de superfície e na projeção Universal Transverso de Mercator – UTM, hemisfério sul[12]. Fez-se, em seguida, o recorte das bandas multiespectrais usando um arquivo vetorial com o limite da área do Pontal como máscara de recorte. E, então, a composição colorida RGB para o sensor TM RGB (3,2,1) e o sensor OLI (4,3,2).

Para a classificação das imagens, adotou-se o método supervisionado por pixel de Máximo Verossimilhança, o qual foi processado no Sistema de Informação Geográfica (SIG) Spring 5.2.2. Elaborou-se uma chave de interpretação para a área de estudo, a qual revelou um total de cinco classes temáticas: corpo d'água, vegetação arbórea, cultura, pastagem e solo exposto. Portanto, foram coletadas amostras de treinamento em cada uma dessas classes para treinar o algoritmo de classificação. O treinamento foi realizado considerando uma área mínima de 20 pixels em cada classe, e um mínimo de cinco amostras por classe temática. A escala de visualização utilizada na amostragem foi aproximadamente 1:25.000, e um limiar de 100% de aceitação foi adotado para a classificação.

A classificação por Máximo Verossimilhança assume que para cada classe, em cada banda, ocorre uma distribuição normal baseada nas amostras coletadas pelo analista, de modo que é calculado a probabilidade de o pixel pertencer a uma determinada classe[13]. Este método considera a ponderação das distâncias entre as médias dos valores dos pixels das classes utilizando parâmetros estatísticos. Assim, assume-se que todas as bandas possuem distribuição normal e calcula a probabilidade de um dado pixel pertencer a uma classe específica[14]. Com isso, para que a classificação por Máximo Verossimilhança seja precisa, é necessário um número razoável de pixels (em torno de 20 pixels) por amostra de treinamento, esse número permite uma base segura para tratamento estatístico[15].

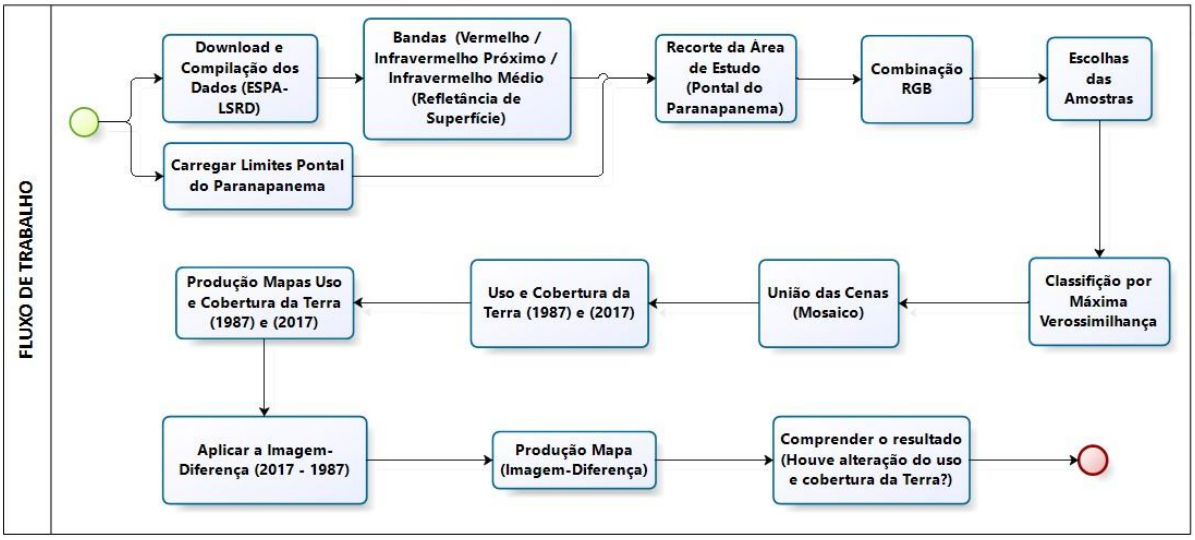


Figura 1. Fluxo de trabalho para a detecção de mudança no uso e cobertura da terra utilizando imagens orbitais.
Fonte: A autora (2018).

[1] Disponível em: < https://espa.cr.usgs.gov/ordering/new/>

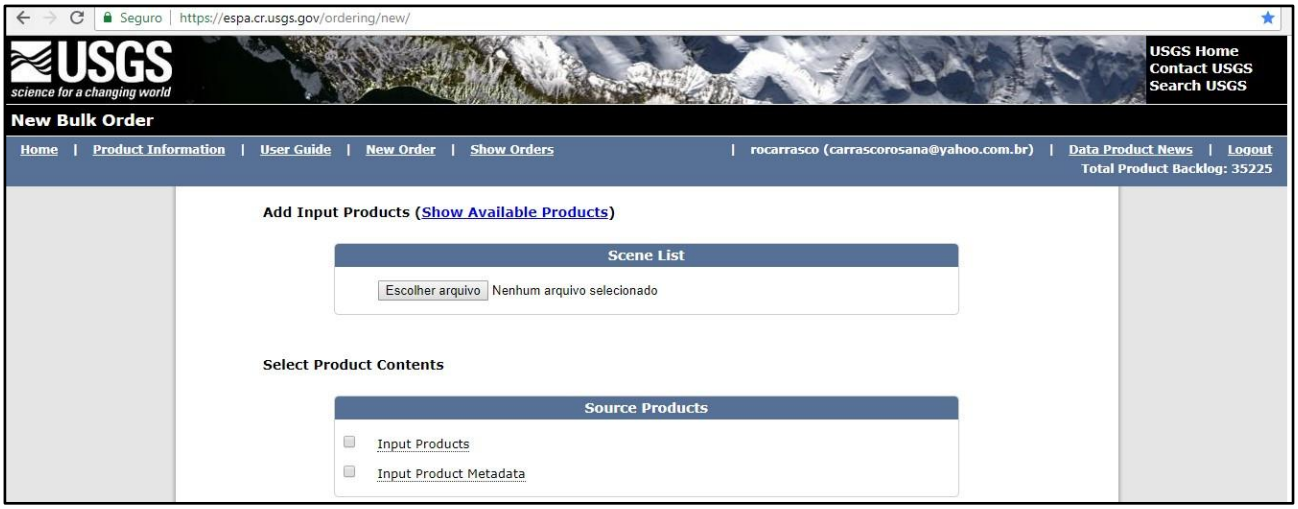


Figura 2. Coleta das Imagens Landsat 5 (1987) e Landsat 8 (2017).
Fonte: **https://espa.cr.usgs.gov/ordering/new/**

Para validar a classificação, utilizou-se um conjunto de 100 pontos distribuídos aleatoriamente sobre a área de estudo, e se calculou a matriz de confusão. Assim, obteve-se tanto o valor do índice global da classificação quanto o índice Kappa. Cabe ressaltar que, para o ano de 2017, utilizou-se imagens da Planet Scope, de resolução espacial de aproximadamente 3 metros, para auxiliar na confirmação do uso e cobertura dos pontos de validação, quando necessário.

Produzimos no ESRI ArcGIS 10.2 dois mapas de uso e cobertura da terra da região do Pontal do Paranapanema, um para o ano de 1987 e outro para 2017. A detecção de mudança no uso e cobertura dessa região foi obtida pela aplicação da técnica da Imagem-Diferença no SIG ArcGIS. Assim, pode-se comparar tanto os mapas produzidos em diferentes períodos quanto analisar se houve mudança de 1987 para 2017. A subtração entre imagens, também chamada de álgebra de imagens, é uma técnica que permite efetuar operações entre imagens ou entre bandas de uma mesma imagem, e com isso realçar as feições de interesse[16].

Resultados

Os resultados apresentados na Figura 3 permitem constatar que houve uma mudança no uso e ocupação da terra na região do Pontal do Paranapanema nos últimos 30 anos. Nota-se que estas mudanças foram bem distribuídas ao longo da região em estudo. Com a finalidade de desenvolver uma análise quantitativa sobre tal mapa foi calculada a área, em quilômetros quadrados (Km²) e em porcentagem (%), que foi e não foi modificada nesse período de 1987 a 2017, como apresentado na Tabela 1 abaixo.

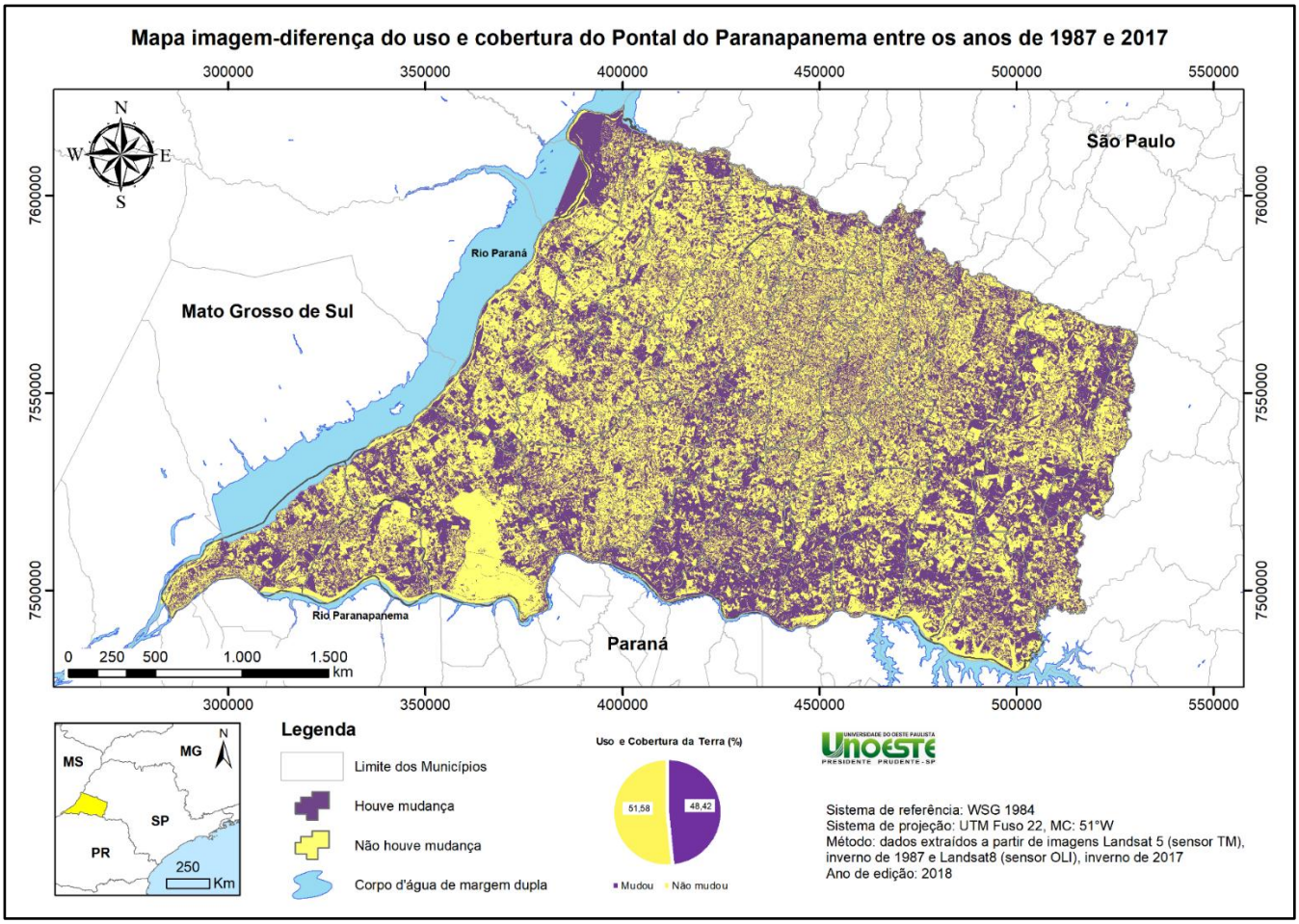


Figura 3. Mapa Imagem-Diferença entre os anos 1987/2017.
Fonte: A autora (2018).

Tabela 1. Quantificação das áreas do Pontal onde ocorreram e não ocorreram mudanças no uso e cobertura da terra no período entre 1987 e 2017.

Descrição das áreas	Extensão em Km²	Quantificação em %
Áreas onde houveram mudanças no uso e cobertura da terra	8.900,329	48,42
Áreas onde não houveram mudanças no uso e cobertura da terra	9.480,073	51,58

Fonte: A autora (2018).

Aproximadamente 48% da área do Pontal (Tabela 1) sofreu algum tipo de alteração em seu uso e cobertura, e isso corresponde a uma extensão de aproximadamente 9.000Km². Tais resultados sugerem que, ao longo dos 30 anos, a região do Pontal do Paranapanema passou por grandes alterações e aplicações de usos diferentes. Para melhor compreender esse cenário de alterações, fez-se uma análise quali-quantitativa nos mapas dos dois períodos de estudo, 1987 (Figura 4) e 2017 (Figura 5). A análise quantitativa consistiu em calcular a área de cada classe temática, isto tanto em quilômetros quadrados (Km²) como em porcentagem (%), como mostra a Tabela 2.

Para o ano de 1987 (Figura 4), verificou-se que as classes de pastagem e cultura são as de maior representatividade territorial do Pontal do Paranapanema, tomando cerca de 83% da região. As demais classes somam cerca de 17% da área do Pontal apenas. O valor da índice global e índice Kappa obtido nessa classificação foi superior a 91% e 0,84, respectivamente.

Tabela 2. Uso e ocupação do Pontal do Paranapanema em 1987 e 2017 (Km² e %).

Classes de uso e cobertura da terra	1987		2017	
	Km²	Porcentagem	Km²	Porcentagem
Corpo d'água	381,831	2,1%	654,409	3,6%
Vegetação arbórea	1.333,545	7,3%	1.511,798	8,2%
Cultura	3.850,853	20,9%	5.582,269	30,4%
Pastagem	11.474,859	62,4%	8.895,862	48,4%
Solo exposto	1.340,569	7,3%	1.741,729	9,5%
Total	18.381,658	100%	18386,068	100,0%

Fonte: A autora (2018).

A análise para o ano de 2017 (Figura 5) revelou que aproximadamente 80% do Pontal é ocupado pelas classes de pastagens e cultura. Houve um baixo crescimento das classes referente às áreas de corpo d'água, vegetação arbórea e solo exposto. O valor da índice global e índice Kappa obtido nessa classificação foi, respectivamente, 87% e 0,82.

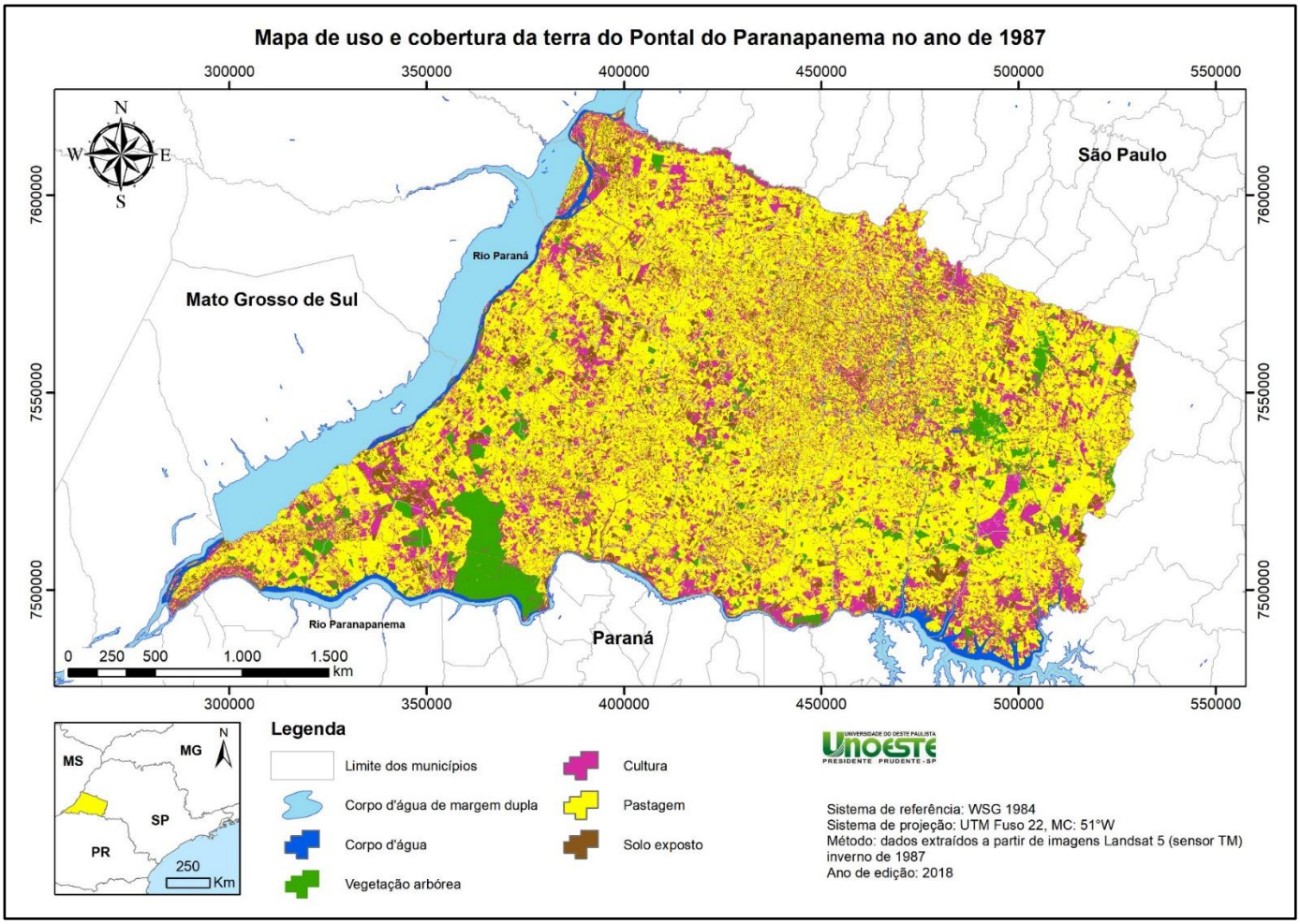


Figura 4. Mapa de Uso e Cobertura da Terra do Pontal do Paranapanema no ano de 1987.
Fonte: A autora (2018).

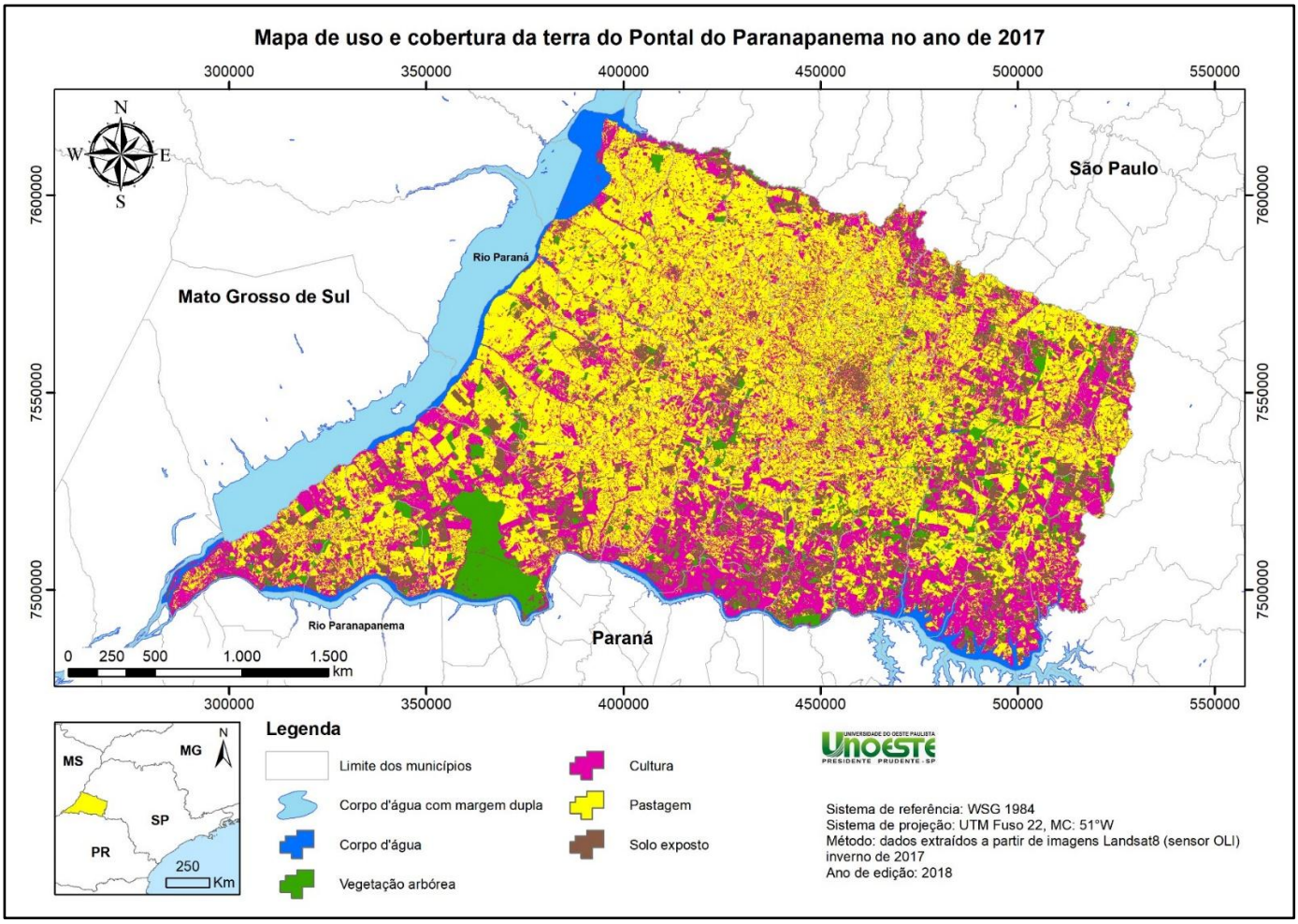


Figura 5. Mapa de Uso e Cobertura da Terra do Pontal do Paranapanema no ano de 2017.
Fonte: A autora (2018).

Os resultados apontam, ainda, para um aumento nas áreas de corpo d'água, vegetação arbórea, cultura e solo exposto; e uma redução da classe de pastagem (Tabela 3) no intervalo de 30 anos (1987 e 2017). Tais resultados foram interpretados a partir de um resgate histórico da região.

Tabela 3. Alteração no Uso e Cobertura da Terra na região do Pontal do Paranapanema entre os anos de 1987 e 2017 (Km² e %).

Classes de uso e cobertura da terra	Extensão da área Km²	Porcentagem	Análise
Corpo d'água	272,58	71,3%	Aumentou
Vegetação arbórea	178,25	13,3%	Aumentou
Cultura	1.731,42	44,9%	Aumentou
Pastagem	2.579,00	22,5%	Diminuiu
Solo exposto	401,16	29,9%	Aumentou

Fonte: A autora (2018).

A região do Pontal do Paranapanema possui um histórico de intensa ocupação territorial, sem a devida preocupação com os impactos negativos oriundos dessa ocupação[17]. Pesquisas apontam que as terras do Pontal sofrem um processo contínuo de mudança do uso e cobertura, devido, principalmente, à pecuária e a monocultura da cana-de-açúcar[18]. Outro ponto importante a ressaltar é que estudos[19] já alertavam sobre os impactos ambientais provocados pelo imenso

lago que seria formado pela Usina Hidrelétrica Porto Primavera, cuja extensão cobriu toda a área da Lagoa São Paulo situada a cerca de 140 km ao norte do complexo.

No que se refere a classe corpo d'água, houve uma grande alteração ao longo dos 30 anos de análise, caracterizada por um aumento de 272,58Km² em sua área. Esta alteração (Figura 6) pode ter uma relação direta com a implantação das usinas hidrelétricas na região, pois com a instalação de barragens ocorre o represamento das águas ocasionando a formação de lagos artificiais.

Em relação à classe 'vegetação arbórea', verificou-se um pequeno crescimento das áreas vegetadas no Pontal, como mostra a Tabela 3 e a Figura 6. Aproximadamente 13% correspondeu esse aumento, portanto, constata-se, ainda, a necessidade de preservação das áreas de vegetação nativa dessa região. O Morro do Diabo e outros pequenos fragmentos são os últimos refúgios da Mata Atlântica na região do Pontal. A vegetação é um importante indicador de qualidade ambiental, por atuar, dentre outros, na filtragem e dispersão da poluição atmosférica (ex.: CO2), na distribuição de oxigênio, como fonte de matéria orgânica para o solo, na retenção da umidade do solo e do ar e na redução das temperaturas, através do processo de evapotranspiração[20].

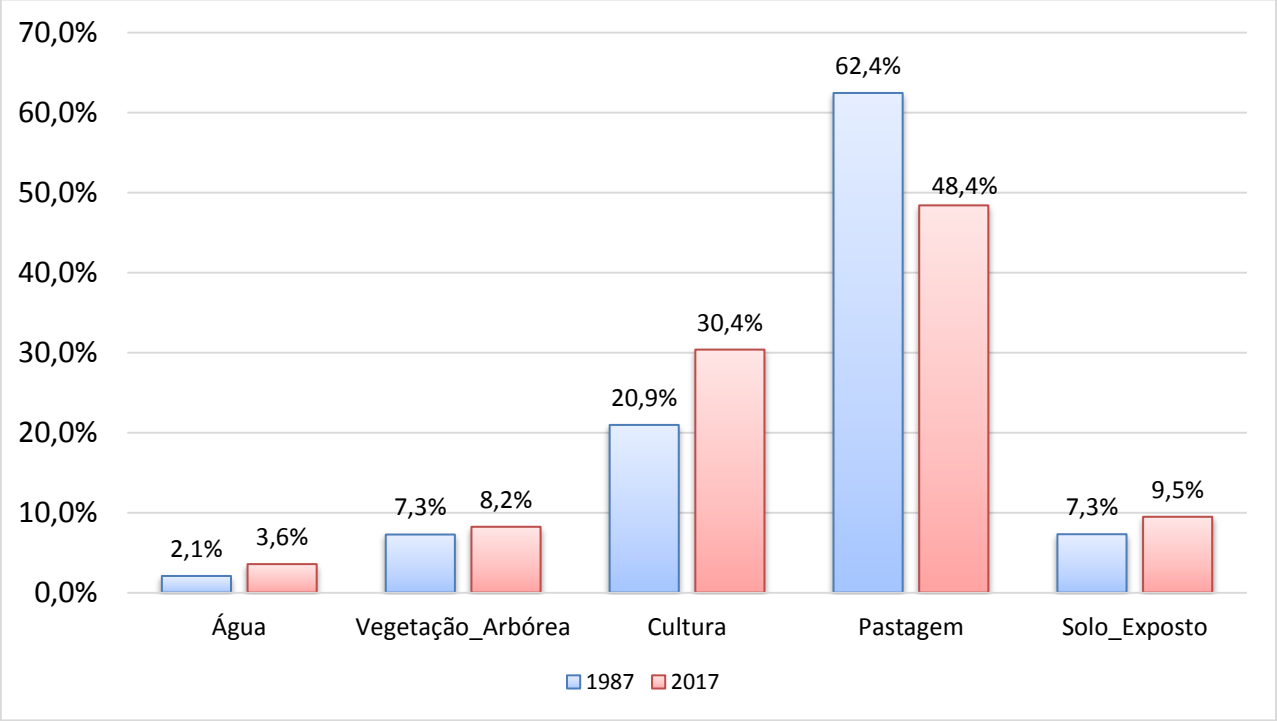


Figura 6. Porcentagem das áreas do Pontal do Paranapanema ocupadas por diferentes classes temáticas entre 1987 e 2017.
Fonte: A autora (2018).

Outra grande alteração no uso da terra constatado nesse trabalho foi a classe de cultura, correspondendo em mais de 1.700Km² de área. O aumento de mais de 44% (Tabela 3) pode ser explicado devido a atividade de monocultura da cana-de-açúcar que é recorrente nas Usinas Sucroalcooleiras do Pontal. Além disso, as áreas de cultura representam uma importante fatia da região do Pontal do Paranapanema, cerca de 30% da área em 2017 (Tabela 2).

Quanto à classe pastagem, esta é a classe de maior representatividade territorial da região de estudo (Tabela 2) tanto em 1987 quanto em 2017 (Figura 6). No entanto, houve uma diminuição de 22,5% dessa área nos últimos 30 anos (Tabela 3). Nas últimas, décadas houve uma forte presença da cultura da cana-de-açúcar, como também um aumento da agricultura pela agricultura familiar na qual passa a ocupar parte desta área.

No que se refere a classe solo exposto, houve uma ampliação em área superior a 400km², o que representa um aumento de quase 30% (Tabela 3). Além disso, a Figura 6 mostra que a área de solo exposto corresponde a quase 10% da área total da região do Pontal.

Discussão e conclusão

Houve uma grande alteração no uso e cobertura da terra na região do Pontal do Paranapanema no período de 1987 e 2017. As imagens de Sensoriamento Remoto foram os dados fundamentais para se constatar essa dinâmica de alteração da paisagem nessa região. O processamento das imagens em ambiente SIG por técnicas específicas, como a classificação e a operação entre bandas, facilitou a realização da análise temporal e a detecção de mudanças na região em estudo.

Concluímos que as ações antrópicas atuantes na região do Pontal como, por exemplo, a implantação de Usinas Hidrelétricas e a monocultura de cana-de-açúcar por Usinas Sucroalcooleiras no decorrer desses anos (1987/2017) são os grandes responsáveis por alterar essa paisagem e gerar muitos dos impactos ambientais atuais.

Esse trabalho auxilia outros estudos que visem apontar estratégias de planejamento ou de monitoramento para manter a qualidade ambiental dessa importante região do Estado de São Paulo. Sugere-se estudos complementares a esse que ampliem o diagnóstico ambiental iniciado.

Agradecimentos e Conflito de Interesses

Agradecimento ao Núcleo de Estudos Ambientais e Geoprocessamento – NEAGEO da Universidade do Oeste Paulista – UNOESTE e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Os autores declaram não haver qualquer potencial conflito de interesse que possa interferir na imparcialidade deste trabalho científico.

Referências

[1] MARCHESAN, J.; PEDRALI, L.D.; TRAMONTINA, J.; ALBA, E.; MELLO, E.P.; PEREIRA, R.S. **Análise da relação entre a evolução florestal e a declividade utilizando imagens Landsat.** Nativa, v.4, n.1; p. 53-57, 2016**.** DOI: http://dx.doi.org/10.14583/2318-7670.v04n01a11

[2] FLORENZANO, T. G. **Iniciação em sensoriamento remoto**. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

[3] RICHARDS, J. A.; JIA, X. **Remote Sensing Digital Image Analysis.** 4th Edition Berlin-Heidelberg: Springer-Verlag, 2006. 439 p.

[4] BERTRAND, Georges. **Paisagem e geografia física global:** esboço metodológico. **RA'EGA**, Curitiba, n. 8, p. 141-152. Editora UFPR, 2004. DOI: http://dx.doi.org/10.5380/raega.v8i0.3389

[5] SOARES-FILHO, B.; ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; CERQUEIRA, G.C.; VERA DIAZ; M., RIVERO, S.; SOLÓRZANO, L.; VOLL, E. Simulating the Response of Land-Cover Changes to Road Paving and Governance Along a Major Amazon Highway: The Santarém-Cuiabá Corridor. **Global Change Biology**, v. 10, n.7, p. 745-764, 2004. Disponível em: < http://www.ipam.org.br/biblioteca/livro/Simulatingthe-response-of-land-cover-changes-to-roadpaving-and-governance-along-a-major-Amazonhighway-the-Santarem-Cuiaba-corridor/340 >.Acesso em: 10 de julho de 2018. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00769.x

[6] ROSA, R. Introdução ao Sensoriamento Remoto. Uberlândia: Ed. da Universidade Federal de Uberlândia, 1990.

[7] RODRIGUES, J. O. et al. Sazonalidade de variáveis biofísicas em regiões semiáridas pelo emprego do sensoriamento remoto. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 3, p.452-465, 2009. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-91620090000300012 >. Acesso em: 10 de julho de 2018. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162009000300012

[8] JENSEN, J. R. **Remote Sensing of Environment: an Earth Resource Perspective**. 2 ed. São José dos Campos: Editora Parênteses, 2011, 587p. Traduzido por EPIPHANIO J. C. N.

[9] Fundação Instituto de Terras do Estado de São Paulo (ITESP). 2013. **Plano de Recuperação Ambiental no Pontal do Paranapanema.** Disponível em: < http://www.itesp.sp.gov.br/br/info/publicacoes/arquivos/pontal_verde_2e.pdf >. v. 2, 2013. Acesso em: 10 de julho de 2018.

[10] DIBIESO, E. P. ; LEAL, A. C. **Planejamento Ambiental da Bacia Hidrográfica do Córrego do Cedro Presidente Prudente - SP**. Geografia. Ensino & Pesquisa (UFSM), v. 12, p. 433-448, 2008.

[11] FLORENZANO, T. G. **Iniciação em sensoriamento remoto**. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

[12] USGS. United State Geological Survey. **Landsat Surface Reflectance Level-2 Science Products.** Disponível em: < https://landsat.usgs.gov/landsat-surface-reflectance-data-products >. Acesso em 07 de agosto de 2018.

[13] RICHARDS, J. A.; JIA, X. **Remote Sensing Digital Image Analysis.** 4th Edition Berlin-Heidelberg: Springer-Verlag, 2006. 439 p.

[14] INPE. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Manuais: tutorial de geoprocessamento do SPRING.** São José dos Campos: INPE, 2008.

[15] CRÓSTA, A. P. **Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto**. 4. ed. Campinas: IG/UNICAMP, 2002.

[16] PARANHOS FILHO, A. C. (Org.) ; **MIOTO, C. L.** (Org.) ; MARCATO JUNIOR, J. (Org.) ; CATALANI, T. G. T. (Org.) . Geotecnologias em Aplicações Ambientais. 1. ed. Campo Grande: Editora UFMS, 2016. v. 1. 383p.

[17] Fundação Instituto de Terras do Estado de São Paulo (ITESP). 2013. **Plano de Recuperação Ambiental no Pontal do Paranapanema.** Disponível em: < http://www.itesp.sp.gov.br/br/info/publicacoes/arquivos/pontal_verde_2e.pdf >. v. 2, 2013. Acesso em: 10 de julho de 2018.

[18] DIBIESO, E. P. ; LEAL, A. C. **Planejamento Ambiental da Bacia Hidrográfica do Córrego do Cedro Presidente Prudente - SP**. Geografia. Ensino & Pesquisa (UFSM), v. 12, p. 433-448, 2008.

[19] LEITE, José F. **A Ocupação do Pontal do Paranapanema.** 256 folhas. Tese (Livre-Docência) - Instituto de Planejamento e Estudos Ambientais da Universidade Estadual Paulista – Campus de Presidente Prudente, 1981.

[20] BARBOSA, Liriane Gonçalves; DORIGON, L. P. **Análise temporal da cobertura vegetal no município de Teresina/PI a partir da aplicação de NDVI**. In: XXVI Congresso Brasileiro de Cartografia, V Congresso Brasileiro de Geoprocessamento e XXV Exposicarta, 2014, Gramado-RS. XXVI CBC 2014, 2014. v. 26. p. 01-12.

APLICAÇÃO/REUTILIZAÇÃO DO LODO INDUSTRIAL COMO ADUBO EM SOLO AGRÍCOLA PARA PLANTAÇÃO DE ALFACE

Juliana Guerra Sgorlon[1], Adriano dos Santos Silva[1], Evaldo Cavalcante Cordeiro Barbosa[1], Maraisa Lopes de Menezes[1]

[1]Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Apucarana
E-mail: juliana.sgorlon@yahoo.com.br

Resumo
O presente trabalho teve como objetivo a aplicação/reaproveitamento de lodo industrial como adubo em solo agrícola. A caracterização do lodo por meio das análises realizadas mostrou que o mesmo pode ser utilizado como adubo em solo agrícola para plantação de alface, tendo em vista que os valores encontrados para as concentrações dos componentes mostraram-se dentro dos limites estabelecidos. O teste realizado para o crescimento/desenvolvimento da cultura de alface, associando à análise ANOVA e ao Teste de Tukey, indicou que existem diferenças significativas entre as médias das massas secas e altura por muda para as diferentes porcentagens de mistura solo-lodo. A análise estatística demonstrou que as diferenças significativas são mais marcantes para os resultados obtidos para o cultivo de alface na mistura de 10% solo-lodo, o que permitiu-se concluir que a porcentagem ideal para a utilização do lodo industrial é a de 10%.
Palavras-chave: lodo industrial, reaproveitamento, adubo, aplicação, plantação de alface

APPLICATION / REUSE OF INDUSTRIAL SLUDGE AS FERTILIZER IN AGRICULTURAL SOIL FOR LETTUCE PLANTING

Abstract
The presente research Project had as objective the application/reutilization of industrial sludge as fertilizer in agricultural soil. The caracterization of the sludge through the analyzes showed that it can be used as fertilizer in agricultural soil for crop planting, considering that the values found for the concentrations of the components were within the established limits. The test performed for the growth / development of the lettuce crop, associating with the ANOVA analysis and the Tukey test, indicated that there are significant differences between the means of the dry masses and height for the different percentages of mixing soil-sludge. The statistical analysis showed that the significant differences are more marked for the results obtained for lettuce cultivation in the 10% soil-sludge mixture, which allowed us to conclude that the ideal percentage for the use of industrial sludge is 10%.
Keywords: industrial sludge, reuse, fertilizer, application, crop planting.

Introdução

A disposição final dos efluentes gerados nos processos de produção das indústrias tem sido um problema frequente no Brasil. É evidente que as atividades industriais tendem a crescer, e com elas aparecem os problemas de descarte indevido dos resíduos gerado pelas indústrias, que pode acarretar na poluição de lagos e até mesmo de solos. Em vista dessa situação surge a crescente demanda social pela manutenção e melhoria das condições ambientais, fazendo com que as empresas tenham que se preocupar com o destino final de seus resíduos[1].

A demanda por maneiras diferentes de descartar os resíduos tornou-se necessária quando a poluição dos recursos hídricos começou a ser alarmante, de tal modo que o desenvolvimento de atividades industriais seria prejudicado pela escassez de água limpa. As empresas tiveram, como alternativa, o tratamento de seus efluentes em estações de tratamento de efluentes (ETE). Entretanto, ainda assim não resolveram de modo satisfatório o problema do descarte de resíduos, já que o lodo (enquadrado como resíduo aquoso não perigoso), originário da estação como um subproduto do tratamento, ainda teria de ser descartado em algum lugar. Dessa forma, novamente instaura-se a necessidade de desenvolver uma alternativa segura e factível para que o lodo industrial não se transformasse em um novo problema ambiental[2].

Em sua maioria, os lodos são depositados em locais inadequados e acabam provocando problemas ambientais graves, como a poluição de lençóis freáticos e a aceleração do processo de eutrofização de lagos. Essas informações a respeito dos males que o descarte incorreto dos resíduos causa na natureza o aumento da tendência de buscar aplicações alternativas para a disposição final dos resíduos, tendo como objetivo encontrar uma maneira de reaproveitá-los de forma sustentável, podendo até, em situações ainda mais vantajosas, ocorrer a agregação de valor[3].

Uma prática que há muito tempo é empregada com o lodo de esgoto é a utilização dessa substância como fertilizante nos campos agrícolas. Exemplos dessas experiências podem ser vistos na Alemanha há mais de 500 anos e na Inglaterra há mais de 200. Apesar de algumas diferenças com relação à composição, o lodo industrial, em alguns aspectos, assemelha- se ao lodo de esgoto (muitas vezes o lodo industrial contém uma porcentagem de esgoto, proveniente da planta industrial), o que mostra uma possível alternativa para a reutilização do resíduo. No Brasil a utilização de lodo industrial na agricultura é ainda pouco difundida, sendo que a maior parte dos resíduos é descartada em rios ou em aterros. Isso faz com que toda matéria orgânica e nutrientes que poderiam ser utilizados na agricultura sejam desperdiçados, e acabem até mesmo causando alguns problemas ambientais[4].

É importante ressaltar que a adequação do problema de descarte incorreto do lodo industrial não pode, no entanto, considerar o emprego do resíduo na agricultura somente como uma forma de eliminar um problema industrial. A reciclagem do lodo industrial, na agricultura, deve também garantir a adequação do resíduo ao uso agrícola, assegurando a produção de um insumo de qualidade, definindo restrições de uso aos solos e maneiras de aplica-lo a fim de garantir uma maior rentabilidade ao produtor. Desse modo, o estudo da utilização de lodo industrial como fertilizante deve ser encarado como um sistema que tenciona o planejamento e a otimização das atividades operacionais da reciclagem do resíduo industrial, avaliando a cultura ideal para a utilização, rentabilidade e condições ideais de uso[5].

A empresa que forneceu o lodo para ser estudado no presente trabalho é responsável pela produção de óleo de milho refinado e de gérmen desengordurado a partir do processamento do gérmen de milho e realiza um tratamento prévio de seus dejetos líquidos antes de lança-los para disposição final em cursos d'água. É tratado cerca de 5,6 m^3 de efluentes, dos quais aproximadamente 70% é proveniente do processo industrial e o restante é composto de esgoto da própria indústria[6].

Diante disso, o presente trabalho teve como objetivo a aplicação/reaproveitamento de lodo industrial proveniente da ETE de uma indústria de derivados de milho como adubo em solo agrícola para plantação de alface.

Métodos

A metodologia utilizada para obtenção dos dados necessários no presente trabalho pode ser dividida em três partes: coleta da amostra de lodo, caracterização do resíduo e aplicação do mesmo no cultivo de alface.

Coleta do lodo: O resíduo utilizado foi coletado do reator UASB (lodo anaeróbico) da estação de tratamento de efluentes (ETE) de uma empresa de processamento de gérmen de milho localizada em Apucarana/PR. Após coletado o lodo, que apresentava-se em estado aquoso, foi levado aos laboratórios da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), onde passou pelos procedimentos de caracterização e em seguida, foi utilizado nos experimentos.

Caracterização do lodo: As metodologias utilizadas nas análises realizadas no lodo a fim de caracterizá-lo estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Metodologias utilizadas na caracterização do lodo.

Análise	**Metodologia**
pH	NBR 10005[7]
Sólidos totais e suspensos	Standard Methods [8,9] e
Umidade, matéria orgânica, cinzas e carbono orgânico	Kiehl [10]
Nitrogênio Kjeldahl	Instituto Adolf Lutz[11]
Fósforo	Método espectofotométrico do ácido molibdovanadofosfórico[12]

Aplicação do lodo no solo e cultivo. Essa etapa constitui a parte fundamental do estudo, pois é nela que foi investigado a eficiência do lodo como um adubo para um determinado tipo de cultura. A cultura utilizada no presente trabalho foi de alface *(Lactuca Sativa),* que foi cultivada em solo composto por terra vegetal com diferentes porcentagens de lodo (m/m) (3%, 5%, 10% e 15%). Foram realizadas análises de pH do solo de das misturas solo-lodo de acordo com metodologia supracitada[7].

As amostras foram cultivadas nas mesmas condições, em uma estufa com irrigação controlada e com redes de proteção contra entrada de insetos ou animais. Essa estufa é utilizada para testes de germinação de sementes, portanto, ela é protegida do vento e também da chuva. O sistema de irrigação é acionado uma vez ao dia, com exposição de 8h diárias à luz do sol e desenvolvendo-se à temperatura ambiente.

Após um mês de plantio, as mudas foram colhidas e analisadas para que fosse possível comparar o seu crescimento/desenvolvimento no solo com diferentes proporções de resíduo. Para isso, foram aferidos a altura da parte aérea, em cm, com o auxílio de uma régua e a massa seca, sendo esta última obtida após as mudas serem secas por 12h em estufa a 60°C.

As análises relacionadas com os resultados obtidos nos cultivos foram realizadas em triplicata e todos os resultados passaram por testes estatísticos como análise de variância (ANOVA) e Teste de Tukey com a intenção de detectar possíveis diferenças significativas, entre as médias dos resultados a um nível de 95% de confiança, atribuindo aos dados obtidos uma maior confiabilidade.

Resultados

As Tabelas 2, 3, 4, 5 e 6 apresentam os resultados da caracterização do lodo utilizado.

Tabela 2. Valores de pH da terra vegetal, lodo anaeróbico e misturas solo-lodo.

Amostra	**pH médio ± desvio**
Lodo anaeróbico	6,08 ±0,1
Terra vegetal	6,87 ±0,1
3% lodo	6,75 ±0,1
5% lodo	6,70 ±0,1
10% lodo	6,67 ±0,1
15% lodo	6,59 ±0,1

Tabela 3. Resultados obtidos na análise de sólidos totais e sólidos suspensos.

Análise	Composição ($\mathbf{mg.ml^{-1}}$)	(%)
Sólidos Totais (ST)	32,48	1,50
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	7,43	0,33
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	23,01	1,06
Sólidos Suspensos Totais (SST)	30,24	1,39

Tabela 4. Resultados obtidos na análise de umidade, matéria orgânica, cinzas e carbono orgânico.

Análise	Composição (%)
Umidade	97,06
Matéria Orgânica Total	83,74
Resíduo Mineral (Não Volátil)	16,26
Carbono Orgânico	46,52

Tabela 5. Resultados obtidos na análise de nitrogênio total presente no lodo.

Amostra	Teor de Nitrogênio Total
1	7,12%
2	6,97%
3	7,40%
Média	7,16%

Tabela 6.- Resultados obtidos na análise de fósforo no lodo.

Amostra	Fósforo ($mg.L^{-1}$)
1	18,85
2	19,79
3	18,85
Média	19,16

As Figuras 1 a 3 apresentam o aspecto das mudas de alface cultivadas com 0%, 3%, 5%, 10% e 15% de lodo, ao final das 4 semanas de cultivo.



Figura 1.- (a) Cultivo de alface com apenas terra vegetal; (b) Cultivo de alface com 97% de terra vegetal 3% de lodo.



Figura 2. (a) Cultivo de alface com 95% de terra vegetal e 5% de lodo; (b) Cultivo de alface com 90% de terra vegetal 10% de lodo.



Figura 3. Cultivo de alface com 85% de terra vegetal e 15% de lodo

Após o período de cultivo, as mudas foram colhidas tendo suas massas secas aferidas. A Tabela 7 mostra os resultados obtidos.

Tabela 7. Valores de massa seca das mudas cultivadas nas misturas solo-lodo.

Proporções	Massa Seca (g)	Média ± desvio
0% Lodo A	0,0046	0,0067
0% Lodo B	0,0071	± 0,00
0% Lodo C	0,0086	
3% Lodo A	0,0204	0,0212
3% Lodo B	0,0214	± 0,00
3% Lodo C	0,0217	
5% Lodo A	0,0225	0,0246
5% Lodo B	0,0256	± 0,00
5% Lodo C	0,0258	
10% Lodo A	0,0326	0,0339
10% Lodo B	0,033	± 0,01
10% Lodo C	0,0361	
15% Lodo A	0,0324	0,033
15% Lodo B	0,0345	± 0,01
15% Lodo C	0,0322	

Com base nos resultados obtidos foi possível montar um gráfico a fim de analisar as diferenças de massas médias em cada uma das porcentagens de mistura solo-lodo como apresentado na Figura 4.

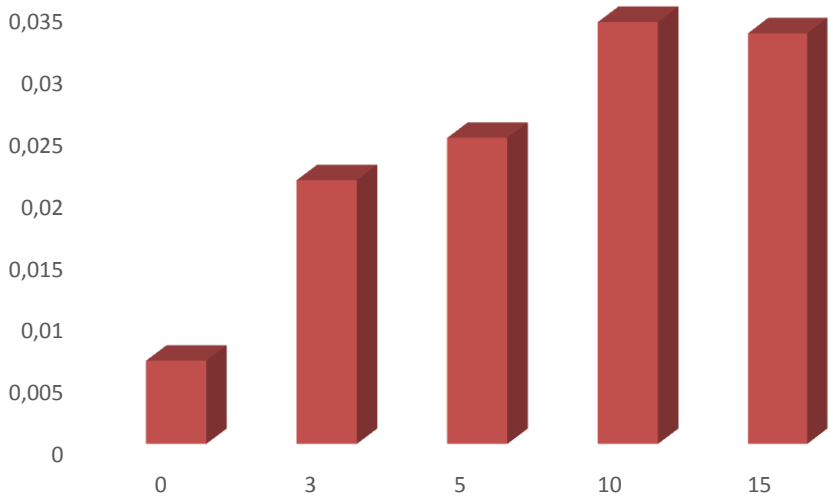


Figura 4. Massa seca média para diferentes porcentagens de mistura solo-lodo

Para efeito de validação dos resultados obtidos na Tabela 7, foi realizado a análise de variância (ANOVA) referente às massas secas. O resultado está disposto na Tabela 8 com 95% de confiança.

Tabela 8. Análise ANOVA para a massa seca das mudas cultivadas com lodo.

Fonte de variação	Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Média quadrática	F	P valor
Tratamentos	4	0,001455	0,000364	137,120	0,000
Erro residual	10	0,000027	0,000003		
Total	15	0,001482			

Para determinar quais tratamentos tiveram suas médias estatisticamente diferentes entre si, foi necessário aplicar outro tratamento. Nesse caso, utilizou-se o Teste de Tukey para encontrar quais médias diferem entre si conforme Tabela 9.

Tabela 9. Teste de Tukey para a massa seca das mudas cultivadas com lodo.

Tratamento	Média massa seca (g)
0% de lodo	0,006767 c
3% de lodo	0,021167 a
5% de lodo	0,024633 a
10% de lodo	0,033900 b
15% de lodo	0,033033 b

A análise da efetividade do lodo como fertilizante compreendeu ainda, a aferição da altura média das mudas cultivadas em diferentes porcentagens de mistura solo-lodo. A Tabela 10 e a Figura 5 apresentam tais resultados.

Tabela 10. Altura das mudas de alface cultivadas com diferentes proporções de mistura solo-lodo.

Proporções	Altura (cm)	Média ± desvio
0% Lodo A	7,2 cm	7,63
0% Lodo B	7,6 cm	± 0,45
0% Lodo C	8,1 cm	
3% Lodo A	8,3 cm	8,27
3% Lodo B	8,5 cm	± 0,25
3% Lodo C	8,0 cm	
5% Lodo A	8,8 cm	8,87
5% Lodo B	8,5 cm	± 0,4
5% Lodo C	9,3 cm	
10% Lodo A	9,5 cm	9,67
10% Lodo B	9,8 cm	± 0,15
10% Lodo C	9,7 cm	
15% Lodo A	8,6 cm	8,4
15% Lodo B	8,4 cm	± 0,2
15% Lodo C	8,2 cm	

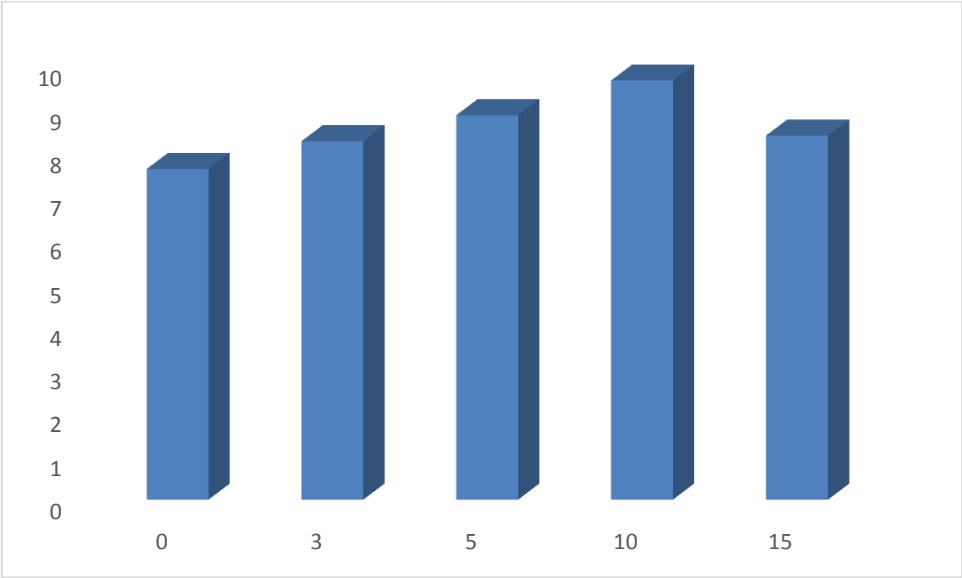


Figura 5. Altura média das mudas cultivadas com diferentes porcentagens de resíduo.

As alturas médias das mudas cultivadas com resíduo foram submetidas a ANOVA com 95% de confiança. A Tabela 11 mostra resultados obtidos.

Tabela 11. Análise ANOVA para a altura das mudas cultivadas com lodo.

Fonte de variação	Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Média quadrática	F	P valor
Tratamentos	5	6,867	1,717	17,40	0,000168
Erro residual	10	0,987	0,099		
Total	15	7,854			

Com a intenção de avaliar para quais porcentagens existem diferenças significativas dos resultados foi realizado o Teste de Tukey, do qual os resultados estão expressos na Tabela 12.

Tabela 12. Teste de Tukey para a altura das mudas cultivadas com lodo.

Tratamento	Média altura (cm)
0% de lodo	7,63 a
3% de lodo	8,27 ab
5% de lodo	8,87 bc
10% de lodo	9,67 c
15% de lodo	8,40 ab

Discussão e conclusão

As discussões referentes às análises realizadas em laboratório, bem como, o cultivo das plantas e verificação da efetividade de utilização do lodo como adubo serão apresentados no presente tópico.

A Tabela 2 apresenta os valores de pH obtidos na análise para a terra vegetal, o resíduo e também as misturas de solo-lodo. Os resultados obtidos de pH tanto da amostra de lodo quanto das amostras de solo-lodo podem ser considerados satisfatórios, uma vez que mantiveram-se abaixo do valor máximo estipulado pela Norma Técnica P4.230[13], segundo a qual a mistura solo-lodo utilizada na plantação não deve ultrapassar o limite de 7,0. O resultado obtido demonstra

que a aplicação do lodo no solo, até mesmo em quantidades não tão baixas (15%) não altera significativamente o pH do solo fertilizado.

A Tabela 3 apresenta os resultados obtidos na análise de sólidos totais e suspensos, cuja realização foi necessária devido ao lodo estar no estado aquoso. Antes mesmo de discutir os resultados é interessante justificar o motivo de sua realização e o que cada um dos aspectos analisados representa no estudo. O resultado obtido com relação aos sólidos totais nos dirá como o resíduo analisado pode ser classificado com relação a sua característica física, o valor obtido com relação à quantidade de sólidos suspensos totais representa as partículas sólidas que se mantém em suspensão com a água como um coloide ou devido ao movimento de água, já os últimos dois testes irão mostrar as porcentagens de matéria orgânica (SSV) e de matéria inorgânica (SSF) que estão contidas na forma de sólido no resíduo[14].

De acordo com ASCE[15], um lodo que apresente um teor de sólidos entre 0% e 5% é considerado um lodo líquido. O lodo analisado no presente estudo possui uma porcentagem muito pequena de sólidos, próximo de 1,50%, o que nos permite concluir que o lodo em questão se trata de um lodo aquoso.

Segundo Sperling, Gonçalvez[16], o lodo industrial pode ser caracterizado como uma suspensão cujos sólidos são na maioria orgânicos e em menor proporção inorgânicos, cuja concentração média varia de 1% a 5%. Como podemos perceber tal afirmação se aplica bem ao lodo industrial de estudo, no qual a concentração de sólidos orgânicos, representados pelos sólidos voláteis, é bem maior que a concentração de sólidos fixos, que representa os sólidos inorgânicos.

Com os resultados obtidos também é possível calcular a mineralização do resíduo estudado. A mineralização é um processo indispensável para que os nutrientes presentes no lodo se tornem disponíveis para as plantas no solo, já que se trata da liberação de nutrientes imobilizados nos restos orgânicos. O grau de mineralização pode ser medido pela relação SSV/SST, de forma que a expressão possui um valor de 0,71 para o resíduo estudado. Segundo Piveli[17], um lodo com grau de mineralização de 0,8 pode ser classificado como um lodo com alto grau de mineralização, enquanto que um lodo com mineralização de 0,4 é classificado como baixo. Dessa forma, o lodo de estudo possui um grau considerável de mineralização, uma vez que se aproxima de 0,8.

A Tabela 4 apresenta os resultados obtidos na análise de umidade, matéria orgânica, cinzas e carbono orgânico. Como pode-se perceber nos resultados obtidos para os diferentes parâmetros analisados, o lodo de estudo possui um alto teor de umidade. Apesar de não existir relatos a respeito da influência da umidade com relação às características benéficas do lodo, o gasto com o seu transporte para as áreas rurais poderia ser reduzido por meio de uma secagem em leitos. A diminuição dos custos agregaria valor ao lodo, aumentando o atrativo de uso pelos agricultores[18].

Um resultado obtido que merece uma especial atenção é a porcentagem de matéria orgânica, que no lodo de estudo possui uma quantidade relativamente alta. Tal valor é muito significativo para a pesquisa, tendo em vista que a matéria orgânica é responsável por cerca de 30 a 65% da capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos minerais e 50% da de solos arenosos e orgânicos[19]. Portanto, desde que o resíduo seja utilizado de maneira adequada, tendo conhecimento dos demais nutrientes e conhecendo a quantidade ideal para diferentes tipos de culturas, a adubação de solos com lodo rico em matéria orgânica representa uma alternativa viável para a reutilização do lodo industrial. Alguns autores, como Garcia Delgado[20], definem o lodo como um resíduo predominantemente orgânico, com teores baixos de componentes inorgânicos. Deste modo, o lodo analisado no presente estudo não foge à regra, apresentando um teor de matéria inorgânica muito inferior ao de matéria orgânica.

A porcentagem de carbono orgânico do lodo, de 46,52 %, representando uma fundamental importância para o crescimento e desenvolvimento da planta. Isso ocorre porque o carbono

orgânico atua como uma fonte de energia para os micróbios do solo, que são responsáveis por uma grande parte das transformações de azoto em fósforo, nutriente fundamental para a formação de raízes e fortalecimento do caule. O carbono orgânico também é em grande parte constituído por substâncias húmicas, que interagem com a argila e alteram as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, além de imobilizar metais pesados e pesticidas[21]. Segundo Oliveira et.al[22] a aplicação de lodo nos solos agrícolas causa um aumento imediato no teor de carbono orgânico, dessa maneira, é de se esperar que a aplicação do lodo estudado também tenha o mesmo efeito constatado pelo autor supracitado, representando mais uma vantagem da reutilização do lodo industrial como fertilizante em culturas.

A Tabela 5 apresenta os resultados obtidos na análise das quantidades de nitrogênio total, pelo método de Kjeldahl. A análise da quantidade de nitrogênio presente no lodo simboliza uma das principais análises, visto que não há restrições quanto a quantidade presente no lodo que impeça sua utilização como fertilizante de solos, sem contar que o nutriente representa um dos elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas. Tal fato faz com que esse seja o principal critério de recomendação no seu uso na agricultura[23].

O teor médio de nitrogênio presente no lodo foi de 7,16%, o que representa cerca de 71,6g de nitrogênio por kg de lodo. Para Benckiser, Simarmata[14], concentrações de nitrogênio entre 70 - 100 $\mathrm{g.kg^{-1}}$ são consideradas altas. Dessa maneira, pode-se afirmar que o lodo de estudo possui uma alta concentração de nitrogênio em sua composição. O teor de nitrogênio do lodo era esperado ser alto devido ao resíduo ser proveniente de uma empresa que trabalha com o processamento do gérmen de milho, planta que acumula grandes quantidades de nitrogênio em seu grão[24].

O valor encontrado para o teor de nitrogênio no lodo industrial, de 7,16%, é consideravelmente maior que o valor encontrado por Büttelbrum[25], que foi de 4,4% para o lodo de esgoto, como também é maior que a concentração de nitrogênio encontrada por Malta[26], que ressalta que a concentração de nitrogênio está na faixa de 0,5 a 7,6% em relação à massa total para lodos gerados a partir de digestão anaeróbica. Dessa forma, é possível perceber que o lodo de estudo possui uma concentração de nitrogênio dentro da faixa estipulada por Malta[26] e ainda, apresenta mais nitrogênio que o lodo estudado por Büttelbrum[25].

Pesquisadores como Osborne[6], observaram também um aumento nos teores de nitrogênio no solo quando se utiliza de biossólidos com alto teor de nitrogênio como fertilizante, o que torna ainda mais forte a possibilidade de utilização do resíduo estudado na agricultura.

Na Tabela 6 apresenta a concentração média de fósforo presente na amostra de lodo que é de 19,2 $\mathrm{mg.L^{-1}}$, como a densidade do lodo é próxima a densidade da água, temos disponível cerca de 0,0192 g de fósforo por kg de lodo. Segundo Benckiser, Simarmata[14], concentrações totais de fósforo da ordem de 0-4,5 $\mathrm{g.kg^{-1}}$ são consideradas baixas, enquanto que concentrações de 6,8-17,5 $\mathrm{g.kg^{-1}}$desse elemento pode ser classificada como alta. Dessa maneira, o lodo em estudo apresenta baixo teor de fósforo.

O fósforo presente na amostra de lodo provém dos dejetos dos corpos microbianos do esgoto e dos sabões e detergentes que utilizam fosfatos como aditivos. A biodisponibilidade deste elemento no lodo é alta, variando de 40 a 80% do fosfato total[27]. Apesar de possuir uma baixa concentração de fósforo, essa quantidade deve ser levada em conta para a análise da viabilidade da utilização do lodo como fertilizante, uma vez que o fósforo desempenha um papel fundamental no crescimento da planta, auxiliando na captação e conversão da energia solar em compostos úteis para o seu crescimento. Alguns autores como Ayuso et. al.[28],salientam que a incorporação de lodo aos solos aumenta a quantidade de fósforo disponível, e consequentemente a assimilação desse elemento pelas plantas, sendo que Carvalho, Barral[29] ainda afirmam que a decomposição do lodo no solo permite um melhor aproveitamento do fósforo pelas plantas, uma vez que o nutriente é lentamente liberado por meio do processo de mineralização da matéria orgânica.

As Figuras 1 a 3 apresentam o aspecto das mudas de alface cultivadas com 0%, 3%, 5%, 10% e 15% de lodo, ao final das 4 semanas de cultivo. Pode-se verificar pela Figura 1, que em ambos os casos, a alface germinou bem. Nas imagens nota-se a diferença de desenvolvimento/crescimento das plantas quando cultivadas sem e com a adição do lodo, sendo que a alface cultivada em solo com 3% do resíduo apresentou um melhor desenvolvimento.

Na Figura 2 nota-se que o aumento na quantidade de lodo adicionada ao solo proporcionou um aumento considerável no tamanho das mudas.

A Figura 3 exibe o cultivo de alface no lodo com 15% de lodo industrial. Para as porcentagens de 5 a 15% o desenvolvimento das mudas foi visualmente bom. Os testes mais aprofundados devem exibir qual a porcentagem ideal de lodo no solo que propicie um melhor desenvolvimento das mudas.

Após o período de cultivo, as mudas foram colhidas tendo suas massas secas aferidas. A Tabela 7 e Figura 4 mostram os resultados obtidos.

Por meio da Figura 4 foi possível observar que o aumento da porcentagem de lodo adicionado ao solo proporcionou um aumento da massa seca média das mudas. Também fica evidente que as porcentagens de mistura solo-lodo que surtiram mais efeito no cultivo da alface foram as de 10% e 15% de lodo.

Para efeito de validação dos resultados obtidos na Tabela 7 foi realizado a análise de variância (ANOVA). Por meio dos resultados obtidos na ANOVA apresentados na Tabela 8, é possível verificar com 95% de confiança que existem diferenças significativas entre as massas secas médias para as diferentes porcentagens de mistura solo-lodo, tendo em vista que o P valor (0,00) obtido no tratamento é menor que α(P valor<0,05) a um nível de probabilidade de 5%. Os resultados para o Teste de Tukey encontram-se na Tabela 9.

Os resultados da Tabela 9 nos mostram que as massas secas médias obtidas para as incorporações de 10% e 15% de lodo foram superiores às demais e não apresentaram diferenças significativas entre si. As incorporações de 3% e 5%, também não apresentam diferenças significativas entre si, porém, apresentam médias inferiores as supracitadas. Esses resultados vêm corroborar que a adição de 10-15% de lodo no solo para o cultivo de alface, ocasionou num aumento da massa seca das mudas.

A análise da efetividade do lodo como fertilizante compreendeu ainda, a altura média das mudas cultivadas em diferentes porcentagens de mistura solo-lodo. A Tabela 10 e a Figura 5 mostram tais resultados. Observa-se pela Figura 5 que um aumento na porcentagem de lodo aplicada ao solo acarretou em um aumento da altura média das plantas, sendo que as mudas cultivadas em solo com 10% de lodo obtiveram os melhores resultados.

As alturas médias das mudas cultivadas com resíduo foram submetidas a ANOVA com 95% de confiança. A Tabela 11 mostra resultados obtidos. Observando os resultados obtidos na ANOVA pode-se concluir com 95% de confiança que existem diferenças significativas entre as alturas médias das mudas cultivadas (P valor<0,05). Com a intenção de avaliar para quais porcentagens existe a diferença significativa dos resultados foi realizado o Teste de Tukey, do qual os resultados estão expressos na Tabela 12.

Por meio do Teste de Tukey foi possível verificar que a altura das mudas cultivadas com 10% de resíduo foi estatisticamente superior e diferente das demais. Já as mudas com 3%, 5% e 15%, praticamente não mostraram diferenças significativas entre as suas alturas médias. Dessa forma, é possível afirmar que a proporção de 10% de lodo industrial seria a porcentagem ideal para o crescimento de mudas de alface.

Os resultados obtidos na caracterização do lodo industrial proveniente da ETE de uma indústria de processamento de gérmen de milho, bem como, os resultados obtidos no cultivo de alface utilizando o lodo como fertilizante, mostraram que o mesmo é apto para ser utilizado como adubo em cultivos, representando um resíduo não perigoso e não inerte.

O resultado obtido na caracterização se mostra animador, tendo em vista que o lodo apresentou seus compostos dentro dos limites estabelecidos para aplicação agrícola. Dessa maneira, os resultados obtidos com relação ao cultivo de alface serviram para determinar, a partir da ANOVA e do Teste de Tukey, que a porcentagem mais adequada de mistura solo-lodo para cultivar a alface é a de 10%. Ao analisar os resultados fica claro que a massa seca e altura das mudas são significativamente diferentes dos resultados obtidos coma as outras porcentagens, de maneira que representam numericamente a maior efetividade da mistura solo-lodo de 10% com relação às outras.

Por fim, a conclusão final que pode ser obtida para o presente trabalho é que o lodo industrial estudado pode sim ser utilizado como fertilizante e condicionador de solo para plantação de alface, sendo que o mesmo não apresenta riscos de contaminação ao ambiente nem riscos de contaminação para os consumidores. O estudo pode ainda ser mais aprofundado realizando o teste com outras culturas, como por exemplo o milho, planta que exige do solo uma quantidade maior de nitrogênio, componente que possui uma alta concentração no lodo industrial analisado.

Agradecimentos e conflito de interesse

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná-UTFPR pela disponibilidade de acesso a laboratórios e equipamentos necessários para elaboração da seguinte pesquisa.

Os autores declaram não haver qualquer potencial conflito de interesse que possa interferir na imparcialidade deste trabalho científico.

Referências

[1] CETESB. NORMA TÉCNICA L5.221. Coliformes fecais – determinação pela técnica de membrana filtrante: método de ensaio. São Paulo, 1984.

[2] ANDRAUS, S.; MEDEIROS, M.L.B.; BORGES, J.C.; SILVA, S.M.CC.O.;TOLEDO, E.B.S. Agentes patogênicos: bactérias entéricas. Curitiba: Sanepar, 2001.p. 119-145.

[3] BETTIOL, Wagner; CAMARGO, Otávio A. Lodo de esgoto: Impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna, 2006. p. 26-30.

[4] ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E.S. Proposta de roteiro para elaboração de Planos de Distribuição de Lodo. In: I Seminário sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul, Curitiba dez 1-4, 1998.

[5] ANGLIAN WATER.Manual of good practice for utilisation of sewage sludge in agriculture.Cambridgeshire, p.4, 1991.

[6] OSBORNE, G.J. Chemical fractionation of soil nitrogen in six soils from Southern New South Wales. Australian Journal of Soil Research, Collingwood, v.15, p159-164.

[7] ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10.005: Procedimentos para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

[8] APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION.Standard methods forthe examination of water and wastewater.Baltimore, Maryland,19ed., 1995.

[9] APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION.Standard methods forthe examination of water and wastewater.Washington D.C., 20ed, 1998.

[10] KIEHL, E. J. Fertilizantes Orgânicos. São Paulo: Editora Agronômica – CERES, 1985.

[11] IAL - INSTITUTO ADOLFO LUTZ. Métodos Químicos e Físicos para Análises de Alimentos. 3a edição. São Paulo: Editoração Débora D. Estrella Rebocho, 1985.

[12] MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos. Brasília, 2013.

[13] CETESB. NORMA TÉCNICA P4.230. Aplicação de lodos sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – critério para projeção e operação: manual técnico. São Paulo,1999.

[14] BENCKISER, G. & SIMARMATA, T. Environmental impact of fertilizing soils by using sewage and animal wastes. FertilizerResearch, v. 37, p. 3-19, 1994.

[15] ASCE – AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS.Management of water treatment plant residuals technology transfer handbook. New York; Denver, CO: American Society o Civil Engineers: American Water Works Association, 1996.

[16] SPERLING, M. V.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgotos: características e produção. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Volume 6. Editora FCO, 483 p, Curitiba, 2001.

[17] PIVELI, Roque Passos. Qualidade das águas e poluição: Aspectos físicoquímicos. Disponível em: <http://www.leb.esalq.usp.br/disciplinas/Fernando/leb360/Fasciculo%205%20%20Caracteristicas%20Fisicas%20das%20Aguas.pdf> Acesso em agosto de 2017.

[18] MARCON, M. K. F.Viabilidade econômica da utilização agrícola do biossólido da Unidade de Gerenciamento de Lodo (UGL) ouro verde. Cascavel, 2014.

[19]FERNANDES, Carlos. Reatores “UASB”. Disponível em: <http://www.dec.ufcg.edu.br/saneamento/uasb01.html> Acesso em: agosto de 2017.

[20] DELGADO, Garcia. Seasonal and time variability of heavy metal content and of its chemical forms in sewage sludges from different wastewater treatment plants. Pubmed, 2007.

[21] SANTOS, L. L.; LACERDA, J. J. J.; ZINN, Y. L. Participação de substancias húmicas em solos brasileiros.R. Bras. Ci.Solo, Lavras, v 37, p. 955-968, 2013.

[22] OLIVEIRA, Fernando Carvalho. Cultivo de cana de açúcar em agrissolo tratado de esgoto. Revista Scielo, 2008.

[23] SENGIK, Erico S. Os macronutrientes e os micronutrientes das plantas. Disponível em: <http://www.nupel.uem.br/nutrientes-2003.pdf.> Acessado em Agosto de 2017.

[24] SALGADO, Gabriela R. Caracterização e reaproveitamento do lodo gerado na estação de tratamento de efluentes de uma indústria de derivados de milho. p.11, p.29-33. Apucarana, 2015.

[25] BÜTTELBRUM. Treatment and control of industrial effluents. Revista Scielo, 2004.

[26] MALTA, T. S. Aplicação de lodos de ETEs na agricultura: Estudo de caso Município de Rio das Ostras – RJ. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Saúde Pública) – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2001.

[27] SANEPAR – COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná. Curitiba: Sanepar, P. 96, 1997.

[28] AYUSO, M.; PASCUAL, J.A.; GARCÍA, C. & HERNÁNDEZ, T. Evaluation of urban wastes for agricultural use. Soil Sci. Plant. Nutr., 42:105-111, 1996.

[29] CARVALHO, P.C.T.; BARRAL, M.F. Aplicação de lodo de esgoto como fertilizante. Fertilizantes, São Paulo, v.3, n.2,p.l-5, 1981.

AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO CAÇULA, ILHA SOLTEIRA-SP.

Letícia de Oliveira Manoel[1], Elys Angélica Santana Couto[2], Osmar Pereira da Silva Junior[3], Sérgio Luís de Carvalho[4]

[1]Doutoranda, Pós-graduação em Ciências Biológicas, UNESP – Instituto de Biociências, Campus de Botucatu. Email: leticia.is@gmail.com
[2]Graduanda, Curso de Engenharia Ambiental, UNESP – Campus de Presidente Prudente.
[3]Mestrando, Pós-graduação em Engenharia Civil, UNESP – Campus de Ilha Solteira.
[4]Prof. Adjunto, Docente do Departamento de Biologia e Zootecnia (DBZ), UNESP – Campus de Ilha Solteira.

Resumo

Objetivou-se, com este trabalho avaliar os parâmetros físico-químicos da água na microbacia do córrego Caçula, no município de Ilha Solteira-SP. Realizou-se 12 coletas com periodicidade mensal, no período de maio/12 a abril/13, em cinco pontos amostrais. As análises dos parâmetros temperatura, pH e oxigênio dissolvido da água, foram realizados conforme os métodos para análises de águas potáveis e residuárias. Observou-se que os resultados das análises físico-químicas estão em conformidade com a Resolução CONAMA 357/05, exceto para a nascente do córrego das Lagoas, que apresentou na maioria do período amostral valores abaixo do permitido. Conclui-se que a microbacia do córrego Caçula, apresenta alterações nas propriedades físico-químicas da água, influenciadas pelos fatores espaciais, com perda progressiva da qualidade das águas das nascentes para a foz dos córregos e por fatores temporais com a redução do OD e pH e aumento de temperatura da água no período chuvoso.

Palavras-chave: Bacia Hidrográfica, Recursos Hídricos, Qualidade da água, Variáveis físico-químicas e biológicas, Ocupação do solo.

EVALUATION OF THE PHYSICAL-CHEMICAL PARAMETERS OF THE WATER IN THE HYDROGRAPHIC MICROBASIN OF THE CAÇULA STREAM, ILHA SOLTEIRA-SP.

Abstract

This paper has the objective to evaluate the water physical and chemical parameters of the Caçula stream watershed, in Ilha Solteira City, São Paulo State. Thus, monthly in the period between May 12 and April 13, 2013 water samples were collected at five points to this micro basin. The analyzes of the parameters temperature, pH and dissolved oxygen of the water were carried out according to the methods for potable and waste water analysis. It was observed that the results of the physicochemical analyzes are in compliance with CONAMA Resolution 357/05, except for the upstream of the Lagoas stream, which presented in the majority of the sampling period values, below the allowed. It is concluded that the Caçula stream watershed presents changes in the physical and chemical properties of water, influenced by spatial factors, with progressive loss of water quality from the springs to the mouth of the streams and by temporal factors with the reduction of OD and pH and increased water temperature in the rainy season.

Keywords: Watershed, Water Resources, Water Quality, Physico-chemical and biological variables, Soil occupation.

Introdução

O crescimento demográfico e o desenvolvimento socioeconômico são frequentemente acompanhados de aumento na demanda por água, cuja quantidade e qualidade são de fundamental importância para a saúde e o desenvolvimento de qualquer comunidade[1]. A utilização da água para determinado propósito não deve prejudicar os diversos usos possíveis, entre os quais figuram as atividades de consumo humano, produção agropecuária, recreativas e a preservação da diversidade biológica[2]. Em consequência, é necessário monitorar os cursos hídricos, a fim de disponibilizar informações que permitam propor medidas de manejo para manter os ambientes aquáticos com qualidade ecológica.

A avaliação da qualidade da água de um corpo hídrico, no âmbito de sua área de drenagem, é de fundamental importância para traçar diretrizes que visam a sua adequação frente aos requisitos de qualidade para usos específicos, definidos nos processos de enquadramento estabelecidos na Resolução nº. 357/2005 do CONAMA[3]. Essa avaliação deve contemplar tanto os aspectos qualitativos como os quantitativos dos recursos hídricos, devido à indissociabilidade dos mesmos[4.]

Da mesma forma que ocorreu em toda a região Noroeste do Estado de São Paulo, no município de Ilha Solteira também não houve a visão preservacionista dos recursos naturais no desenvolvimento da região, sendo predominante a ocupação desordenada dos solos, inclusive das áreas de proteção dos mananciais, em favor da expansão da fronteira agrícola e da pecuária. O município encontra-se localizado na área de prioridade 1 (um) do PEMH (Plano de Microbacia Hidrográfica), apresentando um alto índice médio de indigência, tornando assim o desafio ainda maior, para que através de um processo educativo de médio a longo prazo possa começar a reverter a degradação ambiental havida ao longo de várias décadas.

Neste sentido, o objetivo do estudo é avaliar os parâmetros físico-químicos da água na microbacia hidrográfica do córrego Caçula-SP.

Metodologia

Realizou-se 12 campanhas com periodicidade mensal (maio/2012 a abril/2013), em cinco pontos amostrais, localizados na Microbacia Hidrográfica do Córrego Caçula, no município de Ilha Solteira, região noroeste do Estado de São Paulo (Figura 1).



Figura 1. Mapa da Microbacia Hidrográfica do Córrego Caçula, localizada no município de Ilha Solteira – SP.

Para averiguar os fatores que influenciam a qualidade da água na Microbacia Hidrográfica do Córrego Caçula, e caracterizar a influência dos diversos usos e ocupação do solo que

compreende a área de estudo, foram propostos cinco pontos de amostragem, distribuídos por toda a microbacia, compreendendo desde suas principais nascentes até sua foz no Rio Paraná levando-se em conta a acessibilidade ao local (Tabela 1).

Tabela 1. Pontos de amostragem, coordenadas geográficas, localização e uso predominante do solo.

PONTOS AMOSTRAIS	LATITUDE	LONGITUDE	LOCALIZAÇÃO	USO PREDOMINANTE DO SOLO
1	20° 27’ 25.4”	51° 18’ 33.7”	Nascente do córrego do Ipê	Agrícola e Urbano
2	20° 29' 31.0"	51° 17' 17.4"	Nascente do córrego das Lagoas	Agrícola
3	20° 27' 05.3"	51° 21' 45.8"	Foz do córrego das lagoas	Agrícola
4	20° 27’ 05.2”	51° 21’ 46.8"	Foz do córrego do Ipê	Agrícola e Urbano
5	20° 27' 08.9"	51° 21' 53.4"	Foz do córrego Caçula	Agrícola e Pecuária

As coletas foram realizadas no período matutino, utilizando garrafas de polietileno de dois litros higienizadas com água ionizada, as amostras foram preservadas seguindo os procedimentos recomendados na NBR 9898/97.

Foram realizadas as análises das condições físicas e químicas, com base nos Métodos para as Análises de Águas Potáveis e Residuárias – *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*[5.] para os seguintes parâmetros: físico (temperatura) e químicos (pH e oxigênio dissolvido). A Tabela 2 apresenta a síntese da metodologia utilizada para a determinação de cada parâmetro analisado.

Tabela 2. Síntese das metodologias, equipamentos e precisão nas análises de qualidade de água.

PARÂMETROS	MÉTODOS	PRECISÕES	EQUIPAMENTOS
Temperatura	Eletrométrico		Termômetro portátil
pH	Eletrométrico	0,01	pHmetro de membrana/Hanna/HI8314
Oxigênio dissolvido- OD ($mg.L^{-1}$)	Método de Winkler Modificado	0,1	ılador

As amostras de água foram analisadas no Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (UNESP), onde foram avaliadas em no máximo 24 horas após cada coleta.

Resultados

A temperatura da água é a medida da intensidade de calor. Logo, pode ser considerada como uma das características mais importantes do meio aquático, já que esta variável pode influenciar significativamente parâmetros como pH e oxigênio dissolvido, que governam a existência e a interdependência dos organismos e espécies aquáticas[6.]

No período em que foi avaliada, a temperatura da água variou entre os valores 19°C a 25ºC no período seco, enquanto que, no período chuvoso, variou de 20ºC a 29ºC. Esses dados expressam variação de acordo com a temperatura do ar, com menores valores na seca, nos meses de julho e agosto com 19°C e maiores valores no período chuvoso, em janeiro (29°C).

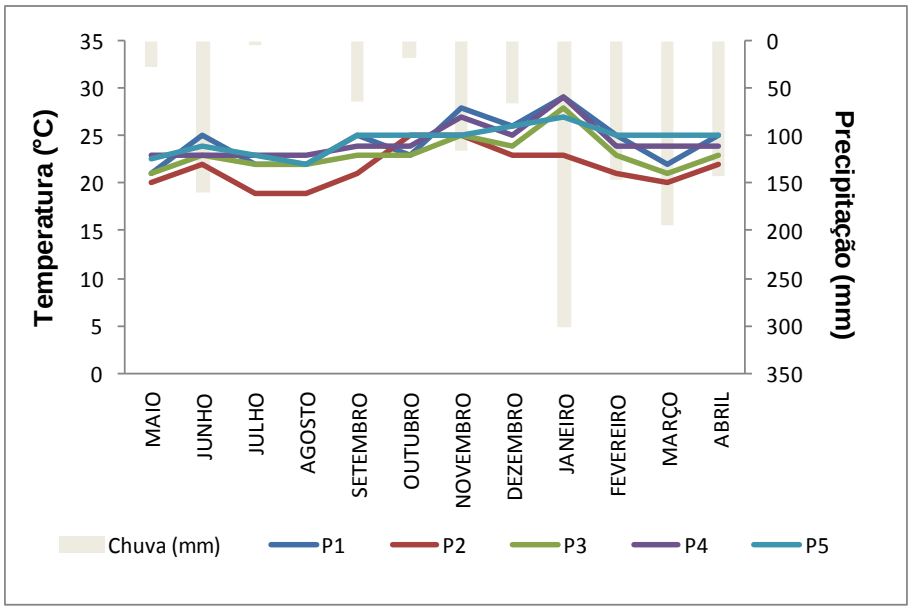


Figura 2. Variável Temperatura (°C) no período chuvoso e seco nos pontos de amostragem, no período de maio/12 a abril/13, localizados na microbacia do Córrego Caçula, Ilha Solteira/SP.

O potencial hidrogeniônico (pH) representa a concentração de íons hidrogênio na água, dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água[7]. Os principais responsáveis pela alteração do pH são os sólidos e gases dissolvidos. Os valores de pH variaram entre 5,37 a 8,5, encontrando-se dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos de água doce de Classe 2 (6,0 a 9,0) nos pontos amostrais 1, 3, 4 e 5, exceto nas amostras coletadas no Ponto 2 (nascente do Córrego das Lagoas) onde ocorreram soluções ácidas fora da faixa estabelecida pela Resolução (Figura 3).

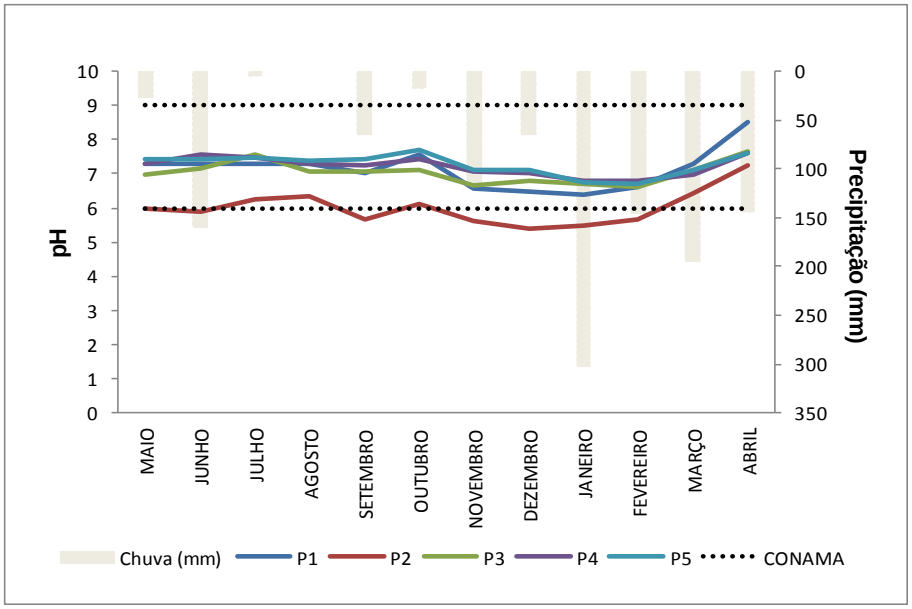


Figura 3. Variável Potencial hidrogeniônico no período chuvoso e seco nos pontos de amostragem, no período de maio/12 a abril/13, localizados na microbacia do Córrego Caçula, Ilha Solteira/SP.

O oxigênio dissolvido é indispensável à sobrevivência dos organismos aeróbios. A concentração de OD na massa líquida nas áreas estudadas variou de 0 a 11,85 mg L^{-1} no período chuvoso e de 3 a 12,78 mg L^{-1}, no período seco (Figura 4).

Em mananciais superficiais onde não há poluição, o OD deve apresentar valores não inferiores a 6,0 mg.L^{-1}. Os valores encontrados evidenciam que na nascente do Córrego das Lagoas encontra-se fora dos padrões de qualidade, atingindo valores mínimos de 0 mg L^{-1} e máximo de 8,95 mg L^{-1}, com o valor médio de 4,09 mg L^{-1}, confirmando as condições próximas de anaerobiose do corpo hídrico, insuficiente para manter a vida aquática.

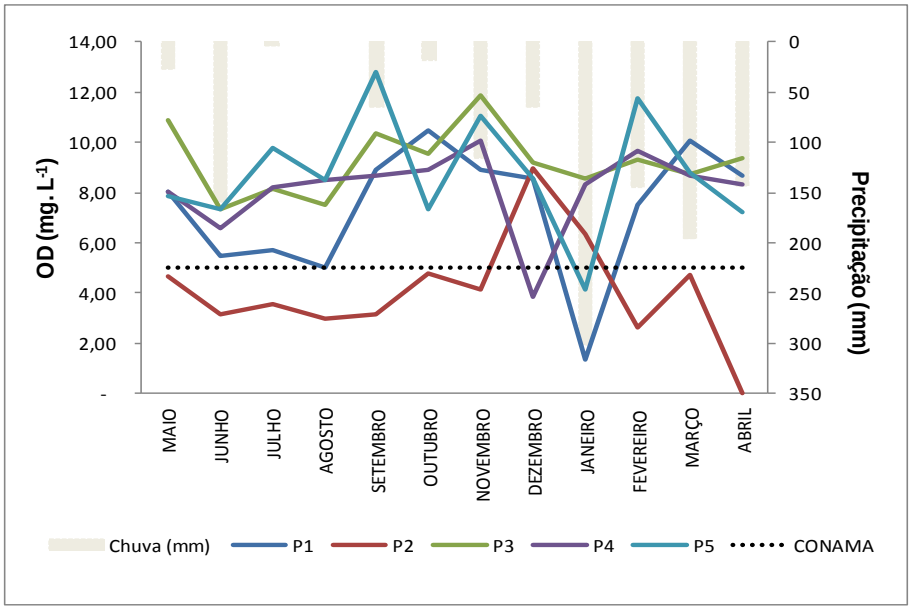


Figura 4. Variável Oxigênio Dissolvido (OD) no período chuvoso e seco nos pontos de amostragem, no período de maio/12 a abril/13, localizados na microbacia do Córrego Caçula, Ilha Solteira/SP.

Discussão

Observam-se variações sazonais em relação à temperatura da água, com os valores mínimos registrados no período de estiagem e inverno e máximas na época de chuvas. De maneira geral a temperatura da água da microbacia do Córrego Caçula apresentou valores baixos quando comparados com outros corpos d'água. Ao realizar um monitoramento da água da sub-bacia hidrográfica do Córrego André, autores encontraram variação de temperatura de 27°C a 30ºC no período seco, enquanto que, no período chuvoso, variou de 29,3 a 30ºC[8]. Observaram também que a temperatura da água no período de chuvas coincide com o período de dias mais quentes[9].

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo em que uma das mais difíceis de se interpretar. Esta complexidade na interpretação dos valores de pH deve-se ao grande número de fatores que podem influenciá-lo[10]. Verificou-se a redução nos valores de pH na nascente do córrego das Lagoas (P2), a qual pode ter sido provocada pela ausência da mata ciliar e sua proximidade com a estrada rural, gerando maior escoamento superficial e, consequentemente, maior carreamento de sólidos.

Autores estudaram a qualidade da água na Sub-Bacia Hidrográfica do Córrego Três Barras, localizada no perímetro rural do município de Marinópolis, e também verificaram redução nos valores de pH, provocada pelas áreas agricultadas (culturas perenes, videiras e culturas anuais), e por matas degradadas, moradias rurais e estradas rurais[11].

Em relação ao OD, supõe-se que os baixos níveis de oxigênio dissolvido estejam relacionados com a própria característica física (relevo) do trecho, que propicia baixa velocidade no fluxo da água influenciando numa menor reaeração. Cabe ressaltar que a proximidade com a estrada rural e a ausência da mata ciliar, possibilitou o carreamento de sólidos na água, também interferindo na oxigenação no Ponto 2[12]. Segundo a Resolução CONAMA no. 357/2005, esse trecho seria enquadrado na Classe 3.

Estudos realizados na microbacia do córrego do Ipê, registraram menores valores de OD, durante a seca e maiores na cheia[13]. Essa diferença pode ser explicada pelo aumento do volume de água no córrego, que faz com que haja uma maior diluição da carga orgânica que é lançada nesse corpo d'água, fato inverso ocorreu no presente estudo.

A qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Japaratuba, nas análises de OD encontraram valores entre 1,5 a 9,8 mg L^{-1} predominando valor médio superior a 5,0 mg L^{-1}. Sendo superiores aos valores encontrados na nascente do córrego das Lagoas[14].

Com base na comparação dos resultados das análises físico-químicas com os valores máximos permitidos preconizados na Resolução CONAMA 357/05, verifica-se que estão em conformidade com a mesma, exceto para a nascente do córrego das Lagoas, que apresentou na maioria do período amostral valores abaixo do permitido.

Portanto, as nascentes na microbacia necessitam de uma atenção especial, devido a redução do OD e pH, o que pode tornar inviável a sobrevivência de muitos seres vivos de vida aquática. Neste sentido, ações corretistas e preventistas devem ser estimuladas de modo que se possa manter não somente a qualidade da água deste corpo hídrico, mas também a integridade do sistema como um todo, protegendo esses mananciais e conservando-os para usos futuros.

Desta forma, conclui-se que a microbacia do córrego Caçula, apresenta alterações nas propriedades físico-químicos da água, influenciadas pelos fatores espaciais, com perda progressiva da qualidade das águas das nascentes para a foz dos córregos e por fatores temporais com a redução do OD e pH e aumento de temperatura da água no período chuvoso.

Referências

1. Bueno LF, Galbiatti JA, Borges MJ. Monitoramento de variáveis de qualidade de água no horto Ouro Verde - Conchal - SP. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 742-748, 2005. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162005000300020.

2. Strieder MN, Ronchi LH, Stenert C, Scherer RT, Neiss UG. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no Sul do Brasil. Acta Biológica Leopoldensia, Porto Alegre, v. 28, n. 1, p. 17-24, 2006.

3. Resolução CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente nº. 357 de 17 de março de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2005. 23p.

4. Hespanhol KMH. Monitoramento e diagnóstico da qualidade da água do ribeirão Morangueiro. 2009. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009).

5. American Public Health Association – APHA. Standard methods for examination of water and wastewater. 19.ed. Washington: American Public Health Association, 1995. 1193p.

6. São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e Amostragem, In: Qualidade Das Águas Interiores no Estado de São Paulo. Série Relatórios, Apêndice A, 2008.

7. Von Sperling M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas residuárias. 3.ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 211p.

8. Barros RVG, Souza CA. Qualidade do recurso hídrico do Córrego André, Mirassol D'Oeste. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, v.24, p.01-16, 2012. ISSN Eletrônico: 2176-9478.

9. Primavesi O, Freitas AR, Oliveira HT, Primavesi ACPA. A qualidade da água na microbacia hidrográfica do ribeirão Canchim, São Carlos, SP, ocupada por atividade pecuária. Acta Limnologica Brasiliensia, São Paulo, v. 12, p. 95-111, 2000.

10. Esteves FA. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro:Interciência/FINEP. 1988. 575p.

11. Vanzela LS, Hernandez FBT, Franco RAM. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 1, p. 55-64, 2010. DOI: 10.1590/S1415-43662010000100008.

12. Manoel LO, Carvalho SL. Qualidade do recurso hídrico de duas nascentes na microbacia do Córrego Caçula no município de Ilha Solteira-SP. Revista Científica ANAP Brasil, Tupã, v. 6, n. 7, p.151-166, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.17271/19843240672013.

13. Poleto C. Monitoramento e avaliação da qualidade da água de uma microbacia hidrográfica no município de Ilha Solteira - SP. 2003. 150 p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil na área de recursos hídricos e tecnologias ambientais, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Ilha Solteira, 2003.

14. Santos GO. Uso e ocupação do solo e monitoramento dos recursos hídricos na microbacia do Córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. 2011. 163 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2011.

CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DO CÓRREGO DAS LAGOAS AVALIADA PELO ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA (IQA).

Letícia de Oliveira Manoel[1], Elys Angélica Santana Couto[2], Osmar Pereira da Silva Junior[3], Sérgio Luís de Carvalho[4]

[1]Doutoranda, Pós-graduação em Ciências Biológicas, UNESP – Instituto de Biociências, Campus de Botucatu. Email: leticia.is@gmail.com
[2]Graduanda, Curso de Engenharia Ambiental, UNESP – Campus de Presidente Prudente.
[3]Mestrando, Pós-graduação em Engenharia Civil, UNESP – Campus de Ilha Solteira.
[4]Prof. Adjunto, Docente do Departamento de Biologia e Zootecnia (DBZ), UNESP – Campus de Ilha Solteira.

Resumo

Objetivou-se neste trabalho, avaliar a qualidade da água do córrego das Lagoas, na microbacia hidrográfica do córrego Caçula, utilizando o IQA. Realizou-se 12 coletas com periodicidade mensal, no período de maio/12 a abril/13, em dois pontos amostrais no município de Ilha Solteira-SP. As amostras foram analisadas quanto aos parâmetros físico-químicos e biológicos. Observou-se que na nascente do córrego das Lagoas, os valores do IQA, variaram de 28 a 61, com média "Regular", e na foz não sofreu influências das variações sazonais, variando entre 52 a 73, com média "boa" durante todo o período de amostragem. De acordo com os resultados obtidos, conclui-se que as principais condicionantes da redução da qualidade de água na nascente do córrego das Lagoas, é a influência do uso e ocupação do solo, devido o manejo incorreto dos solos e a degradação das matas ciliares, principalmente no seu entorno.

Palavras-chave: qualidade da água, bacia hidrográfica, ocupação do solo, recursos hídricos, variáveis físico-químicas e biológicas.

CHARACTERIZATION OF LAGOAS STREAM WATER EVALUATED BY THE WATER QUALITY INDEX (WQI)

Abstract

The present study aimed at assessing the Lagoas stream water quality, situated in the Caçula stream watershed, in terms of Water Quality Index (WQI). This has been found by collecting twelve samples monthly, from May 2012 to April 2013, in the city of Ilha Solteira, state of São Paulo, at two different sample sites. Physical-chemical and biological parameters have been considered for analysis. It was observed that WQI values at the Lagoas stream upstream varied from 28 to 61, with average considered "Regular". During the overall sampling period, there was no influence of seasonality at the Lagoas stream mouth, ranging from 52 to 63, with average considered "good". According to the results, one assumes that the main constraints associated to decrease WQI values at the Lagoas stream water source was attributed to the land use change, such as improper soil management and the removal of riparian forests, mainly at its surroundings.

Keywords: water quality, watershed, soil occupation, water resources, physical-chemical and biological variables.

Introdução

A bacia hidrográfica é o espaço físico de gestão dos diversos usos da água, onde se pode melhor perceber e entender os impactos sobre a quantidade e principalmente a qualidade da água como resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem. De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função das condições naturais e do uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica[1].

Nos últimos anos os recursos hídricos vêm sendo modificados por ação antrópica, resultando em prejuízo na qualidade e disponibilidade de água, sendo notória a necessidade crescente do monitoramento das alterações na qualidade da água, de forma a não comprometer seu aproveitamento múltiplo e minimizar os impactos negativos do ambiente[2].

A preocupação com a degradação dos recursos hídricos e as perspectivas de escassez traz à tona a necessidade de uma interpretação eficaz da qualidade das águas. Portanto, é necessário o uso de poucos e significativos parâmetros para diferentes áreas e diversos fins, para avaliar e monitorar, de forma objetiva e adequada, a qualidade das águas.

Tal necessidade é um desafio que tem sido enfrentado, na maior parte das vezes, com a otimização do monitoramento e utilização de Índices de Qualidade de Água (IQA), que consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações de origem antrópica ou natural, ocorridas na microbacia[3].

A avaliação da qualidade da água de um corpo hídrico, no âmbito de sua área de drenagem, é de fundamental importância para traçar diretrizes que visam a sua adequação frente aos requisitos de qualidade para usos específicos, definidos nos processos de enquadramento estabelecidos na Resolução nº. 357/2005 do CONAMA. Essa avaliação deve contemplar tanto os aspectos qualitativos como os quantitativos dos recursos hídricos, devido à indissociabilidade dos mesmos[4].

Dessa forma, objetivou-se neste artigo caracterizar a qualidade de água utilizando o Índice de Qualidade de Água (IQA) como uma ferramenta para avaliar e monitorar a qualidade da água do córrego das Lagoas –SP.

Métodos

Realizou-se 12 campanhas com periodicidade mensal, sendo seis no período seco (maio a outubro/2012) e seis no chuvoso (novembro/2012 a abril/2013), com coletas de água em dois pontos amostrais: P1 - na nascente do córrego das Lagoas e P2 – na foz do córrego das Lagoas, localizados na Microbacia Hidrográfica do Córrego Caçula, no município de Ilha Solteira, região noroeste do Estado de São Paulo (Tabela 1 e Figura 1).

Tabela 1. Pontos amostrais, coordenadas geográficas, localização e uso predominante do solo.

Ponto	Latitude	Longitude	Localização	Uso predominante do solo
1	20° 29' 31.0"	51° 17' 17.4"	Nascente do córrego das Lagoas	Agrícola e Pecuária
2	20° 27' 05.3"	51° 21' 45.8"	Foz do córrego das Lagoas	Agrícola e Pecuária

A Figura 1 apresenta a localização das áreas amostrais no córrego das Lagoas, microbacia do Córrego Caçula, município de Ilha Solteira – SP.

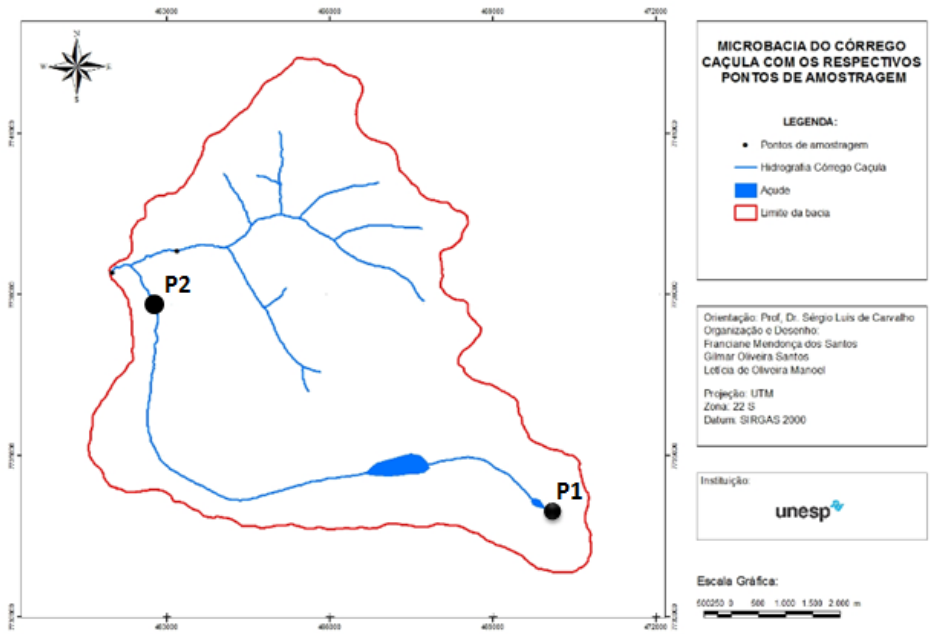


Figura 1. Localização das áreas amostrais no córrego das Lagoas, Ilha Solteira – SP.

As coletas foram realizadas no período matutino, as amostras de água foram preservadas seguindo os procedimentos recomendados na NBR 9898/97. Foram realizadas as análises das condições físicas, químicas e biológicas, utilizando-se o Índice de Qualidade de água - IQA, com base nos Métodos para as Análises de Águas Potáveis e Residuárias – *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*[5] para os seguintes parâmetros: Físicos (turbidez e temperatura), químicos (pH, nitrogênio Total, fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais) e biológicos (coliformes termotolerantes).

A Tabela 2 apresenta a síntese da metodologia utilizada para a determinação de cada parâmetro analisado.

Tabela 2. Parâmetros analisados, síntese das metodologias e equipamentos utilizados nas análises de qualidade de água.

PARÂMETROS	MÉTODOS	EQUIPAMENTOS
Turbidez (NTU)	Nefelométrico	Turbidímetro/Hach/ 2100NA v1.2
Temperatura (°C)	Eletrométrico	Termômetro portátil
pH	Eletrométrico	pHmetro de membrana/Hanna/ HI8314
Fósforo Total ($mg.L^{-1}$)	Digestão por Ácido Persulfato e Espectrofotométrico	Espectrofotômetro Odyssey/ Hach/DR-2500
Nitrogênio Total ($mg.L^{-1}$)	Digestão por Ácido Persulfato e Espectrofotométrico	Espectrofotômetro Odyssey/ Hach/DR-2500
DBO ($mg.L^{-1}$)	Método das Diluições, Incubado a 20ºC, 5 dias	Pipetas de 2 ml, garrafas de Van Dorn e Titulador
OD ($mg.L^{-1}$)	Método de Winkler Modificado	Titulador
Sólidos totais ($mg.L^{-1}$)	Gravimétrico	Cápsula de Porcelana Disco de microfibra de vidro/Sartorius Balança eletrônica de precisão de 0,1 µg/Bel Mark/ U210A Estufa/Marconi/MA033/ temp.120ºC Dissecador/Pyrex/200mm
Coliformes termotolerantes NMP/100 ml de Amostra	Contagem de bactérias	Procedimento de análise, Kit microbiológico – Sartorius.

As amostras foram analisadas no laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (UNESP), onde foram avaliadas em no máximo 24 horas após cada coleta.

O cálculo do IQA foi feito por meio do produtório ponderado dos nove parâmetros, segundo a seguinte fórmula:

$$IQA = \prod_{i=1}^{n} q_i^{w_i}$$

Onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

q_i: qualidade do i-ésimo parâmetro, que varia entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida, e

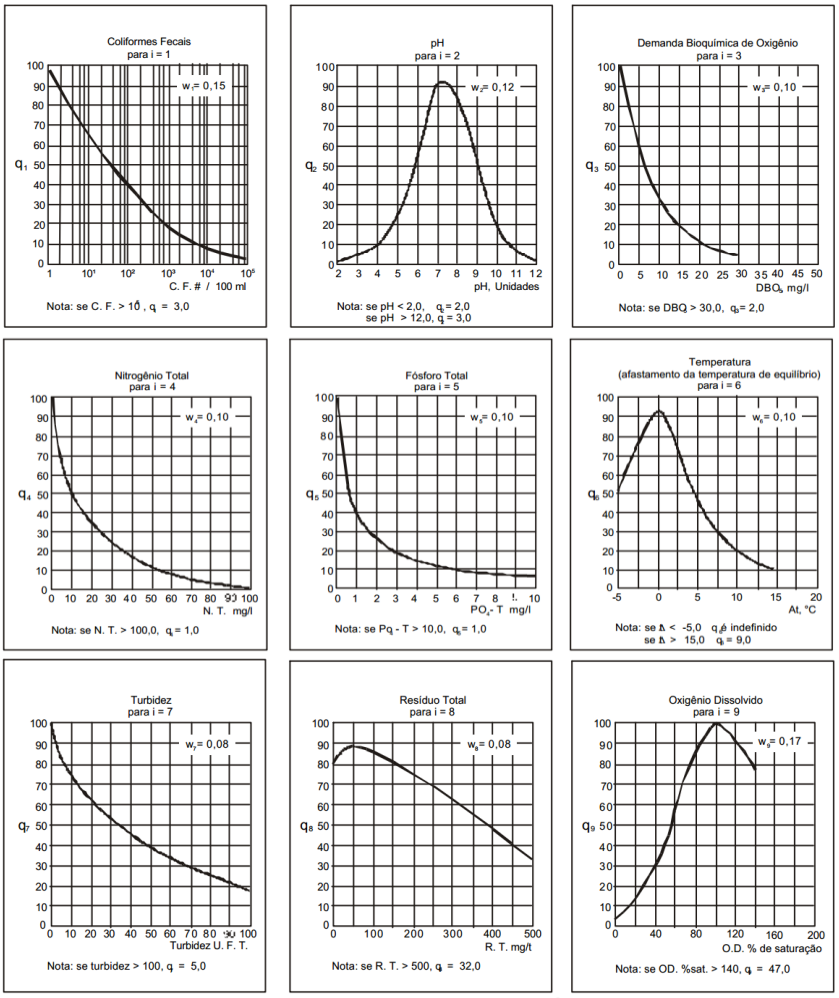
w_i: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, que varia entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^{n} W_i = 1$$

Em que:
n: número de variáveis que entram no cálculo do IQA,
$\mathbf{w_i}$**:** peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, que varia entre 0 e 1.

Na Figura 3 e Tabela 3 estão apresentadas as curvas de variação, sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente[6].

Figura 3. Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA.



Fonte: CETESB (2003)

Tabela 3. Parâmetros de qualidade da água e respectivos pesos para o cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA).

Parâmetro de qualidade da água	**Peso (w)**
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico - pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio - $DBO_{5,20}$	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte: CETESB (2003)

No caso de não se dispor do valor de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA é inviabilizado. A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, mostrada na Tabela 4.

Tabela 4. Classificação do Índice de Qualidade da Água para águas superficiais.

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	79 < IQA ? 100
BOA	51 < IQA ? 79
REGULAR	36 < IQA ? 51
RUIM	19 < IQA ? 36
PÉSSIMA	IQA ? 19

Fonte: CETESB (2003)

Resultados

Os valores do IQA na nascente do córrego das Lagoas (P1), no período analisado, variaram de 28 (ruim) a 61 (boa), com média dentro da faixa "Regular" (Figura 4).

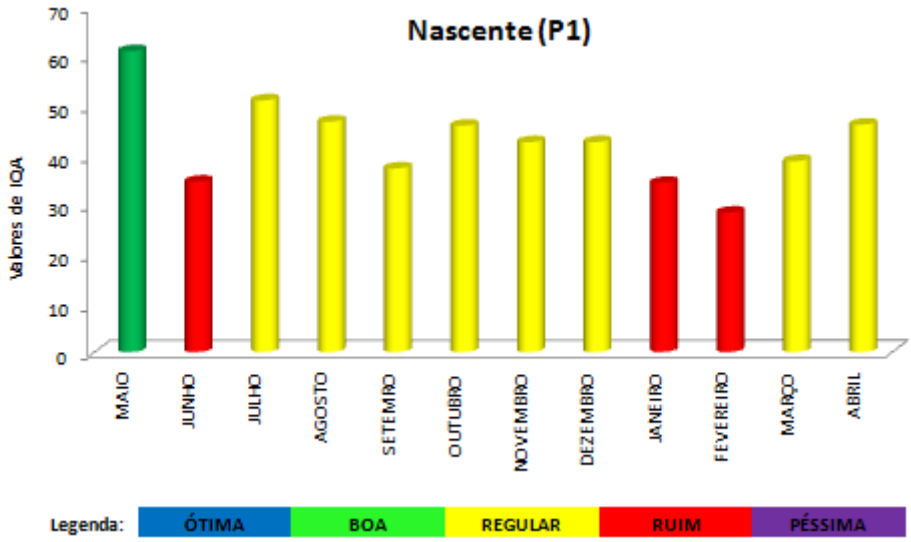


Figura 4. Índice de Qualidade de água (IQA) na nascente do córrego das Lagoas (P1), no período de março/2012 a abril/2013, localizado na Microbacia Hidrográfica do Córrego Caçula – Ilha Solteira/SP.

Os resultados dos cálculos do IQA para o Ponto 2, podem ser visualizados na Figura 5. O comportamento desse índice ao longo do período, não sofreu influências das variações sazonais, variando entre 52 a 73, com média de 63,5 mantendo a qualidade "boa" durante todo o período de amostragem.

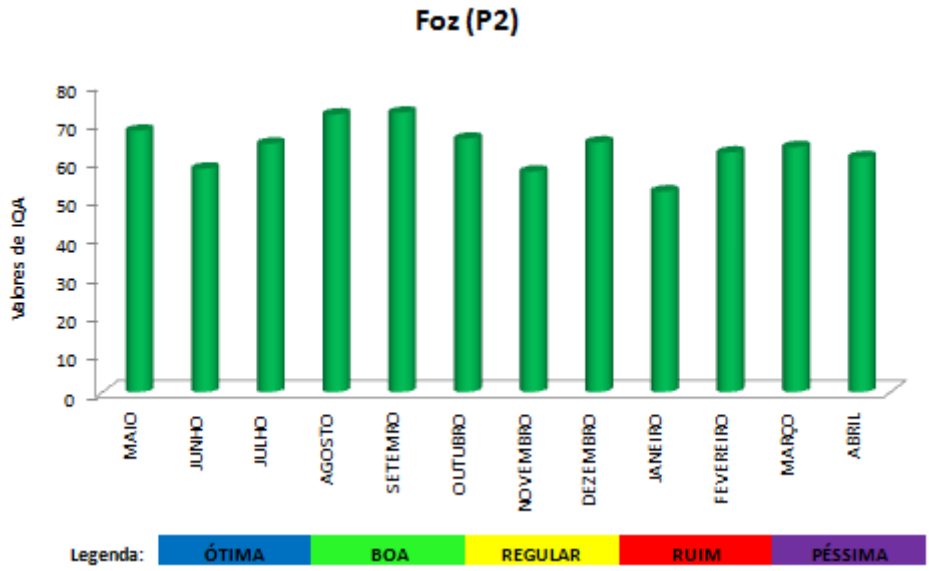


Figura 5. Índice de Qualidade de água (IQA) na foz do córrego das Lagoas (P2), no período de março/2012 a abril/2013, localizado na Microbacia Hidrográfica do Córrego Caçula – Ilha Solteira/SP.

Discussão

O uso de índices de qualidade de água é uma alternativa utilizada por programas de monitoramento de águas superficiais, por ser um método simples para acompanhar, de forma resumida, a possível deterioração dos recursos hídricos ao longo da bacia hidrográfica ou ao longo do tempo[7].

Na nascente do córrego das Lagoas (P1), apenas no mês de maio/2012, o IQA apresentou-se na faixa "boa". Dentre as variáveis que contribuíram para agravar os valores do índice de qualidade destacam-se principalmente oxigênio dissolvido, pH e fósforo total, que apresentaram-se fora dos limites legais estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05[8] o que pode estar relacionado com a ausência de mata ciliar, presença e pisoteio de gado, além de sua proximidade com a estrada rural, gerando maior escoamento superficial e, consequentemente, maior carreamento de sólidos[9,10], reduzindo a qualidade da água e consequentemente redução do valor de IQA.

Observou-se redução no valor do IQA da estação seca para a chuvosa na nascente (P1), concordando com estudos realizados na nascente do ribeirão do Funil, no município de Ouro Preto, MG[11]. O autor explica que o escoamento superficial pode ter contribuído para tal fato, favorecendo a entrada de contaminante de origem fecal e de carga orgânica, além do aumento do volume de água, possibilitando o revolvimento do fundo e ressuspensão de partículas elevando a concentração da turbidez, sólidos, fósforo e consequente redução do oxigênio dissolvido.

Vale salientar, que baixas concentrações de oxigênio dissolvido na água (<5,0 $mg.L^{-1}$) podem prejudicar a sobrevivência de algumas espécies aquáticas e alterar o equilíbrio e biodiversidade local[10], neste sentido é de extrema importância medidas mitigadoras a fim, de não comprometer a qualidade hídrica principalmente neste ponto que se trata de uma nascente.

A foz do córrego das Lagoas (P2), apresentou boa qualidade da água, durante todo período amostral, sendo que apenas o parâmetro fósforo total, apresentou-se em desconformidade com os Padrões de Qualidade de Água estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05. Dessa forma, indica que a qualidade da água apresenta características apropriadas para ser usada no consumo humano, após o tratamento adequado.

Vale destacar, que à montante deste ponto amostral, foi observada uma área alagada colonizada por taboas (*Typha* sp.) e aguapés que exercem uma função de "filtro", atenuando os

efeitos das ondas de cheia e retendo o material em suspensão, podendo estar exercendo função ecológica[12].

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que os principais condicionantes da redução da qualidade de água na nascente do córrego das Lagoas, medido pelo IQA, são a influência do uso e ocupação do solo, devido o manejo incorreto dos solos e a degradação das matas ciliares, principalmente no seu entorno.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado do primeiro autor e de mestrado do terceiro autor.

Conflito de interesses

Os autores declaram não haver qualquer potencial conflito de interesse que possa interferir na imparcialidade deste trabalho científico.

Referências

1. Von Sperling M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2005. 238p.

2. Franco RAM; Hernandez FBT. Qualidade da água para irrigação na microbacia do Coqueiro, Estado de São Paulo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, p. 772-780, 2009.

3. Donadio NMM; Galbiatti JA; Paula RC. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162005000100013.

4. Hespanhol KMH. Monitoramento e diagnóstico da qualidade da água do ribeirão Morangueiro. 2009. 85 f. (Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

5. American Public Health Association - APHA, AWWA, WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. Washington, DC: APHA, 1998.

6. Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Defesa do Meio Ambiente - CETESB. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, p.264, 2003. 264 p.

7. Toledo LG; Nicolella G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. Scientia Agrícola, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162002000100026.

8. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n°357, de 17 de março de 2005.

9. Manoel LO. Avaliação da qualidade da água na microbacia do córrego Caçula no município de Ilha Solteira-SP. 2013. 160p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil na área de recursos hídricos e tecnologias ambientais, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Ilha Solteira, 2013.

10. ManoeL LO; Carvalho SL. Qualidade do recurso hídrico do córrego das Lagoas, Ilha Solteira - SP: análise sazonal e efeitos do uso e ocupação do solo. XIV Fórum Ambiental da Alta Paulista, p. 564 - 573, 2018. ISBN: 978-85-68242-76-6.

11. Borges DVC. Avaliação da qualidade da água e ocorrência de cianobactérias do ribeirão do Funil, Ouro Preto - MG. 2009. 159 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG.

12. Manoel LO; Carvalho SL. Qualidade do recurso hídrico de duas nascentes na microbacia do Córrego Caçula no município de Ilha Solteira-SP. Revista Científica ANAP Brasil, Tupã, v. 6, n. 7, p.151-166, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.17271/19843240672013428.

ABSTRACTS

A WORKFLOW TO OBTAIN IMAGES USING REMOTELY PILOTED AIRCRAFTS (RPA) ON CITRUS CROP FIELD STUDIES 172

AVALIAÇÃO DA CITOTOXICIDADE DE ÁGUAS SUPERFICIAIS DO CÓRREGO MANDACARU, MARINGÁ-PR, EM ALLIUM CEPA L. 173

AVALIAÇÃO DA DESTINAÇÃO DOS RESÍDUOS DE PLANTAS DE PROCESSAMENTO DE FILÉ DE TILÁPIAS NA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA: ESTUDO DE CASO 174

COMPACTAÇÃO DE UM ARGISSOLO VERMELHO AMARELO CULTIVADO COM SOJA EM SISTEMA DE SEMEADURA DIRETA 175

CONCEPÇÃO DA PERCEPÇÃO AMBIENTAL NO CONTEXTO UNIVERSITÁRIO: A IMPORTÂNCIA DE AÇÕES ESTRATÉGICAS NA GESTÃO ORGANIZACIONAL 176

CRESCIMENTO DE MICROALGAS EM ÁGUA NEGRA TRATADA ANAEROBIAMENTE PARA RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES 177

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF A LEAK IN GEOMEMBRANE IN A LANDFILL AREA BY ELECTRICAL RESISTIVITY TOMOGRAPHY 178

EVOLUÇÃO ANUAL DOS ÍNDICES DE QUALIDADE DE ATERRO DOS RESÍDUOS URBANOS (IQA) NA 22ª UNIDADE HIDROGRÁFICAS DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DE 2010 A 2016 179

FERTILIDADE DO SOLO EM SISTEMA INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA FLORESTA 180

RELAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA COM DMP EM UM LATOSSOLO VERMELHO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA APÓS 2 ANOS DE IMPLANTAÇÃO 181

USO DE LODO DE ESGOTO EM SOLOS AGRÍCOLAS POR 20 ANOS. FERTILIDADE DO SOLO E PRODUTIVIDADE DA CULTURA DO MILHO 182

ANÁLISE DA AMBIENTALIZAÇÃO CURRICULAR NO CURSO DE GRADUAÇÃO EM ADMINISTRAÇÃO DA UNOESTE 183

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL MUTAGÊNICO DA ÁGUA COLETADA NO CÓRREGO DO LIMOEIRO DURANTE PERÍODO CHUVOSO 184

DETERMINAÇÃO DE METAIS E OUTROS COMPOSTOS PROVENIENTES DO USO DE DEFENSIVOS AGRÍCOLAS E FERTILIZANTES NAS ÁGUAS, NOS SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO E NOS SEDIMENTOS DE FUNDO DO RESERVATÓRIO DE BIRITIBA-MIRIM 185

EFFICIENCY IN THE ADSORPTION OF METAL CHROME USING AN AGRICULTURAL SOLID RESIDUE (ORANGE PEEL) AS ADSORBENTS FOR TREATMENT OF SYNTHETIC EFFLUENT 186

ENVIRONMENTAL EVALUATION OF CONTAMINANTS IN SUSPENDED AQUIFER BY ELECTRICAL RESISTIVITY TOMOGRAPHY (ERT) 187

INFLUÊNCIA DA ARBORIZAÇÃO URBANA E DA SUA DIVERSIDADE NO CONFORTO TÉRMICO URBANO EM CONJUNTOS HABITACIONAIS NA CIDADE DE PRESIDENTE PRUDENTE 188

O POTENCIAL DE EXPOSIÇÃO PARA POPULAÇÃO PRÓXIMA A UMA ÁREA COM RESÍDUOS DE FIBRAS DE AMIANTO 189

RESÍDUOS TECNOLÓGICOS E SUAS IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS 190

Pesquisa
Poster session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Exatas e da Terra
Geociências

A WORKFLOW TO OBTAIN IMAGES USING REMOTELY PILOTED AIRCRAFTS (RPA) ON CITRUS CROP FIELD STUDIES

LUCAS PRADO OSCO
ERIKA AKEMI SAITO MORIYA
JOAO ALEX FLORIANO AGUIAR
ANA PAULA MARQUES RAMOS
JOSÉ MARCATO JUNIOR
NILTON NOBUHIRO IMAI
JOSÉ EDUARDO CRESTE
VAGNER SOUZA MACHADO
EDSON TAKASHI MATSUBARA

The usage of Remotely Piloted Aircrafts (RPAs) on environmental and agricultural studies has increased over the past years due to the possibility of performing low-cost aerial image acquisition. An important usage for RPAs imagery is during the analysis of citrus crops since the visualization of the canopy is desirable in order to monitor the trees development. Therefore, a standardized procedure to be performed is desirable. To describe the essential steps for digital image acquisition using RPAs on the study of citrus cropping. We developed a workflow to synthesize the steps for digital image acquisition using RPAs on citrus cropping studies, and we tested the developed steps on a study case as an example. The digital image acquisition proposed was performed according to the following steps: 1) Flight Planning and Imagery Acquisition; 2) Distribution of Control Points; 3) Imagery Processing. We used a Parrot Sequoia Camera®, which is capable of registering the spectral bands in the green, red, red-edge and near-infrared regions. The camera was installed on a RPA eBee (senseFly©) model. We used a GNSS (Global Navigation Satellite System) Leica RTK® (Real-time Kinematic) plus GS15 receiver. We then used images captured by the Sequoia to compound an orthomosaic with adjacent scenes from the flight. Moreover, we measure the values of a QR code previously the flight in order to, later; using the software Pix4DMapper®, convert the digital number to surface reflectance values for each band. During the Flight Planning, we discussed the flight specification, area to be covered and the necessary process to obtain the imagery. On the Distribution of Control Points, we explained how to distribute and register these points in the elected area. To the Imagery Processing, we reviewed the procedures involving imagery geometry correction, the compound of the orthomosaic and the conversion of the variable assigned to the pixel from digital number to surface reflectance values. We conclude that the complexity of a workflow used for planning, acquisition, processing, and analysis of imagery acquired by RPAs on citrus crop may vary considerably. This complexity dependent on the goals of the study, the availability of equipment, and the topographical features of the study area. Even though the study case was applied considering the analysis of a citrus crop field, when addressed the parameter and measures suggested, the workflow can be used as an overall guide for RPA surveys.

Pesquisa
Poster session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Biológicas
Biologia Geral

AVALIAÇÃO DA CITOTOXICIDADE DE ÁGUAS SUPERFICIAIS DO CÓRREGO MANDACARU, MARINGÁ-PR, EM ALLIUM CEPA L.

AMANDA YAEKO YAMADA

O tema água ganhou repercussão nas últimas décadas por causa da crescente ameaça à falta de água potável para as populações, e diferentes fatores podem interferir tanto na qualidade como na quantidade de água disponível para o uso. São exemplos dessas interferências ambientais, o crescimento populacional, a urbanização, o aumento pela demanda de água, e principalmente o consumo de recursos naturais e a geração de resíduos, que ocorrem em velocidade acima da qual os sistemas naturais conseguem repor ou reintegrar ao meio ambiente. Diante dessas preocupações em torno do tema Água, pesquisas vêm sendo realizadas com intuito de avaliar a qualidade dos recursos hídricos e os efeitos citotóxicos que poluentes presentes nos mesmos, podem causar nos organismos que interagem com este meio. Diante disso o presente estudo teve como objetivo avaliar a citotoxicidade das águas superficiais do córrego Mandacaru, que possui três nascentes localizadas em área urbana da cidade de Maringá - PR. Foi utilizado o teste Allium cepa L., considerado um excelente modelo in vivo na qual as raízes da cebola crescem em contato direto com o material de interesse, possibilitando a identificação dos efeitos tóxicos, como alterações ao longo do ciclo celular. Realizou-se coletas de água em 4 pontos do córrego, na nascente, no canal originado pela segunda nascente, na confluência destas e na transição entre área urbana e rural. As análises foram feitas a partir das estatísticas com teste do Qui-quadrado. Não ocorreram alterações estatisticamente significativas dos índices de divisão, das células meristemáticas das raízes tratadas com as águas do córrego, quando comparadas com o grupo controle, que recebeu apenas água filtrada. Portanto, as águas superficiais do córrego Mandacaru não apresentaram potencial citotóxico. Mesmo assim, é preciso que o monitoramento ambiental continue sendo realizado, pois é uma área muito modificada que sofre constante pressão antrópica. Também é indicado que seja realizado o monitoramento ambiental periodicamente para que haja um controle sobre a qualidade do córrego Mandacaru, pois o mesmo apresenta importância no ciclo natural da água, por ser um dos afluentes que interferem na manutenção do rio Pirapó de onde é captada a água para consumo da população de Maringá, e para manutenção da vida aquática e terrestre que usufruem do córrego Mandacaru.

Pesquisa
Poster session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Agrárias
Medicina Veterinária

AVALIAÇÃO DA DESTINAÇÃO DOS RESÍDUOS DE PLANTAS DE PROCESSAMENTO DE FILÉ DE TILÁPIAS NA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA: ESTUDO DE CASO

ANAVIR MARCOS CHRISTOFOLLI
ROGERIO GIUFFRIDA

A produção de tilápias (Oreochromis niloticus) vem se destacando por estar em franca expansão, especialmente na região do Pontal do Paranapanema, SP, onde é criada em tanques-rede e tanques escavados. Contudo, cerca de 65% da matéria-prima se converte em resíduos, que sem o devido tratamento, são altamente poluentes. Uma análise crítica relativa a forma de descarte destes resíduos pode subsidiar futuras intervenções visando melhorias nos processos produtivos. Descrever a destinação dos resíduos do processamento de tilápias nos municípios de Euclides da Cunha Paulista e Teodoro Sampaio, Pontal do Paranapanema, SP entre os anos de 1992 e 2017. Delineou-se um estudo de caso com base em observações diretas no cenário reinante na região, no período compreendido entre 1992 e 2017. Informações complementares foram obtidas junto a profissionais do Departamento de Agricultura de Teodoro Sampaio, SP, Brasil e polos de produção ligados a escolas agrícolas locais. Segundo os fiscais municipais e profissionais que atuam na região, entre 1992 e 2012, os resíduos gerados nas plantas de processamento de filé nos municípios supracitados foram despejados in natura no leito do Rio, ou enterrados nas propriedades de produção. Ao longo dos anos, este cenário agravou-se, mesmo com a migração da atividade, de tanques rede para tanques escavados, após implementação de políticas públicas locais de estimulo a produção. Apenas em 2012, algumas cooperativas e produtores regionais passaram a adotar o sistema de inspeção municipal, destinando os resíduos compostos por couro, cabeça, espinhaço e vísceras para as graxarias quando se acumulavam nos sistemas de refrigeração. Até o presente momento, muitos produtores locais dão destino inadequado aos resíduos gerados, poluindo solo e corpos d´água. Espera-se diante deste cenário, propor alternativas para o aproveitamento dos resíduos, principalmente por meio do beneficiamento em subprodutos (quibe, hambúrguer, pele de tilápia, silagem, composto orgânico, óleo ou farinha de peixe) para gerar renda adicional aos produtores e reduzir o descarte clandestino de resíduos em áreas inadequadas. Durante mais de 20 anos, o polo local de produção de filés de tilápia foi uma atividade altamente poluente que se adequou parcialmente a partir de 2012. Contudo, mesmo com os avanços. o aproveitamento dos resíduos ainda é incipiente devendo ser estimulado pela ampliação de arranjos produtivos locais para beneficiamento dos resíduos em subprodutos.

Pesquisa
Poster session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Agrárias
Agronomia

COMPACTAÇÃO DE UM ARGISSOLO VERMELHO AMARELO CULTIVADO COM SOJA EM SISTEMA DE SEMEADURA DIRETA

JULIANA MEGUMI KANASHIRO DE OLIVEIRA
CAROLINA DOS SANTOS BATISTA BONINI
MELISSA ALEXANDRE SANTOS
RONALDO CINTRA LIMA
BEATRIZ SANTOS BISI

A compactação do solo é uma das consequências que ocorrem e prejudicam o solo devido ao manejo realizado de forma inadequada e sem utilização de técnicas que visem sua conservação. O objetivo foi avaliar as alterações na resistência à penetração do solo e umidade gravimétrica em uma área cultivada com diferentes coberturas de solo com o cultivo de soja em sistema de semeadura direta. O experimento foi realizado na Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas - UNESP/FCAT, no município de Dracena/SP de outubro de 2017 a setembro de 2018. O solo foi classificado como um Argissolo Vermelho Amarelo distrófico. O delineamento experimental utilizado para as análises foi em blocos ao acaso, com quatro repetições, em esquema fatorial 4x2, sendo os tratamentos principais: Testemunha com plantio convencional de soja; Plantio direto de soja com forragem de Urochloa ruziziensis; Plantio direto de soja com forragem de Urochloa brizantha cv. paiaguás; Plantio direto de soja com forragem de Urochloa brizantha cv. piatã. E os secundários: com adubação potássica de cobertura com humics e com adubação potássica de cobertura + Heringer® Humics. Foram realizadas as análises de resistência à penetração do solo e umidade gravimétrica em duplicatas, nas profundidades de 0-0,10m; 0,10-0,20m e 0,20-0,40m. Para os valores médios de resistência mecânica à penetração tem-se que apenas para a camada de 0,10-0,20m houve diferença significativa entre os tratamentos, verificou-se em todos os tratamentos, sendo que o tratamento "Convencional" mostrou valores menores devido ao revolvimento do solo. Já os demais tratamentos que estão em sistema de semeadura direta, ou seja, não há revolvimento do solo e estão ainda em fase de implantação (segundo ano), os resultados foram maiores em relação ao convencional. Para todos os tratamentos estudados, os valores encontrados estão abaixo de 2MPa que é considerado limite crítico para um bom desenvolvimento das plantas. Para a umidade do solo avaliada, em todos os tratamentos, os valores ficaram próximos a capacidade de campo que é o ideal para a realização do teste de compactação. O tratamento com menor conteúdo de água foi o convencional. Conclui-se que os resultados obtidos mostram que a área não está compactada, pois apresentam valores menores que 2MPa e o melhor tratamento é o convencional. Órgão de fomento financiador da pesquisa: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo(FAPESP)..

Pesquisa
UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Sociais Aplicadas
Poster session
Comunicação

CONCEPÇÃO DA PERCEPÇÃO AMBIENTAL NO CONTEXTO UNIVERSITÁRIO: A IMPORTÂNCIA DE AÇÕES ESTRATÉGICAS NA GESTÃO ORGANIZACIONAL

ALINE PAIVA BLASECHI GARCIA
ALBA REGINA AZEVEDO ARANA

Para estabelecer ações que viabilizem resultados positivos do ponto de vista da gestão ambiental dentro das organizações é preciso compreender bem o que pensa seu público, na comunicação chamamos de stakeholders, que são pessoas dos mais variados perfis com quem a empresa se relaciona. Do ponto de vista organizacional propor ideais que não estejam devidamente adequadas a estes stakeholders seria como despender um tempo, cada vez mais escasso, em ações que na prática não vão surtir efeito. Assim, esta pesquisa propõe o entendimento da percepção ambiental da comunidade interna de uma universidade - que conta com diferentes públicos: estudantes, professores e funcionários administrativos - para que a instituição possa ter subsídios para propor, de forma estratégica, ações que possam ter melhores resultados no que se refere as questões ambientais. A pesquisa teve como objetivo verificar a percepção ambiental dos diferentes públicos existentes no contexto universitário, para que se possa pensar em estratégias de gestão organizacional, incluindo a comunicação com esses públicos. A metodologia empregada, foi a realização de um levantamento bibliográfico sobre a temática abordada e, seguidamente, a realização de um estudo exploratório descritivo analítico, ancorado na pesquisa-ação com abordagem de pesquisa quali-quantitativa, utilizando como técnica a observação sistêmica. Por meio das respostas dos entrevistados é possível traçar o perfil do público que frequenta o ambiente universitário com relação a assuntos voltados ao meio ambiente, sendo um material importante para a tomada de decisões estratégicas do ponto de vista da gestão organizacional e também de aspectos de comunicação, como uma área importante no incentivo a melhores práticas ambientais. É preciso o desenvolvimento de propostas de gestão e de comunicação em busca de fortalecer a relação da comunidade que integra o contexto universitário com as questões ambientais, em busca de possibilitar a formação de profissionais comprometidos com iniciativas sustentáveis. Órgão de fomento financiador da pesquisa: ASSOCIAÇÃO PRUDENTINA DE EDUCAÇÃO E CULTURA APEC. Protocolo CEUA: 2.603.653.

Pesquisa
Poster session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Engenharias
Engenharia Ambiental

CRESCIMENTO DE MICROALGAS EM ÁGUA NEGRA TRATADA ANAEROBIAMENTE PARA RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES

LETÍCIA SLOMPO
LARISSA QUARTAROLI
MATHEUS DARONE FRONTEIRA
CLOVIS WESLEY OLIVEIRA DE SOUZA
GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA

A agricultura hoje é baseada no uso de fertilizantes compostos de nitrogênio e fósforo, sem o uso destes seria necessária uma expansão de 167% no espaço destinado ao cultivo agrícola para atender a população mundial. Ao mesmo tempo, o esgoto doméstico contêm altas concentrações destes nutrientes. No conceito de novo saneamento, o esgoto é visto como uma fonte de recursos e é separado em água negra e água cinza nas casas para facilitar a recuperação destes recursos, sendo que a água negra, composta por fezes e urina, contém a maior concentração de nutrientes e matéria orgânica. As microalgas, presentes naturalmente em esgotos, são consideradas uma solução promissora para o polimento de águas negras tratadas anaerobiamente, junto à recuperação de nutrientes incorporados na biomassa algal para uso como fertilizantes. O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de um consórcio de microalgas nativas no tratamento e recuperação de nutrientes de uma água negra tratada por um reator UASB. Na primeira etapa, a água negra tratada anaerobiamente foi colocada em ambiente controlado de luz e temperatura para permitir o crescimento das microalgas existentes. Na segunda etapa, o consórcio de microalgas isoladas foi inoculado na água negra tratada anaerobiamente em fotobiorreatores em escala laboratorial de dois litros. Foram realizadas três bateladas com duração de sete dias cada uma, compostas por um fotobiorreator aerado com ar comprimido e outro com ar comprimido enriquecido com 5% de CO2, em triplicata, com iluminação artificial. Análises de fósforo inorgânico, nitrogênio amoniacal e peso seco foram realizadas diariamente. A remoção de nitrogênio amoniacal e de fósforo inorgânico do efluente nos reatores aerados apenas com ar foram 49, 33 e 49% e 78, 66 e 83% nas Bateladas 1, 2 e 3, respectivamente. Nos reatores com CO2 as remoções de nitrogênio amoniacal e de fósforo inorgânico foram 6, 5 e 5% e 44, 9 e 0% nas Bateladas 1, 2 e 3, respectivamente. O peso seco para os reatores com ar foi 0,18, 0,16 e 0,21 g.L-1 e nos reatores com CO2 foi 0,11, 0,10 e 0,10 g.L-1 nas Bateladas 1, 2 e 3, respectivamente. Os reatores aerados apenas com ar comprimido apresentaram valores maiores de remoção de nutrientes e crescimento de biomassa algal em relação aos reatores aerados com ar enriquecido com CO2, isso demonstra que, nestas condições, o consórcio de microalgas é capaz de crescer em água negra tratada utilizando o metabolismo heterotrófico e removendo nutrientes. Órgão de fomento financiador da pesquisa: FAPESP.

Pesquisa
Poster session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Exatas e da Terra
Geociências

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF A LEAK IN GEOMEMBRANE IN A LANDFILL AREA BY ELECTRICAL RESISTIVITY TOMOGRAPHY

LÍVIA PORTES INNOCENTI HELENE
CÉSAR AUGUSTO MOREIRA

Liners in landfills are functional units whose purpose is to isolate the solid wastes and the products from their degradation in order to prevent them from coming into contact with the subsurface environment. The liners are systems formed by low permeability soils and waterproofing polymers (geomembrane) that cover the entire base and lateral areas of the landfill. Even with careful installation, small faults such as rips or holes can occur in the geomembrane, causing leachate, the main product of the degradation of solid waste, to have an unrestricted flow to the ground and can even reach groundwater and cause large environmental impacts. Landfills are complex and environmentally sensitive areas, the identification of possible failures in the geomembrane are only possible through non-invasive methods. The environmental study in the sanitary landfill of Vila Nova do Sul (RS) counted with the use of electrical resistivity tomography (ERT) to detect the presence of leachate in subsurface. For this purpose, 12 data acquisition lines were programmed to cover the entire waste disposal area and an upstream area used for reference values. The results were processed in 2D inversion models and 3D visualization models that allow the spatial and depth characterization of the area and the assignment of electric resistivity values lower than the natural to the presence of leachate. The integration of a software that compile 2D data into 3D viewing models enabled isosurface resistivity maps to -4m and -10m depth levels at the base of the landfill and the aquifer, respectively. There is a wide zone of leachate accumulated in the waste cell where the geomembrane were settled and by the upstream view, it is possible to identify zones of leachate leaks that indicates a hole at the geomembrane. The results shows the applicability of the method in the diagnosis of leachate contamination in a high-complexity environment. In addition, it is possible to establish an effective system for the remediation in a place where the installation of monitoring wells can increase the environmental impact. Órgão de fomento financiador da pesquisa: CNPq.

Pesquisa
Poster session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências da Saúde
Saúde Coletiva

EVOLUÇÃO ANUAL DOS ÍNDICES DE QUALIDADE DE ATERRO DOS RESÍDUOS URBANOS (IQA) NA 22ª UNIDADE HIDROGRÁFICAS DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DE 2010 A 2016

ROGERIO GIUFFRIDA
LUCAS DA SILVA PEREIRA
SUELEN NAVAS UBIDA
LEONICE SEOLIN DIAS

O IQA (Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos) é um valor adotado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) para aquilatar a gestão dos aterros controlados e sanitários nos municípios paulistas. O IQA engloba 48 indicadores relativos à aspectos operacionais, sanitários, ambientais, sociais e econômicos para classificar os aterros com índices: A =adequados (8,01 a 10,0), C= controlados (6,01 a 8,0) e, I = inadequados (< 6,01). Os valores de IQAs podem ser utilizados para nortear a gestão de resíduos sólidos municpiais. O objetivo da pesquisa é avaliar a evolução anual dos IQAs dos municípios que compõe a 22ª Unidade Hidrográficas de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGHRI 22) desde a promulgação Política Nacional de Resíduos Sólidos-PNRS (2010) até o último relatório publicado pela CETESB (2016). O estudo abrangeu 21 municípios que tem áreas na UGHRI22 (bacia do Pontal do Paranapanema). Os valores de IQAs para os anos de 2010 a 2016 foram obtidos em publicações da CESTEB e utilizados para construção de série temporal e geração de mapas coropléticos no software R, com auxílio do pacote tmaps, utilizando como critérios diferenciais, a classificação adotada pela CESTESB (A, C, e I). As médias de IQAs da UGHRI22 apresentaram valores relativamente estáveis ao longo dos anos: 7,35 (2010), 6,89 (2011), 6,85 (2012), 7,21 (2013), 7,17 (2014), 7,33 (2015) e 7,38 (2016). Não foram observadas tendências temporais sinificativas ao longo dos anos. Entre 2010 e 2011, a média de IQA reduziu-se, possivelmente em razão das normas rígidas da PNRS, contudo voltou a elevar-se nos anos seguintes. Ao longo dos sete anos, o número de municípios com IQA inadequados reduziu-se de 4 (19%) para 1 (4,7%), denotando que os muitos municípios avaliados extinguiram os lixões na área da UGHRI 22. Apenas Anhumas manteve valores de IQA acima de 8,01 em todos os anos. Em contraste apenas Pirapozinho manteve em valores inadequados ao longo dos sete anos, possivelmente por ainda utilizar lixão como forma de destinação final. Observa-se evolução modesta, porém favorável dos IQAs ao longo dos anos na UGHRI 22, apesar da série temporal não detectar tendências crescentes significativas. Futuramente, a extinção dos lixões locais deve elevar os IQA médio dos municípios da região.

Pesquisa
Poster session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Agrárias
Agronomia

FERTILIDADE DO SOLO EM SISTEMA INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA FLORESTA

JÉSSICA FERNANDA DIAS SOUZA
CAROLINA DOS SANTOS BATISTA BONINI
CAROLINE TEODORO DE SOUZA
RAFAEL LUÍS SANCHEZ PERUSSO

O uso contínuo do solo com a utilização de práticas convencionais, vem acarretando problemas no solo de compactação, redução da matéria orgânica, menor estabilidade de agregados e redução dos nutrientes essenciais para as plantas reduzindo a qualidade do solo. O presente trabalho objetivou analisar a fertilidade do solo sob sistema integração lavoura pecuaria floresta. Em julho de 2012 foi implantado o ILPF e realizado a caracterização física e química do solo, preparo do solo, calagem e adubação. O plantio do eucalipto (2013), com adubação de plantio (350 kg/ha da formula 04-30-16 por cova). A pastagem utilizada foi a de capim marandu em uma área de 27 ha. O delineamento utilizado foi em blocos casualizados, com quatro repetições. Sendo os tratamentos: T1-integração lavoura-pecuária, sem o componente arbóreo; T2-sistema agrossilvipastoril, com sombreamento de 1 linha de eucalipto, sendo a distancia entre cada linha 17 a 21 m e a distancia entre plantas de 2m, com densidade de 200 arvores/ha; T3 - sistema agrossilvipastoril, com sombreamento de 3 linhas de eucalipto, sendo a distancia entre as faixas de eucalipto de 17 a 21 m e a distancia entre plantas de 2m, com densidade de 500 arvores/ha; T4 plantio exclusivo de eucalipto. As análises químicas do solo foram realizadas de acordo com a metodologia utilizada no estado de São Paulo e foram avaliados os teores de fósforo, potássio, magnésio e cálcio (extração com resina trocadora de íons). O teor de matéria orgânica (método colorimétrico), pH (cloreto de cálcio),acidez potencial (pH 7,0). Foram calculadas as somas de bases, capacidade de troca catiônica e saturação por bases. Foram coletadas 270 amostras, em julho/agosto de 2017, nas camadas de 0-0,05; 0,05-0,10 e 0,10-0,20m. O cálcio apresentou os maiores valores no tratamento ILP em todas as camadas estudadas. A distância interferiu para cálcio, CTC e V% na camada 0-0,05m, na camada 0,05-0,10m apenas o cálcio apresentou diferenças significativas entre as distâncias e na camada 0,10-0,20m apenas o pH e o V% apresentaram diferenças significativa entre as distâncias. Houve interação dos fatores tratamentos x distancia de coleta para o pH, H+Al (0-0,05m); MO, pH, Mg, H+Al, SB, CTC e V% (0,05-0,10 m) e H+Al (0,10-0,20m). Conclui-se que as quantidades de cálcio foram maiores na camada mais profunda no tratamento ILP e os elementos P resina, matéria orgânica, SB, CTC, Mg, K estão presentes em maiores quantidades na camada superficial. Órgão de fomento financiador da pesquisa: FAPESP.

Pesquisa
Poster session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Agrárias
Agronomia

RELAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA COM DMP EM UM LATOSSOLO VERMELHO EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA APÓS 2 ANOS DE IMPLANTAÇÃO

RAFAEL LUÍS SANCHEZ PERUSSO
CAROLINA DOS SANTOS BATISTA BONINI
CLEITON ALEXANDRE SILVEIRA DO NASCIMENTO
JÉSSICA FERNANDA DIAS SOUZA
GELCI CARLOS LUPATINI

Os agregados em sua formação são influenciados diretamente pelo teor de materia orgânica, que pode ser afetada por diversos fatores relacionados ao manejo empregado na área. Em sistemas de integração, as condições para a formação de agregados são favorecidas, uma vez que ao manter os resíduos culturais na superfície, consequentemente eleva-se o teor de matéria orgânica e melhora a agregação do solo. Com o presente trabalho, objetivou-se estudar a relação existente entre o diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP) e o teor de matéria orgânica em um sistema de integração lavoura-pecuária após dois anos de implantação. Utilizou-se um delineamento de blocos ao acaso com três repetições para os pastos e quatro repetições para as culturas, com os seguintes tratamentos: 1-Soja-Milho+B. ruziziensis (pastejo); 2-Soja-Milho+Piatã (pastejo); 3-Soja-Milho+Paiaguás (pastejo); 4-Soja-Piatã (pastejo 2 anos)-Soja-Piatã (pastejo); 5-Soja-Paiaguás (pastejo 2 anos)-Soja-Paiaguás (pastejo); 6-Soja-milho (Plantio direto); 7-Soja-milho (Preparo convencional). O teor de matéria orgânica foi determinado pelo método colorimétrico e o diâmetro médio ponderado dos agregados foi determinado pelo método de Angers & Mehuys (2000).Os dados foram submetidos às análises estatísticas utilizando o programa SISVAR e foram analisados efetuando-se a análise de variância, correlação simples e teste de Tukey a 5 % de probabilidade para a comparação de médias. Os resultados obtidos mostram que existe uma tendência ao aumento do teor de matéria orgânica com o aumento do diâmetro médio ponderado dos agregados nas duas camadas estudadas, 0,0-0,10m e 0,10-0,20m, apesar de que os teores de matéria orgânica não diferem estatisticamente entre tratamentos. Conclui-se que os sistemas de integração são benéficos tanto para o incremento de matéria orgânica ao solo, quanto para melhorar a estrutura do mesmo, e que a relação estudada entre matéria orgânica e diâmetro médio ponderado dos agregados evidencia que estas duas características estão interligadas. Órgão de fomento financiador da pesquisa: FAPESP.

Pesquisa
Poster session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Agrárias
Agronomia

USO DE LODO DE ESGOTO EM SOLOS AGRÍCOLAS POR 20 ANOS. FERTILIDADE DO SOLO E PRODUTIVIDADE DA CULTURA DO MILHO

DENISE DE LIMA DIAS DELARICA
LETÍCIA FERNANDA LAVEZZO
ROBERTA SOUTO CARLOS
DANILO OLANDINO DE SOUZA
ANTONIO MÁRCIO DE SOUZA ROCHA
ELIENAI FERREIRA DA SILVA
GREYSCILÉIA CÔRTE TOGO RIBAS
VALÉRIA PERUCA DE MELO
WANDERLEY JOSÉ DE MELO

A medida que a demanda global por energia renovável e matéria orgânica aumenta, os resíduos orgânicos, como o lodo de esgoto (LE), passam a ser considerados para uso agrícola. Avaliar a fertilidade do solo e a produtividade da cultura do milho em solo tropical que vem recebendo aplicações sucessivas de lodo de esgoto durante 20 anos. O experimento foi conduzido em DBC, (4x5), com parcelas de 60 m². Anualmente aplica-se 0, 5,10 e 20 Mg ha-1 de LE, base seca. As doses acumuladas são de 0,100,200 e 347,5 Mg ha-1. Antes do plantio, o LE é aplicado a lanço e incorporado por gradagem, logo após a cultura é semeada. O tratamento 0 recebeu fertilização mineral com N (170 kg ha-1)P (50 kg ha-1) K (90 kg ha-1) na semeadura. Nos tratamentos 20,10 e 5 Mg ha-1, adiciono-se 68,79 e 85 kg ha-1 de KCl, respectivamente.Para determinação da fertilidade do solo foram coletadas aos 60 dias após o plantio da cultura (DAP), 10 amostras simples (0-0,20 m) formando uma amostra composta. A determinação da fertilidade dá-se por Raij et al., (2001). A amostragem de espigas ocorreu aos 120 (DAP), considerando 8 metros da linha central. Os grãos são secos em estufa com circulação forçada de ar, pesados e umidade corrigida para 15,5%. O tratamento 20 Mg ha-1 apresentou o menor valor de pH. O teor MOS foi maior no tratamento 20 Mg ha-1. Ao longo dos 20 anos o teor de MOS nos tratamentos foi pouco incrementado. O LE é uma boa fonte de P, pois os tratamentos 10 e 20 Mg ha-1 apresentam alta fertilidade. Os teores de Ca e Mg do LVef são considerados altos em todos os tratamentos.O teor de K do solo é classificado como médio em todos os tratamentos.O tratamento 20 Mg ha-1 apresentou maior elevação no valor de H+Al, seguido do tratamento 0 e 10 Mg ha-1. Soma de bases e CTC não diferiram entre os tratamentos com aplicação de lodo de esgoto em relação ao tratamento 0. Dos tratamentos que recebem LE, a dose 5 Mg ha-1 apresentou o maior índice de saturação por bases (V%). A aplicação das doses de LE como fertilizante para a cultura do milho em LVef proporcionou produtividade de 6,6 Mg ha-1 no tratamento 20 Mg ha-1, enquanto a fertilização mineral produziu 6,3 Mg ha-1. A utilização do LE como agente de incremento da fertilidade do solo a longo prazo, em função da mineralização da matriz orgânica e liberação de nutrientes tem se mostrado eficaz para atender à necessidade nutricional da cultura do milho, de modo que a produtividade foi semelhante à da área que recebeu fertilização mineral. Órgão de fomento financiador da pesquisa: CAPES.

Pesquisa
Oral session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Sociais Aplicadas
Administração

ANÁLISE DA AMBIENTALIZAÇÃO CURRICULAR NO CURSO DE GRADUAÇÃO EM ADMINISTRAÇÃO DA UNOESTE

STEPHANIE FUNARI AMARAL GUSMAO
ALBA REGINA AZEVEDO ARANA
SUZANA CHIARI BERTOLLI

Durante muito tempo as questões ambientais foram tratadas de forma isolada, com relação aos fatores sociais, econômicos, e culturais. Todavia, a preocupação com as questões ambientais tem sido inserida nos universos curriculares de diversas instituições de ensino superior. Na Universidade do Oeste Paulista (UNOESTE), esta preocupação tem sido demonstrada nos cursos de graduação, incluindo os cursos da área de Ciências Sociais Aplicadas. Este estudo teve por objetivo avaliar o modo como o curso de graduação em Administração da UNOESTE incorporou a questão ambiental no projeto pedagógico e matriz curricular, e analisar como a preocupação ambiental tem sido representada nas atividades de ensino, pesquisa e extensão. Nesse estudo de caso, foi analisada a inserção da Ambientalização Curricular no Brasil e os instrumentos da educação ambiental; o modo como a Ambientalização Curricular foi inserida no curso de Administração; e, por fim, a visibilidade da preocupação ambiental pela coordenação e pelos docentes e discentes do curso. Os resultados mostram que a preocupação ambiental está expressa no Projeto Pedagógico do curso, principalmente na contextualização socioambiental e regional onde se encontra a Universidade. Dos 45 Planos de Ensino analisados apenas 13,33% discorrem sobre a preocupação com os problemas ambientais. Apenas 2 projetos de extensão foram desenvolvidos desde o ano de 2014. Dos projetos de pesquisa cadastrados, foi observado uma baixa frequência da temática ambiental entre os anos de 2011 e 2015, e a partir do ano de 2016 foi notado o aumento da frequência de projetos com elementos relacionados à questão ambiental. A entrevista com a coordenação do curso, docentes e discentes mostrou que, de forma geral, o curso de Administração apresenta um preparo mediano para educar alunos que compreendem as questões ambientais. A coordenação vê a importância da temática ambiental e isso foi refletida na criação de novas disciplinas para tratar sobre o assunto. No entanto, a compreensão dos discentes sobre a educação voltada para a sustentabilidade é muito variável, sendo que os mesmos reconhecem que a educação ambiental no curso ainda é frágil. Portanto, os resultados indicam que os esforços para incorporar a temática ambiental no curso por parte da coordenação, dos docentes, e dos discentes do curso do curso de Administração da Unoeste precisam ser potencializados. Protocolo CEUA: 66657817.9.0000.5515.

Pesquisa
Oral session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Biológicas
Genética

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL MUTAGÊNICO DA ÁGUA COLETADA NO CÓRREGO DO LIMOEIRO DURANTE PERÍODO CHUVOSO

ANA CAROLINA PRETO MALAMAN
PAULO ANTONIO DA SILVA
ANTONIO FLUMINHAN JÚNIOR
IAGO FERNANDES SANTOS
WELLYNTON DE LIMA SILVA
ANDRE CARRION DE FARES PINTO

Vários problemas de saúde decorrem da interação com o meio ambiente poluído. Muitos dos contaminantes lançados no meio podem ter propriedades mutagênicas. A detecção desses agentes pode ser realizada através de bioensaios com plantas superiores, como a cebola comum (Allium cepa), que é amplamente utilizada devido ao seu baixo custo e sua alta sensibilidade. O objetivo foi avaliar a qualidade da água do córrego do Limoeiro em Presidente Prudente, através da análise do potencial mutagênico, por meio do sistema teste Allium cepa. Verificou-se os tipos de danos causados às raízes da cebola através da observação morfológica e do cálculo do índice mitótico das células meristemáticas. Os testes foram realizados em amostras de três pontos do córrego (A, B e C) no mês de fevereiro de 2018, (período chuvoso) Como controle negativo utilizamos água mineral e controle positivo solução de peróxido de Hidrogênio a 300mM. Na avaliação morfológica, e usando como parâmetro as raízes do controle negativo, pode-se observar que: o controle positivo apresentou redução no comprimento das raízes coletadas; o grupo A demonstrou poucas diferenças visuais em relação ao grupo controle; o grupo B apresentou raízes contorcidas; e no grupo C foi observado maior espessura das raízes. Também calculamos o índice mitótico das células radiculares antes e depois de serem expostas à água do córrego. No grupo c. negativo, a redução na taxa de mitose foi de 16,3% e para o controle positivo, essa redução ultrapassou 76%. Os grupos A, B e C apresentaram redução do índice mitótico em 60,1%, 73,8% e 47% respectivamente. Observamos que os bulbos expostos à água do córrego tiveram valores muito superiores ao controle negativo. O grupo B apresentou valor muito próximo ao do controle positivo nos levando à supor que há contaminantes nas amostras do córrego que inibiram o crescimento radicular das cebolas. As características morfológicas confirmam essa suposição. No entanto, outros fatores devem ser avaliados para que tenhamos melhor compreensão dos agentes causadores dessas alterações. É necessária a obtenção de mais dados citológicos e cromossômicos. Também faz-se importante a análise da presença de substâncias mutagênicas na água, através de testes químicos. Concluímos que os pontos do córrego do Limoeiro avaliados, apresentam sinais de contaminação por substâncias causadoras de alterações celulares e que mais análises devem ser realizadas para melhor compreensão dos principais agentes causadores. Órgão de fomento financiador da pesquisa: CAPES.

Pesquisa
Oral session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Exatas e da Terra
Geociências

DETERMINAÇÃO DE METAIS E OUTROS COMPOSTOS PROVENIENTES DO USO DE DEFENSIVOS AGRÍCOLAS E FERTILIZANTES NAS ÁGUAS, NOS SEDIMENTOS EM SUSPENSÃO E NOS SEDIMENTOS DE FUNDO DO RESERVATÓRIO DE BIRITIBA-MIRIM

JOEL BARBUJIANI SIGOLO
JÉSSICA TAEKO SANCHES KOHARA DE ANGELI

O Biritiba-Mirim está localizado em área com alta produtividade agrícola fundamentada em horticulturas. O uso de defensivos agrícolas e fertilizantes é comum no entorno do reservatório visando aumentar a produtividade agrícola, porém essas atividades alteram as condições geoquímicas naturais das áreas próximas ao reservatório. Essas atividades agrícolas próximas a área de reservatório provocam riscos à qualidade da água bruta ai reservada em função do emprego de defensivos agrícolas.Demonstra-se aqui que há contaminação das águas superficiais desses compostos por escoamento para o reservatório e suas drenagens e/ou a contaminação por meio da infiltração desses compostos pelo solo até alcançar as águas subterrâneas. Nesse cenário, torna-se importante monitorar a qualidade das águas de recarga desse reservatório. O objetivo deste trabalho foi determinar a presença de metais e outros compostos provenientes do uso de defensivos agrícolas e fertilizantes nas águas, nos sedimentos em suspensão e nos sedimentos de fundo do reservatório de Biritiba-Mirim e associá-los ao uso e ocupação do solo nas adjacências do mesmo. A identificação das potenciais fontes de poluição foi realizada por meio de entrevistas com os agricultores locais e consultas à Casa da Agricultura do Município de Biritiba-Mirim Essas auxiliaram na seleção dos parâmetros a serem analisados e foi possível determinar os poços que estavam em área de uso de defensivos agrícolas. As primeiras medições das águas realizadas em campo foram de temperatura, pH e condutividade elétrica, e em laboratório, determinou-se a concentração de Cu, Zn, Mn, Se, B, K, P, Ca, F-, Cl- e NO3-. Os resultados das análises químicas foram comparados com os valores máximos permitidos para o consumo humano (VMP), de acordo com a Portaria N° 1469 do CONAMA de Outubro de 2001. Dos 19 poços que foram amostrados 9 poços apresentam algum parâmetro com o valor superior a normativa vigente, 5 poços possuem Mn em concentrações superiores, 3 poços possuem NO3- em excesso e 1 poço a concentração de F- ultrapassa o permitido, entre estes foram descartados 2 poços que apresentaram anomalias relacionadas a aspectos geológicos e não tem relação com causas antrópicas. Fica evidente que a água subterrânea não é o principal meio de transporte ou destino final dos resíduos dos defensivos agrícolas utilizados na área de estudo. No geral a maioria dos moradores da região de influência do reservatório não possuem poços contaminados.

Pesquisa
Oral session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Engenharias
Engenharia Ambiental

EFFICIENCY IN THE ADSORPTION OF METAL CHROME USING AN AGRICULTURAL SOLID RESIDUE (ORANGE PEEL) AS ADSORBENTS FOR TREATMENT OF SYNTHETIC EFFLUENT

DANIEL ÂNGELO MACENA
ALINE ALVES COSTA
GRAZIELLE SHIZUMI SUZUKI
MARIA APARECIDA DA CONCEICAO DO NASCIMENTO

After the Industrial Revolution, the use of chemical substances, mainly metals, significantly increased leading to dramatic environmental damage. Therefore, the development of new methods and technologies that reduce the emission of contaminates is extremely important for the environment The present study had as objective to evaluate the efficiency of orange residue to adsorb Chromium metal from synthetic effluent in different experimental conditions For this, the biosorbent material was washed, oven dried, crushed and sieved. In the biosorption step 1.0 g, of orange peel powder was used, which were added in 100 mL of the synthetic effluent prepared from standard solution of chromium nitrate 10.0 mg.L-1 and pH ranging from 4, 7 and 10. The solutions were stirred for 2 hours in magnetic stirrer at room temperature. After filtration, the filtrate was wet-digested in nitric acid (HNO3) and hydrogen peroxide (H2O2) using a Kjeldahl digester block for macro-type tubes. The concentration was determined by the technique of flame atomic absorption spectrometry and subsequent calculation of the efficiency of the adsorption process The results were compared considering the same contact time, amount of mass of the natural biosorbent and the pH, in which the efficiency order was 97.8; 94.6 and 93.7% removal of chromium ions at pH 4, 7 and 10, respectively, using 1.0 g mass of the agricultural solid residue.The electronegativity, hydrolysis constant and the ionic radius are factors that favor the adsorption of metallic species. By the way, was the reason the sorption process showed good electrostatic interaction with metallic ion Chromium by maintaining high efficiency even at different pH's and the final concentrations for the best efficiencies meet the limits of Chrome concentration established in CONAMA 430/2011 (below 1.0 mg.L-1) for effluent discharges We concluded that the metal ions-adsorbing capacity of solid agricultural residue, orange peel powder, was remarkably efficient, near to 100%. Future strategies such as, transformation of the orange peel into active carbonized material, will improve the residue absorption efficiency

Pesquisa
Oral session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Exatas e da Terra
Geociências

ENVIRONMENTAL EVALUATION OF CONTAMINANTS IN SUSPENDED AQUIFER BY ELECTRICAL RESISTIVITY TOMOGRAPHY (ERT).

CÉSAR AUGUSTO MOREIRA
LÍVIA PORTES INNOCENTI HELENE

Environmental assessment of areas contaminated by inadequate disposal of solid waste requires integrated studies that include a review of the contamination history, the main pollutants evolved and the physical characteristics of the environment. The great challenge is to understand the distribution of the contaminant in the subsurface, its flow path and accumulation zones; which can be particularly difficult in complex aquifer systems. To this end, the evaluation should consider indirect research techniques that allow the delimitation of the presence of the contaminant and the heterogeneities of the environment in order to direct subsequent sampling and remediation activities. The work carried out in a clandestine waste disposal area in Leme (SP) aim to identify possible concentrations of leachate in subsurface to delineate the accumulation zones through the geophysical acquisition technique named Electrical Resistivity Tomography (ERT). The study area has a complex geology; it is formed by alternating layers of argillites and siltstones with fine sandstone lenses filled by carbonaceous cement deposited in a shallow marine environment with influence of river deposition. Hence, the methodology of data acquisition followed first with a historical analysis of satellite images that directed the location for the positioning of eight lines of electric resistivity in addition to a reference line. The results presented in the form of 2D inversion models and 3D visualization models, shows a spatial characterization of the subsurface, and identification of the presence of leachate in the region based on its physicochemical characteristics and its relation with values of electrical resistivity. By the analysis of the data, it is possible to identify individualized areas that presents values of electrical resistivity lower than the natural minimum for the area, which should indicate zones of generation, flow and accumulation of leachate. In addition, the interpretation of the 3D models and multilevel maps allowed the detailing of these low resistivity areas revealing the isolation of the zones of accumulation of leachate in several depths, which indicate that these zones are supported by the suspended aquifers formed for cemented sandstone that occur in the area. This type of complex environment is difficult to identify only by conventional well installation and sampling methods, emphasizing the importance of indirect techniques in environmental assessment.

Pesquisa
Oral session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Sociais Aplicadas
Planejamento Urbano e Regional

INFLUÊNCIA DA ARBORIZAÇÃO URBANA E DA SUA DIVERSIDADE NO CONFORTO TÉRMICO URBANO EM CONJUNTOS HABITACIONAIS NA CIDADE DE PRESIDENTE PRUDENTE

DJANINE DOLOVET MARTINS
ALBA REGINA AZEVEDO ARANA
PAULO ANTONIO DA SILVA
SUZANA CHIARI BERTOLLI

A arborização urbana tem sido reconhecida como uma alternativa de técnica passiva que pode contribuir de diversas maneiras com a paisagem e as edificações, interagindo com os indivíduos a partir de benefícios físicos e climáticos. A hipótese deste estudo é que a presença de arborização, assim como sua diversidade, pode alterar o conforto térmico das edificações, influenciando o consumo de energia elétrica de residenciais padrões populares. O objetivo deste estudo é avaliar a diversidade de espécies arbóreas em conjuntos habitacionais construídos pelo Programa de Aceleração do Crescimento e verificar a sua relação com o conforto térmico e consumo de energia elétrica das edificações em diferentes épocas do ano. A análise do conforto térmico, (que inclui os parâmetros de temperatura do ar, temperatura radiante média, velocidade do vento e umidade relativa do ar) e a diversidade de espécies arbóreas foi realizada em frente às residências de três conjuntos habitacionais com diferentes níveis de arborização (CH - JD, DH - BV e CH - JSR, respectivamente em ordem crescente de cobertura arbórea). O conforto térmico foi avaliado em três períodos do dia (manhã, tarde e noite) durante a estação de verão. O consumo de energia elétrica por habitante foi avaliado por meio de um questionário simples aplicado aos moradores dessas residências. Os parâmetros foram analisados por meio de analise de variância (ANOVA) e as médias comparadas pelo teste t (P = 0,05), e por meio de equações de regressão. Com base nos dados coletados ainda não podemos concluir que a arborização pode diminuir o consumo de energia elétrica nas residências, mas as análises mostram que o bairro com maior cobertura arbórea (CH - JSR) apresentou menor temperatura (do ar ou radiante?) média, menor velocidade do vento e maior umidade relativa do ar em relação aos outros dois bairros de cobertura intermediária e baixa. As temperaturas elevadas influenciaram os resultados de conforto térmico do CH- JD. Contudo, nesse bairro o consumo de energia elétrica foi menor, que pode estar relacionado com a menor quantidade de dispositivos de climatização nos ambientes. Com base nos dados coletados ainda não podemos concluir que arborização pode diminuir o consumo de energia das residências, mas as análises confirmam que o bairro com maior cobertura arbórea apresenta maior conforto térmico em relação aos outros dois bairros de cobertura intermediária e baixa. Órgão de fomento financiador da pesquisa: PPG/PEIC.

Pesquisa
Oral session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Exatas e da Terra
Geociências

O POTENCIAL DE EXPOSIÇÃO PARA POPULAÇÃO PRÓXIMA A UMA ÁREA COM RESÍDUOS DE FIBRAS DE AMIANTO

FABIO LUIZ VIEIRA DE OLIVEIRA
MARIO DE BRITO MARCELINO
JOEL BARBUJIANI SIGOLO
JÉSSICA TAEKO SANCHES KOHARA DE ANGELI

Amianto define os silicatos fibrosos de ocorrência natural, divididos em dois grupos: serpentinas e anfibólios. O amianto foi bastante empregado no setor da construção civil, como fibras para a produção de telhas e no setor automobilístico, como materiais de fricção. Contudo, tem sido foco de discussão o banimento em escala mundial, devido à relação entre a exposição a essas fibras e os desfechos em saúde. A população mais bem estudada é a ocupacional em razão de interesses comerciais para a manutenção do uso. Logo, os desfechos ambientais são pouco pesquisados, dificultando o estabelecimento de associação etiológica ao amianto. Soma-se a isso, o fato de não existirem níveis seguros para a exposição à fibra, o longo período de latência para as doenças relacionadas ao amianto, como o mesotelioma, e a dificuldade dos médicos em diagnosticar doenças relacionadas. É objetivo da pesquisa evidenciar, por meio de um estudo de caso, o potencial de exposição de uma população vizinha a uma área, em Avaré/SP, com resíduos contendo amianto. A metodologia se pautou em pesquisa bibliográfica com revisão da literatura e vista aos processos na Agência Ambiental de Avaré da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), visita técnica à área e análise de dados meteorológicos obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Os resultados evidenciaram a presença de 336.200 kg de pó contendo amianto, como fonte de contaminação na área. Fatores de deflagração do agente tóxico, como os saques e a depredação do galpão industrial avaliado, deixaram o resíduo perigoso exposto às intempéries, predominantemente, à ação do vento, sendo que os ventos com velocidade acima de 4,0 m/s, provenientes de sudeste, apresentaram maior potencial de carrear o resíduo perigoso em direção ao Distrito Industrial Primavera, região com baixa densidade demográfica. A pesquisa revelou baixo potencial de exposição aos receptores residentes no entorno da área do estudo.

Pesquisa
Oral session

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA - UNOESTE
Ciências Sociais Aplicadas
Administração

RESÍDUOS TECNOLÓGICOS E SUAS IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS

JULIENE MALDONADO OROSCO DE ANDRADE
ALBA REGINA AZEVEDO ARANA

Com o avanço tecnológico, industrias produzem em ritmo acelerado, consecutivamente intensificando a poluição atmosférica, gerando mudanças climáticas e ocasionando o aquecimento global. Essa produção exagerada leva consumidores a substituição antecipada de seus bens ocasionados pela obsolescência programada. Sucessivamente aumenta-se a quantidade de resíduos tecnológicos descartados. Tais resíduos possuem em sua composição metais pesados e tóxicos, do qual o manuseio sem os devidos cuidados e o seu descarte direto no solo contamina todo o meio ambiente. Geral: Avaliar as especificidades do resíduo tecnológico, e seu comprometimento com o meio ambiente. Específicos foram: apresentar o cenário mundial em relação ao crescimento do resíduo tecnológico e seus possíveis impactos ambientais; compreender o que é o resíduo tecnológico e seus principais componentes; especificar a partir dos insumos gerados pela separação dos resíduos tecnológicos possíveis cadeias produtivas. Trata-se de uma pesquisa bibliográfica, e por se tratar de matérias com possuem relação ao meio ambiente este trabalho está vinculado ao projeto cadastrado junto a Coordenadoria Central de Pesquisa (CCPq) da presente Instituição de Ensino Superior (IES) e ao Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) em atendimento aos requisitos da Resolução CNS 466/12. Os resíduos tecnológicos são altamente recicláveis, cerca de 97% de toda sua estrutura pode ser reutilizada, fornecendo insumos para novos produtos. Como a extração do ouro, prata, cobre, alem do plástico e metais, restando apenas 3% de rejeitos. A tendência do desenvolvimento tecnológico é expandir cada vez mais, na busca por a facilitar a vida cotidiana. Entretanto esta busca desmedida por inovações apresenta não somente desenvolvimento econômico, mas um decrescimento ambiental. Os modos de fabricação e descarte acarretam a degradação ambiental que atingem principalmente a atmosfera, promovendo mudanças climáticas e causando o aquecimento global, fato este que já compromete a vida de todos os seres vivos. A reciclagem é um dos fatores que podem contribui para minimizar o uso de toneladas de matéria virgem e recursos naturais necessários na fabricação de novos equipamentos. O descarte de resíduos no meio ambiente também diminui, mitigando os riscos para os ecossistemas. Resultados econômicos e ambientais podem ser esperados e permitem ganhos consideráveis, caracterizando um nicho de negócio promissor. Órgão de fomento financiador da pesquisa: CAPES. Protocolo CEUA: 4119.