

PEQUENOS LAGOS TROPICAIS: AVALIAÇÃO DO GRAU DE
DEGRADAÇÃO DE SUAS BACIAS DE DRENAGEM E SUAS
IMPLICAÇÕES NA CONTAMINAÇÃO POR METAIS

ANTÔNIO CARLOS FELIX FERREIRA JÚNIOR

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY
RIBEIRO

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

MARÇO 2021

**PEQUENOS LAGOS TROPICAIS: AVALIAÇÃO DO GRAU DE
DEGRADAÇÃO DE SUAS BACIAS DE DRENAGEM E SUAS
IMPLICAÇÕES NA CONTAMINAÇÃO POR METAIS**

ANTÔNIO CARLOS FELIX FERREIRA JÚNIOR

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY
RIBEIRO**

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

MARÇO 2021

**PEQUENOS LAGOS TROPICAIS: AVALIAÇÃO DO GRAU DE
DEGRADAÇÃO DE SUAS BACIAS DE DRENAGEM E SUAS
IMPLICAÇÕES NA CONTAMINAÇÃO POR METAIS**

ANTÔNIO CARLOS FELIX FERREIRA JÚNIOR

Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, como parte
das exigências para a obtenção do título
de Mestre em Ecologia e Recursos
Naturais.

**ORIENTADOR: Prof. Dr. Marcos Sarmet Moreira de Barros
Salomão**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES
MARÇO 2021**

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pelo autor.

F383

Ferreira Júnior, Antônio Carlos Felix.

PEQUENOS LAGOS TROPICAIS : AVALIAÇÃO DO GRAU DE DEGRADAÇÃO DE SUAS BACIAS DE DRENAGEM E SUAS IMPLICAÇÕES NA CONTAMINAÇÃO POR METAIS / Antônio Carlos Felix Ferreira Júnior. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2021.

95 f. : il.

Bibliografia: 81 - 95.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2021.

Orientador: Marcos Sarmet Moreira de Barros Salomao.

1. lagos. 2. impactação humana. 3. *Land Use Index* (LUI). 4. metais. 5. sedimentos. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

PEQUENOS LAGOS TROPICAIS: AVALIAÇÃO DO GRAU DE DEGRADAÇÃO DE SUAS BACIAS DE DRENAGEM E SUAS IMPLICAÇÕES NA CONTAMINAÇÃO POR METAIS

ANTÔNIO CARLOS FELIX FERREIRA JÚNIOR

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 28 de março de 2021.

Comissão Avaliadora:



Carlos Eduardo Veiga de Carvalho (Dr. Geociências e Geoquímica) – UENF



Daniela Mariano Lopes da Silva (Dr^a. Química na Agricultura e Ambiente) – UESC



Maurício Mussi Molisani (Dr. Geociências e Geoquímica) – UFRJ



Marcos Sarmet Moreira de Barros Salomão (Dr. Ciências, Energia Nuclear na Agricultura) - UENF



Governo do Estado do Rio de Janeiro
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

DECLARAÇÃO

Eu, Marina Satika Suzuki, coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), seguindo a Resolução CPPG nº2 de 2021, declaro validadas as assinaturas constantes da Folha de Assinaturas da Dissertação intitulada “PEQUENOS LAGOS TROPICAIS: AVALIAÇÃO DO GRAU DE DEGRADAÇÃO DE SUAS BACIAS DE DRENAGEM E SUAS IMPLICAÇÕES NA CONTAMINAÇÃO POR METAIS” de autoria de ANTÔNIO CARLOS FELIX FERREIRA JÚNIOR, defendida no dia 29 de março de 2021.

Campos dos Goytacazes, 20 agosto de 2021

Marina Satika Suzuki
Coordenadora PPG-ERN / UENF
ID. Funcional 641333-1



Documento assinado eletronicamente por **Marina Satika Suzuki, Coordenadora**, em 20/08/2021, às 09:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 21º e 22º do [Decreto nº 46.730, de 9 de agosto de 2019](#)



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.fazenda.rj.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=6, informando o código verificador **21211695** e o código CRC **8475EE21**.

Referência: Processo nº SEI-260009/002124/2021

SEI nº 16736771

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602
Telefone: - www.uenf.br

8/20/21, 09:43

Dedico essa dissertação aos meus familiares que com pequenos estímulos no dia-a-dia estimularam minha paixão e respeito pela ciência.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer primeiro a Deus, por tudo. A minha família por estar sempre ao meu lado. Principalmente aos meus pais, Celza Gomes da Silva Felix e Antônio Carlos Felix Ferreira, por sempre estarem presentes na minha vida. Por todo amor e carinho e por sempre terem acreditado que eu pudesse alcançar os meus sonhos.

Agradeço ao meu amigo e orientador Prof. Marcos Sarmet Moreira de Barros Salomão, pelo acolhimento, confiança e orientação singular. Por todos os ensinamentos práticos e teóricos e por me mostrar de que é feito um pesquisador e ecólogo.

Ao Professor Carlos Eduardo Veiga de Carvalho por me ajudar sempre que eu precisei.

À Annaliza Carvalho Meneguelli pela oportunidade de estágio no LCA que me abriu os olhos e as portas para o mundo da pesquisa.

Ao Laboratório de Ciências Ambientais, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais e ao corpo docente da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro pela estrutura e pelos conhecimentos que foram compartilhados.

Agradeço aos alunos Davi Barreto, Letícia dos Santos, e ao técnico de campo Gérson pelo inestimável auxílio e companhia nas saídas de campo.

Agradeço a todos os meus amigos do LCA, pelo companheirismo.

A Luísa Viana, Inácio Pestana, Alexandre Geaquinto, Livia Pita e Vitor Cyrino por terem me auxiliado quando eu mais precisei e me dado forças, sem vocês essa jornada teria sido muito mais difícil.

Ao Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul por todo o apoio técnico e financeiro para que o projeto pudesse existir, especialmente a Antônio Ivo Gomes Barbosa, pela disponibilidade e solicitude sempre quando eu precisei.

A Leidiana Alonso Alves por todo auxílio, principalmente na disponibilização dos dados sobre lagoas

Ao técnico Braulio Cherene por toda assistência e paciência.

Agradeço a CAPES pela concessão da bolsa com a qual me dediquei exclusivamente ao mestrado.

Em memória à Prof^a: Cristina Maria Magalhães de Souza.

No mais, a todas as pessoas que eu amo e me ajudaram de alguma forma nesse período, vocês foram essenciais!

*Educação é fazer as pessoas
perceberem coisas.*

Masamichi Yaga

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS	X
LISTA DE TABELAS	XII
LISTA DE FIGURAS	XIII
RESUMO GERAL	XIV
ABSTRACT	XV
1. INTRODUÇÃO GERAL	16
2. ARTIGO 1	20
1. Introdução	23
2. Materiais e Métodos	25
2.1. Caracterização da área de estudo	25
2.2. Seleção dos lagos	27
2.3. Delimitação dos lagos, das bacias de drenagem e das faixas ripárias.....	28
2.4. Aquisição de dados do uso do solo	29
2.5. Cálculo do Índice de Uso do Solo (LUI)	29
2.6. Análises Estatísticas	30
3. Resultados	30
3.1. Percentuais de uso do solo	30
3.2. Índices de Uso do Solo – LUI	33
4. Discussão	35
5. Conclusões	38
6. Referências Bibliográficas	39
7. Material Suplementar	45
7.1. Apêndice 1	45
7.2. Apêndice 2	46
3. ARTIGO 2	43
1. Introdução	50
2. Materiais e Métodos	51
2.1. Área de estudo	51
2.2. Seleção dos lagos	52
2.3. Delimitação dos lagos, das bacias de drenagem, das faixas marginais e dos percentuais e índice de uso do solo (LUI)	54
2.4. Amostragem	55
2.5. Procedimentos analíticos	55
2.6. Tratamento de dados	56
3. Resultados	56
4. Discussão	63
5. Conclusões	69
6. Referências Bibliográficas	70
7. Material Suplementar	76
7.1. Apêndice 1	76
7.2. Apêndice 2	77
7.3. Apêndice 3	78
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	79
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81

LISTA DE ABREVIATURAS

AGEVAP- Associação Pró-Gestão da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul

Al - Alumínio

APP - Área de Preservação Permanente

Ba - Bário

CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment

Cd - Cádmiio

CEIVAP - Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul

Cr - Cromo

Cu - Cobre

DP - Desvio-Padrão

EPA - United States Environmental Protection Agency

Fe - Ferro

H₂O₂ - Peróxido de Hidrogênio

HCl - Ácido Clorídrico

HClO₄ - Ácido Perclórico

HF - Ácido Fluorídrico

HNO₃ - Ácido Nítrico

ICP-OES - Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado

Indutivamente

KMOE - Korean Ministry of Environment

LUI - Land Use Index

Mn - Manganês

NFCB - Novo Código Florestal Brasileiro

Ni - Níquel

Pb - Chumbo

PCA - Análise de Componentes Principais

PEL - Probable Effect Level

TEL - Threshold Effect Level

Ti - Titânio

UENF - Universidade Estadual do Norte Fluminense

USEPA - United States Environmental Protection Agency

V - Vanádio

Zn - Zinco

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1: Dados de área dos lagos e área total de suas zonas de drenagem ...**27**

Tabela 2: Tipos de uso do solo e seus respectivos pesos, baseado em Ometo et al. (2000)**29**

Tabela 3: Distribuição (%) das classes de Uso do Solo nas bacias de drenagem e nas faixas ripárias de 100 metros (valores entre parênteses) para os lagos estudados**31**

Tabela 4. Land Use Index (LUI) na bacia inteira e no buffer de 100 metros dos lagos**46**

ARTIGO 2

Tabela 1: Dados de área dos lagos e área total de suas zonas de drenagem ...**53**

Tabela 2: Tipos de uso do solo e seus respectivos pesos, baseado em Ometo et al. (2000)**55**

Tabela 3. Concentrações de metais nos sedimentos dos lagos estudados**57**

Tabela 4. Coeficientes de correlação entre os metais nos sedimentos e as variáveis de uso do solo (n=15)**60**

Tabela 5. Valores da concentração de metais em lagos do Brasil e do mundo, valores dos grupos de lagos estudados e valores de TEL e PEL**68**

Tabela 6. Coordenadas dos pontos amostrados**76**

Tabela 7. Land Use Index (LUI) na bacia inteira e no buffer de 100 metros dos lagos**78**

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

- Figura 1:** Localização dos lagos do estudo em vermelho ((Lagos 1-18 de acordo com os códigos). Adaptado de Alves et al. (2016).....**28**
- Figura 2:** Percentuais de uso do solo nas bacias de drenagem dos lagos estudados**32**
- Figura 3:** Percentuais de uso do solo nas faixa ripárias de 100 metros dos lagos estudados**32**
- Figura 4:** Índices de uso do solo (LUIs) do uso do solo na bacia inteira e no buffer de 100 metros**34**
- Figura 5:** Regressão do uso do solo na bacia inteira pelo uso do solo no buffer de 100 metros**35**
- Figura 6.** Localização e demarcação das bacias, perímetro e tipo de uso do solo nos lagos do estudo. Fonte: CEIVAP**45**

ARTIGO 2

- Figura 1:** Localização dos lagos do estudo em vermelho (Lagos 1-15 de acordo com os códigos). Adaptado de Alves et al. (2016)**55**
- Figura 2.** Concentração média de metais nos sedimentos de lagos rurais e urbanos. n=11 para os lagos rurais e n=4 para os lagos urbanos. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças significativas ($p < 0,05$)**59**
- Figura 3.** Análise dos Componentes Principais (PCA) realizada com os metais no sedimento, e os percentuais de uso do solo na bacia inteira (n=15)**65**
- Figura 4.** Concentração média dos demais metais nos sedimentos de lagos rurais e urbanos. n=11 para os lagos rurais e n=4 para os lagos urbanos**77**

RESUMO GERAL

Este estudo avaliou os tipos de uso do solo em bacias de drenagens de 18 lagos de pequeno porte na região Sudeste do Brasil. No Artigo 1, através do uso de técnicas de georreferenciamento, foram gerados os percentuais de cada tipo de uso do solo tanto para a bacia de drenagem como para a área ripária de 100 metros de cada lago. A partir dos dados obtidos foram feitos paralelos entre a área florestada remanescente e a legislação ambiental brasileira e utilizou-se um índice de uso do solo para medir o nível de impactação antrópica nos lagos. Todos os lagos estudados apresentaram predominância de atividades antrópicas em suas regiões de drenagem, com os remanescentes de floresta nunca ultrapassando 10% das áreas das bacias. Apenas 2 lagos apresentaram áreas florestadas que podem ser compatíveis com o exigido pela legislação brasileira. Através da avaliação do índice do uso do solo (LUI) os lagos foram divididos em 2 grupos: fortemente impactados ($LUI > 100$) e relativamente menos impactados ($LUI < 50$). Recomenda-se que seja conduzida uma restauração das margens dos lagos estudados. Já no Artigo 2, foi avaliada a influência dos diferentes tipos de uso do solo, tanto na área total de bacia como na zona ripária de 100 metros, na distribuição e concentração de metais nos sedimentos de pequenos lagos tropicais. Foram amostrados os sedimentos superficiais (0-10 cm) de 15 lagos, ao todo foram coletadas 45 amostras (3 pontos em cada lago). Os metais alumínio (Al), bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), chumbo (Pb), titânio (Ti), vanádio (V) e zinco (Zn) foram quantificados por Espectrometria de Emissão Óptica. Para as comparações os lagos foram divididos entre urbanos ($n=4$) e rurais ($n=11$). O índice do uso do solo (LUI) se mostrou um indicador efetivo de degradação ambiental dos ecossistemas aquáticos. Atividades urbanas parecem ser mais impactantes do que as rurais quando se trata de contaminação por metais.

Palavras chave: lagos; impactação humana; *Land Use Index* (LUI); metais; sedimentos.

ABSTRACT

This study evaluated the types of land use in 18 small lakes in the Southeast region of Brazil. In Article 1, through the use of georeferencing techniques, the percentages of each type of land use were generated, both for the drainage basin and for the riparian area of 100 meters of each lake. From the data obtained, parallels were made between the remaining forested area and the Brazilian environmental legislation and a land use index was used to measure the level of human impact on the lakes. All lakes studied showed a predominance of human activities in their drainage regions, with forest remnants never exceeding 10% of the basin areas. Only 2 lakes had forested areas that may be compatible with what is required by Brazilian legislation. Through the evaluation of the land use index (LUI) the lakes were divided into 2 groups: heavily impacted (LUI>100) and relatively less impacted (LUI<50). It is recommended that a restoration of the shores of the studied lakes be carried out. In Article 2, the influence of different types of land use was evaluated, both in the total area of the basin and in the 100-meter riparian zone, on the distribution and concentration of metals in the sediments of small tropical lakes. Surface sediments (0-10 cm) from 15 lakes were sampled, in total 45 samples were collected (3 points in each lake). The metals aluminum (Al), barium (Ba), cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), iron (Fe), manganese (Mn), nickel (Ni), lead (Pb), titanium (Ti), vanadium (V) and zinc (Zn) were quantified by Optical Emission Spectrometry. For comparisons, the lakes were divided between urban (n=4) and rural (n=11). The land use index (LUI) proved to be an effective indicator of environmental degradation of aquatic ecosystems. Urban activities seem to be more impactful than rural ones when it comes to metal contamination.

Keywords: lakes; human impact; *Land Use Index* (LUI); metals; sediments.

1. INTRODUÇÃO GERAL

O ensaio de Forbes (1887) “O lago é um microcosmo” é considerado um marco do início da pesquisa limnológica (ELSTER, 1974), que por muitas décadas foi focada no estudo do comportamento de grandes lagos (BEETON, 1965; SMITH, 1979, SMITH, 1983, FORSBERG, 1989). No entanto, no século XXI, houve uma mudança para uma maior consideração de ecossistemas lênticos de menor escala, pois sabe-se que estes representam parte considerável dos lagos presentes planeta (DOWNING et al., 2006).

Downing (2010), quantificou a importância de pequenos lagos na remoção global de carbono. Da mesma forma, Harrison et al. (2009) e Harrison et al. (2012) descreveram a importância coletiva de pequenos lagos e reservatórios (menores que 50 km²) em ciclos globais de nitrogênio e sílica, respectivamente. Eles estimaram que os sistemas menores removem 20 a 27% mais de nitrogênio por unidade de área e 97 a 670% mais de sílica por unidade de área do que os lagos maiores.

Alguns estudos avaliaram a distribuição de metais em sedimentos de lagos tropicais de pequeno porte (<300 ha), mostrando que estes tipos de ecossistema possuem uma boa capacidade de refletir as atividades antrópicas, assim como as contribuições naturais de seu entorno (DA SILVA et al., 2000; FRIESE et al., 2010; REMOR et al., 2018). Embora estes trabalhos corroborem a importância global deste tipo de ecossistema, ainda há uma lacuna quando se trata de estudos relacionando os usos do solo e os níveis de contaminação por metais nesse tipo de ecossistema.

Metais são elementos formadores de minerais presentes em rochas e solos, e se distribuem naturalmente no ambiente através dos ciclos biogeoquímicos. A erosão por ação dos ventos e águas e a lixiviação através das águas transportam e liberam esses metais de minerais encontrados nas rochas e nos solos e transportam o material para ecossistemas aquáticos. Uma vez no ecossistema aquático os metais podem permanecer na coluna d'água dissolvidos ou associados a partículas, que podem ser depositadas. Os metais afetam plantas e animais nos ecossistemas aquáticos, que podem sofrer

processos de bioconcentração e biomagnificação (GOYER & CLARKSON, 1996; FÖRSTNER & WITTMANN, 2012).

Em relação a suas características, os metais tendem a ser sólidos em condições normais de temperatura e pressão. Formam cátions dissolvíveis em água e facilmente absorvidos por peixes e outros organismos aquáticos. Podem ser tóxicos e contribuem tanto com a poluição pontual como com a não pontual (SOLOMON, 2008). Em humanos, a exposição a metais pode se dar por via pulmonar (inalação de partículas), através de contato com a pele, ingestão de água poluída e por meio da ingestão de animais e plantas que foram expostos a metais. Os efeitos adversos dos metais nos organismos podem se dar tanto através de lesões em tecidos como através da inibição ou inativação de enzimas no organismo (HARDING, 2005; SOLOMON, 2008; PIZZOL et al., 2011).

Os metais presentes nos ecossistemas aquáticos são oriundos de fontes de entrada naturais e antrópicas. As entradas antrópicas, por sua vez, são classificadas em pontuais, quando o metal entra no ecossistema aquático pelo despejo de efluentes ou em difusas quando os metais advindos das atividades humanas atingem primeiramente o solo e através da erosão e lixiviação esses metais entram nos rios e lagos (OUYANG et al., 2018; VARDHAN et al., 2019).

A atividade humana pode aumentar a disponibilidade dos metais e modificar as suas formas químicas, o que pode acarretar em efeitos negativos como o aumento da mobilidade e da toxicidade dos metais nos ecossistemas aquáticos (BEIJER & JERNELOV, 1986; REEDER et al., 2006).

Diversos estudos mostraram que o uso do solo em atividades urbanas, agrícolas e industriais podem influenciar de maneira significativa na qualidade da água de sistemas aquáticos adjacentes, seja através de fontes pontuais e não-pontuais de poluição, como também devido a impermeabilização de áreas cada vez maiores, o que influencia os processos de infiltração, evaporação e escoamento das águas das chuvas (SLIVA & WILLIAMS, 2001; BELLUCCI et al., 2002; JUMBE & NANDINI, 2009; LIU et al., 2011; OGOYI et al., 2011 e YANG et al., 2014).

Do ponto de vista de contaminação relacionada ao uso do solo agrícola, o uso de agrotóxicos e fertilizantes são problemas cruciais, já que além da

toxicidade inerente de cada formulação, pode haver a presença de metais que acabam por se acumularem nos ecossistemas aquáticos (SOLOMON, 2008).

O carreamento de partículas de solos tratados com agrotóxicos e fertilizantes pelas águas das chuvas é uma importante fonte difusa de contaminação de lagos, córregos e rios (MATEO-SAGASTA et al., 2018). Segundo Andreoli et al. (2000) a contaminação de corpos aquáticos é resultado do aporte direto de partículas trazidas pelas enxurradas ou pelo escoamento subsuperficial de produtos aplicados. Luna et al. (2004), citam um levantamento realizado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) que concluiu que aproximadamente 10,4% dos 94.600 reservatórios comunitários de água e 4,2% dos 10.500.000 poços domésticos da zona rural americana, apresentam contaminação com resíduos de agrotóxicos.

O uso da terra para a atividade pecuária pode promover o a exposição e a erosão acentuada do solo, que pode implicar num aumento do carreamento de partículas para os corpos d'água. Como consequência, há alterações nos ecossistemas aquáticos que vão desde aumento da turbidez e diminuição da atividade fotossintética, até a contaminação do local por conta do aumento de substâncias carregadas (ABDON, 2004).

Metais também podem ser introduzidos em corpos hídricos através de efluentes domésticos e industriais, queima de combustível fóssil, mineração e deposição da poluição atmosférica (GOEL, 2006; YANG et al., 2010; VERMA & DWIVEDI, 2013). Boa parte dos metais lançados em sistemas aquáticos são ligados ao material particulado, que eventualmente acaba se ligando ao sedimento (AVUMADI et al., 2019). Outro fator importante em ambientes urbanos é o escoamento superficial aumentado por conta da maior taxa de áreas impermeabilizadas, com isso, os corpos hídricos recebem boa parte do aporte bruto de diversas substâncias que não tiveram a chance de se infiltrar no solo (YANG et al., 2016; BURANT et al., 2018).

Este trabalho tem como objetivo classificar os lagos quanto ao potencial nível de degradação ambiental através da utilização do índice do uso do solo em suas bacias de drenagens e avaliar a relação da distribuição e acúmulo de

metais nos sedimentos de pequenos lagos com os diferentes usos do solo de suas bacias.

2. ARTIGO 1

DETERMINAÇÃO DO GRAU DE IMPACTO ANTRÓPICO EM PEQUENOS
LAGOS TROPICAIS ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO DO ÍNDICE DO USO DO
SOLO

Determinação do grau de impacto antrópico em pequenos lagos tropicais através da utilização do índice de uso do solo

RESUMO

Este estudo avaliou os tipos de uso do solo em bacias de drenagens de 18 lagos de pequeno porte na região Sudeste do Brasil. Através do uso de técnicas de georreferenciamento, foram gerados os percentuais de cada tipo de uso do solo tanto para a bacia de drenagem como para a área ripária de 100 metros de cada lago. A partir dos dados obtidos foram feitos paralelos entre a área florestada remanescente e a legislação ambiental brasileira e utilizou-se um índice de uso do solo para medir o nível de impactação antrópica nos lagos. Todos os lagos estudados apresentaram predominância de atividades antrópicas em suas regiões de drenagem, com os remanescentes de floresta nunca ultrapassando 10% das áreas das bacias. Apenas 2 lagos apresentaram áreas florestadas que podem ser compatíveis com o exigido pela legislação brasileira. O uso predominante do solo foi o agrícola tanto nas bacias de drenagem como nas áreas ripárias de 100 metros. O uso do solo se manteve similar entre o perímetro e a bacia inteira ($R^2=0,7709$). Isso evidencia que as margens dos lagos se encontram, em sua maioria, em estágios de degradação semelhantes ou mais degradadas que as bacia inteiras, não cumprindo o papel ecológico de proteção aos ecossistemas aquáticos. Através da avaliação do índice do uso do solo (LUI) os lagos foram divididos em 2 grupos: fortemente impactados ($LUI>100$) e relativamente menos impactados ($LUI<50$). Recomenda-se que seja conduzida uma restauração das margens dos lagos estudados, priorizando inicialmente os lagos menores por possuírem menor resiliência, maior capacidade de resposta, além dos menores custos de implementação de projetos pilotos.

Palavras chave: lagos; impactação humana; *Land Use Index* (LUI).

ABSTRACT

This study evaluated the types of land use in 18 small lakes in the southeastern region of Brazil. Through the use of georeferencing techniques, the percentages of each type of land use were generated for both the drainage basin and the riparian area of 100 meters from each lake. From the data obtained, parallels were made between the remaining forested area and the Brazilian environmental legislation, and a land use index was used to measure the level of anthropic impact on the lakes. All lakes studied showed a very high predominance of human activities in their drainage regions, with the use of forest soil never exceeding 10%. Only 2 lakes had forested areas that may be compatible with the requirements of Brazilian legislation. The predominant land use was agricultural, both in drainage basins and in riparian areas of 100 meters. Land use remained similar between the perimeter and the entire basin ($R^2 = 0.7709$). This shows that the lakes margins are mostly in stages of degradation similar or more degraded than the entire basins, not fulfilling the ecological role of protecting aquatic ecosystems. By assessing the land use index (LUI) the lakes were divided into 2 groups: heavily impacted ($LUI > 100$) and relatively less impacted ($LUI < 50$). It is recommended that a restoration of the banks of the studied lakes be conducted, initially prioritizing the smaller lakes because they have less resilience, greater responsiveness, in addition to the lower costs of implementing pilot projects.

Keywords: lakes; human impact; Land Use Index (LUI).

1. INTRODUÇÃO

Paisagens naturais são modificadas pela presença humana. Historicamente cidades tendem a se desenvolver às margens de ecossistemas aquáticos (ex.: rios, lagos) (O'DRISCOLL et al., 2010). Os usos antrópicos do solo (ex.: pecuária, agricultura e urbanização) têm como consequência a entrada de contaminantes (ex.: metais, nutrientes, pesticidas, microrganismos) nas bacias de drenagem desses ecossistemas (SONZOGNI et al, 1980; BU et al., 2014; EL-ZEINY & EL-KAFRAWY, 2017; HAMID et al., 2020). Os lagos são diretamente impactados pelos diferentes usos do solo na sua bacia de drenagem, afetando a qualidade das águas, sedimentos e, conseqüentemente a biota (OMETO et al., 2000; RASK et al., 2010).

A influência dos usos do solo em grandes rios e lagos são relativamente bem estudados (DOWNING et al., 1999; JEPPESEN et al., 2007; HOEINGHAUS et al., 2009; DELSONTRO et al., 2011; BORGES et al., 2015). Porém, quando se trata dos numerosos lagos tropicais de pequeno porte, há uma carência de informações, apesar de sua relevância global. Lagos com área inferior a 100 ha representam cerca de 43% da área continental ocupada por ecossistemas lênticos (DOWNING et al., 2006). Quando comparados a grandes lagos, os pequenos lagos apresentam uma importância desproporcional na remoção global de elementos como carbono, nitrogênio e silício, na produtividade de peixes e na manutenção da biodiversidade regional (DOWNING et al., 2006, HARRISON et al., 2009, DOWNING, 2010; HARRISON et al., 2012).

Desta forma, a avaliação do impacto do uso do solo na saúde ambiental de ecossistemas aquáticos gera informações científicas que devem subsidiar o manejo sustentável dos mesmos. Atualmente, existem índices que permitem uma ordenação do impacto que tais ecossistemas sofrem em razão da combinação de diferentes usos do solo em suas bacias de drenagens (OMETO et al., 2000; ROMANELLI et al., 2013). Desta forma, a determinação destes índices é uma ferramenta importante na gestão ambiental de múltiplos ecossistemas aquáticos, permitindo uma hierarquização de acordo com os níveis de impactação, auxiliando o processo de tomadas de decisões.

As áreas no entorno de lagos, consideradas áreas de proteção permanentes (APPs) pela legislação brasileira, são a interface das interações ecossistêmicas água-terra, sendo importantes na regulação das funções ecológicas em ambos os ecossistemas (RENOUF & HARDING, 2015). Além disso, fornecem um amortecimento natural entre o corpo hídrico e os possíveis impactos provenientes do uso do solo nas suas adjacências (LIND et al., 2019). A proteção e manejo adequado dessas áreas implica diretamente na manutenção da qualidade da água e biodiversidade (XIANG et al., 2016; CHEN et al., 2019).

No Brasil foi realizada uma profunda modificação no código florestal nacional em 2012 (AZEVEDO & OLIVEIRA, 2014). A lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, conhecida como novo código florestal brasileiro (NCFB) permite a ocupação das APPs em áreas urbanas para implementação de infraestrutura pública e para a regularização fundiária de assentamentos urbanos. O NCFB anistiu as punições previstas para as mudanças ilegais do uso do solo em APPs de áreas rurais que foram realizadas até o ano de 2009. No entanto, o NCFB obriga os proprietários de terra a realizarem uma recomposição parcial dessas áreas. Essa recomposição varia de acordo com o tamanho do módulo fiscal do terreno que abrange a APP (AZEVEDO & OLIVEIRA, 2014). Como resultado, lagos ou rios de mesmo tamanho irão ter faixas marginais de vegetação com tamanhos diferentes, afetando a efetividade da proteção aos ecossistemas aquáticos (AZEVEDO & OLIVEIRA, 2014).

O uso do solo afeta a saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos (OMETO et al., 2000; MEENA et al., 2018). Alguns estudos buscam associar as respostas dos corpos hídricos ao grau de impactação tanto num perímetro definido (zona ripária) como na área total de drenagem dos mesmos, ao associar a qualidade de parâmetros ecossistêmicos com o uso do solo nas diferentes áreas (NORRIS, 1993; PARKYN, 2004; NAVA-LÓPEZ et al., 2016). Ainda não há um consenso na comunidade científica se os impactos causados nos corpos hídricos, refletem melhor o uso do solo dentro uma faixa ripária específica ou em toda a bacia de drenagem (AKASAKA et al., 2010; NIELSEN et al., 2012; SORANNO et al., 2015; DING et al., 2019). Desta forma é necessário avaliar as respostas de cada região individualmente.

A região norte do estado do Rio de Janeiro possui mais de 100 lagos inventariados, sendo a maioria considerados de pequeno porte (área inferior a 300 ha) (ALVES *et al.*, 2016). Tais ecossistemas se encontram espalhados em bacias de drenagem com diferentes características de uso do solo. A região Norte Fluminense tem tido a sua cobertura vegetal suprimida para a utilização do solo para a urbanização, pecuária e agricultura (principalmente a cultura da cana-de-açúcar), tendo as mudanças no uso do solo se iniciado no século XVI (BIDEGAIN *et al.*, 2002; RAMALHO, 2005).

Este estudo visa avaliar o uso do solo na faixa ripária de 100 metros e na bacia de drenagem de pequenos lagos tropicais, hierarquizando a provável qualidade ambiental dos lagos e a situação atual de suas APPs em relação ao novo código florestal brasileiro, além de gerar o Índice de Uso do Solo (LUI, *Land Use Index*). Como resultado será gerada uma base de informações que poderá subsidiar futuras análises, ações de recomposição das APPs e políticas públicas efetivas de preservação ambiental.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo será realizado em lagos localizados na bacia inferior do rio Paraíba do Sul, na região Sudeste do Brasil, mais especificamente nas áreas urbana e rural do município de Campos dos Goytacazes (Figura 1) (AGEVAP e CEIVAP, 2012).

De acordo com dados da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2019), a região apresenta índices pluviométricos anuais bastante variáveis, apresentando, nos últimos 10 anos, valores que atingiram uma faixa máxima de 1635 mm em 2008 e mínima de 558 no ano de 2014. O valor médio total da série que compreende de 2008 a 2018 é de 931mm/ano. Em relação à precipitação mensal, o mês de agosto é o que menos chove, com índices médios não ultrapassando os 32 mm. Historicamente, os meses de novembro e dezembro são os mais chuvosos, apresentando médias superiores a 142 mm/ mês.

Segundo o Instituto Nacional de Meteorologia, a temperatura média anual do município em 2019 foi de 25,8°C, sendo o período de dezembro a março o

mais quente com médias mensais atingindo os 28,3°C. Já o trimestre que compreende os meses de junho, julho e agosto, se destaca como período mais frio com média de 22°C.

A região em que se localiza os lagos estudados é constituída por rochas cristalinas do embasamento Pré-Cambriano, sedimentos cenozoicos, continentais representados por sedimentos Neogênicos da Formação Barreiras (Mioceno/Plioceno) e sedimentos Pleistocênicos e Holocênicos. A Planície Costeira do rio Paraíba do Sul, conhecida por Baixada dos Goytacazes ou Baixada Campista, que domina a região, é formada principalmente por sedimentos marinhos/transicionais (terraços marinhos pleistocênicos e holocênicos), continentais fluviais e lagunares (MARTIN *et al.*, 1997).

A partir da cidade de Campos dos Goytacazes, na porção norte do rio Paraíba do Sul, a formação do relevo é proveniente dos depósitos Cristalinos e Barreiras, e próximo à costa, da Planície Deltaica. Segundo Argento (1987) estas formações apresentam ao alto nível de dependência e integração entre seus componentes. Para o autor, o material responsável pela construção da Planície Fluviomarinha tem origem cristalina, na parte interior, e oceânica próxima ao litoral.

Costa (2005), a partir do mapa de solos da CPRM (2001) classificou as diferentes unidades pedológicas de Campos dos Goytacazes, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos da Embrapa (1999), as classes com ocorrência mais relevantes no município são: o qual é constituído por Neossolo Litólico, presente nos locais de relevo mais elevado. Logo em seguida são encontrados os Argissolos Vermelho-Escuros e Cambissolos Álicos, que constituem em sua maioria os solos de encostas. Nas regiões onduladas, de domínio colinoso, foram identificados: Argissolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo. Nas regiões planas e faixa litorânea, foram identificadas áreas de Gleissolo, Espodossolo, Organossolo, Neossolo Flúvico e Cambissolo Eutrófico. Por fim, na área de tabuleiros da Formação Barreiras, foram identificadas áreas de Argissolo Amarelo e Latossolo Amarelo.

O Projeto Rio de Janeiro (CPRM, 2001), confeccionou mapas de uso e cobertura do solo para o Estado do Rio de Janeiro. No município de Campos dos

Goytacazes são encontradas as seguintes classes: Pastagem; Mata; Áreas Urbanas; Áreas Agrícolas; Corpos d'Água; Afloramentos de Rocha; Campo Inundável, Vegetação de Restinga e Coberturas Arenosas e Solo Exposto (RIBEIRO, 2006).

2.2. Seleção dos lagos

Os lagos selecionados para este estudo estão localizados na Bacia da Região Hidrográfica do Baixo Paraíba do Sul (AGEVAP e CEIVAP, 2012) (Figura 1). Esses lagos possuem áreas que variam entre 26 e 270 ha (Tabela 1). Ao todo, 18 corpos hídricos foram inventariados quanto ao uso do solo em suas áreas de bacia e em suas faixas ripárias. Os critérios de seleção destes lagos foram: 1) apresentar uma área de espelho d'água e área inundável inferior a 300 ha. 2) Estar localizado na bacia de drenagem da região do baixo Paraíba do Sul.

Tabela 1: Dados de área de espelho dos lagos e área total de suas bacias de drenagem.

Código	Nomenclatura Conhecida	Área do Lago (ha)	Área Total da Bacia (ha)
Lago 1	Vigário	50	371
Lago 2	Cantagalo	31	126
Lago 3	Taquaruçú	78	831
Lago 4	Boa Vista	270	1134
Lago 5	Sossego	77	677
Lago 6	Pau Funcho	172	953
Lago 7	Lameiro	191	1588
Lago 8	Limpa	174	986
Lago 9	Santa Maria	232	2623
Lago 10	São Gregório	181	1551
Lago 11	Sem Nome	66	342
Lago 12	Sem Nome	29	134
Lago 13	Sem Nome	103	388
Lago 14	Sem Nome	55	230
Lago 15	Sem Nome	26	89
Lago 16	Sem Nome	121	1028
Lago 17	Olaria	44	400
Lago 18	Maria do Pilar	37	263

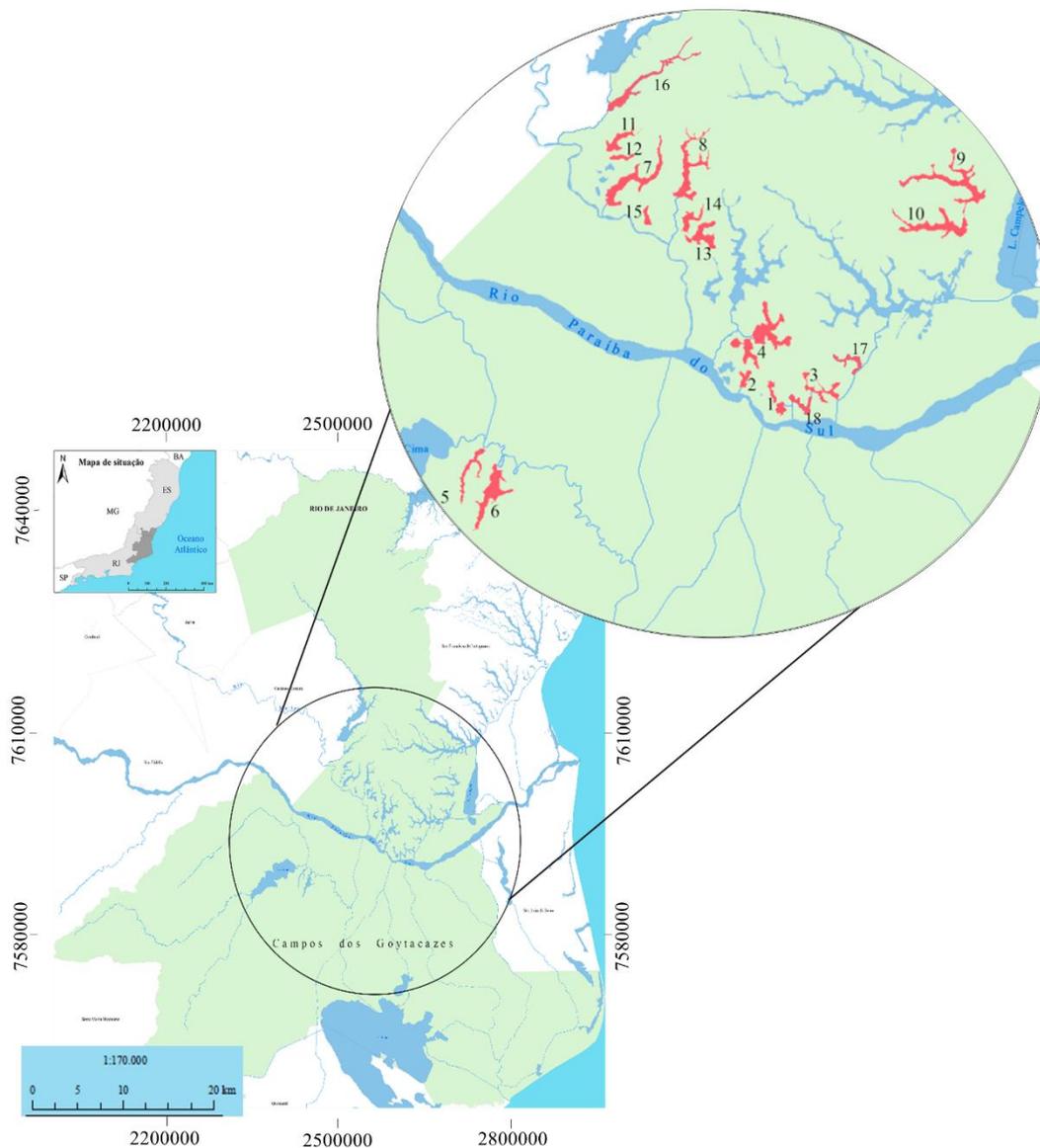


Figura 1: Localização dos lagos do estudo em vermelho (Lagos 1-18). Adaptado de Alves et al.(2016).

2.3. Delimitação dos lagos, das bacias de drenagem e das faixas ripárias.

Para a determinação da área dos lagos e suas respectivas áreas de bacia, foram adotados os seguintes procedimentos. Partiu-se da aquisição e configuração (Sistema de Coordenadas Planas, Datum e Fuso), do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), disponibilizado gratuitamente no *site* do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). O processo de delimitação foi realizado por meio do software *ArHydro* no menu *Terrain Preprocessing*.

2.4. Aquisição de dados do uso do solo

A base principal para obtenção dos dados de uso do solo foi a disponibilizada pelo MapBiomias, esses dados foram originalmente classificados a partir de imagens do satélite LANDSAT 8 geradas no ano de 2019. Deste banco de dados foram selecionados os shapes de diferentes usos do solo.

Para se avaliar em detalhe a distribuição da cultura da cana-de-açúcar, principal uso agrícola da região, foram utilizados os shapes cedidos por Antônio Ivo Barbosa, que foram produzidos por meio de sensoriamento remoto de acordo com a metodologia de Barbosa et al. (2019), originalmente classificados a partir de imagens do satélite LANDSAT 8 geradas nos anos de 2017 e 2018.

2.5. Cálculo do Índice de Uso do Solo (LUI)

Com o intuito de comparar os possíveis níveis de distúrbios sofridos pelos lagos em função do uso do solo foi calculado o Índice de Uso do Solo (LUI, *Land Use Index*), adaptado de Ometo et al. (2000).

O LUI atribui pesos a diferentes tipos de usos do solo de acordo com o nível de impactação antrópica e prejuízos ambientais decorrentes de cada tipo de atividade (Tabela 2). Tais pesos são multiplicados pelo percentual de cada uso do solo individualmente na bacia o somatório destes valores constitui o LUI para a bacia de drenagem. Além do LUI para a bacia de drenagem inteira, foi efetuado o cálculo do LUI para uma área ripária de 100 metros para cada lago.

Tabela 2: Tipos de uso do solo e seus respectivos pesos, baseado em Ometo et al. (2000):

Uso do Solo	Peso
Floresta	0
Pastagem	0.20
Vegetação Cultivada Diversa	0.25
Cana-de-açúcar	0.50
Urbano	5.00

2.6. Análises Estatísticas

Realizou-se uma regressão para comparar os LUIs (bacia x área ripária de 100 metros) por meio do programa R (versão 4.0.3).

3. RESULTADOS

3.1. Percentuais de uso do solo

Em todas as bacias de drenagens as áreas de florestas foram inferiores a 10% da área total, com cinco dos dezoito lagos não apresentando nenhuma área ocupada por floresta em suas bacias (Tabela 3, Figura 2). O lago que apresentou a maior porcentagem de cobertura florestal foi o Lago 6 (8%), seguido do Lago 8 (6%). O padrão se assemelha quando analisamos o uso do solo na faixa ripária de 100 metros, com oito lagos apresentando 0% de área florestada (Tabela 3, Figura 3). Lagos 3, 6 e 8 apresentaram as maiores proporções de faixa ripária coberta por floresta (todas com 7%) seguido do Lago 15 (5%), nenhum dos demais lagos apresentaram mais de 2% da faixa ripária de 100 metros florestada.

Doze lagos não apresentam áreas urbanas tanto em suas bacias de drenagem inteira, quanto em sua faixa ripária (Tabela 3, Figuras 2 e 3). No entanto, seis lagos apresentam mais de 30% da bacia de drenagem urbanizadas, ao analisarmos a faixa ripária, cinco lagos apresentaram o mesmo padrão de áreas ocupadas para uso urbano. O lago 1 apresenta 82% da bacia urbanizada sendo que a faixa ripária de 100 metros é ocupada em 89% por área urbana. Os lagos 2, 4, 17 e 18 também apresentam grande parte do uso do solo em suas bacias como regiões urbanas (>30%) (Tabela 3, Figuras 2 e 3).

A maioria das bacias de drenagem dos lagos estudados (10 de 18) apresentaram dominância da atividade agrícola como principal uso do solo (Tabela 3, Figura 2). Quando computado somente a faixa ripária de 100 metros, 9 dos 18 lagos tem a agricultura como principal uso do solo (Tabela 3, Figura 3). Apenas 6 lagos apresentam áreas agrícolas inferiores a 10%, sendo que nos lagos 1, 2, 17 e 18 não há uso agrícola na bacia (Tabela 3, Figura 2).

A cana-de-açúcar ocupa mais de 25% da área total da bacia em 7 dos 18 lagos estudados. Entre as regiões com cultivo de cana-de-açúcar, destaca-se o lago 7 com 49% de sua área dedicada a esse tipo de cultivo (Tabela 3, Figura 2). Quando computamos a faixa ripária de 100 metros, apenas dois lagos apresentam mais de 25% dessa área ocupada por cana-de-açúcar (Lago 7 e Lago 9) (Tabela 3, Figura 3).

Oito lagos apresentam uma área superior a 25% de suas bacias de drenagem cobertas por pastagens, com destaque para os lagos 5 e 6, com 76 e 59% respectivamente e nenhum outro tipo de uso do solo ocupando uma área superior a 20% (Tabela 3, Figura 2). Na faixa ripária de 100 metros, houve uma dominância do uso do solo para pastagem, com 14 lagos apresentando esse tipo de uso do solo acima de 25% (Tabela 3, Figura 3).

Tabela 3: Distribuição (%) das classes de Uso do Solo nas bacias de drenagem e nas faixas ripárias de 100 metros (valores entre parênteses) para os lagos estudados.

Lagos Código)	Área Edificada	Agricultura sem cana	Cana	Pastagem	Floresta	Outros
Lago 1	82 (89)	0 (0)	0 (0)	12 (11)	2 (0)	4 (0)
Lago 18	69 (47)	0 (0)	0 (0)	27 (51)	2 (2)	2 (0)
Lago 2	45 (59)	0 (0)	0 (0)	51 (41)	3 (0)	1 (0)
Lago 17	55 (8)	0 (0)	0 (0)	43 (90)	1 (1)	1 (1)
Lago 4	30 (37)	29 (21)	8 (1)	31 (39)	1 (2)	1 (0)
Lago 3	30 (20)	5 (0)	0 (0)	61 (73)	2 (7)	2 (0)
Lago 8	0 (0)	23 (5)	33 (6)	27 (80)	6 (7)	11 (2)
Lago 7	0 (0)	43 (47)	49 (27)	7 (26)	0 (0)	1 (0)
Lago 9	0 (0)	64 (52)	26 (25)	7 (22)	1 (1)	2 (0)
Lago 10	0 (0)	65 (53)	26 (9)	8 (35)	1 (2)	0 (1)
Lago 5	0 (0)	16 (9)	0 (0)	76 (86)	3 (0)	5 (5)
Lago 6	0 (0)	9 (7)	0 (0)	59 (73)	8 (7)	24 (13)
Lago 16	0 (0)	73 (60)	6 (0)	19 (39)	1 (1)	1 (0)
Lago 11	0 (0)	81 (94)	0 (0)	18 (6)	0 (0)	1 (0)
Lago 12	0 (0)	57 (79)	29 (11)	14 (10)	0 (0)	0 (0)
Lago 15	0 (0)	61 (66)	1 (0)	23 (29)	1 (5)	14 (0)
Lago 14	0 (0)	33 (42)	41 (23)	10 (35)	0 (0)	16 (0)
Lago 13	0 (0)	45 (51)	26 (15)	12 (34)	0 (0)	17 (0)

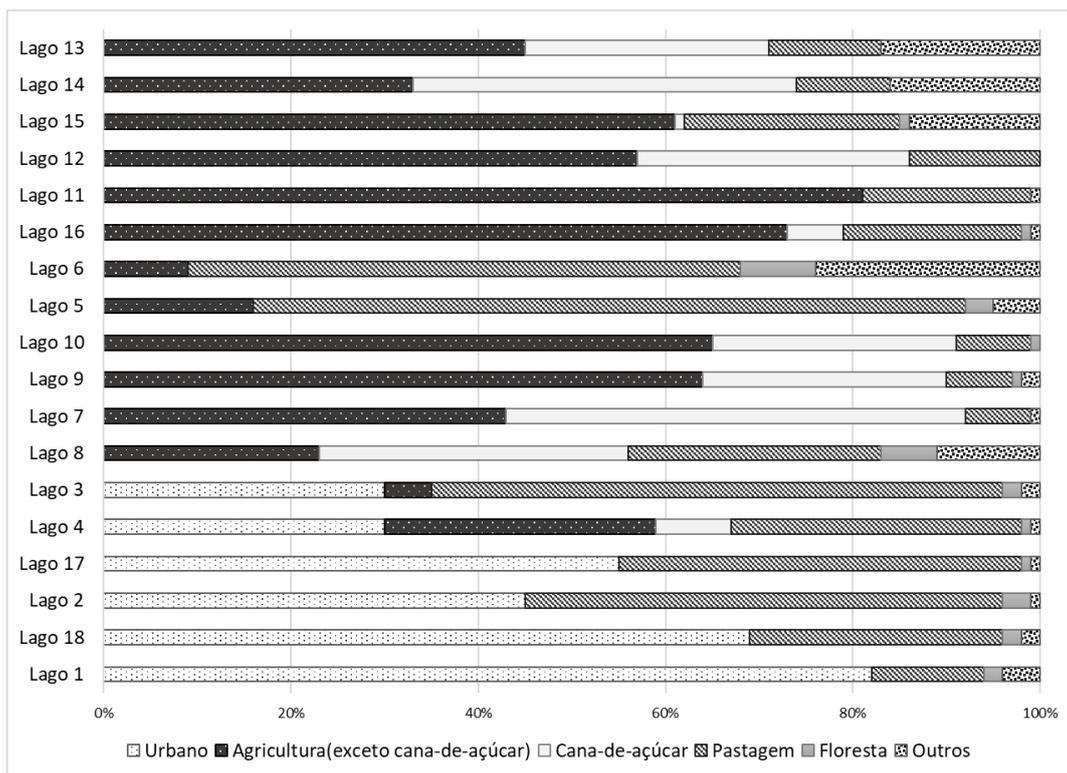


Figura 2: Percentuais de uso do solo nas bacias de drenagem dos lagos estudados.

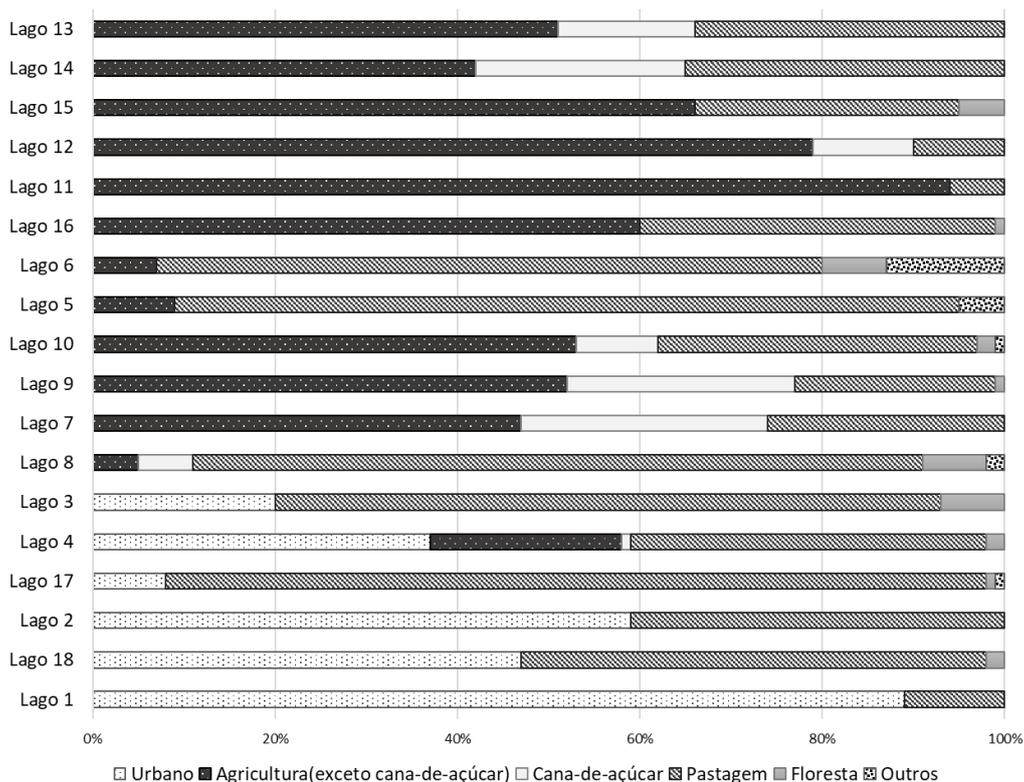


Figura 3: Percentuais de uso do solo nas faixas riárias de 100 metros dos lagos estudados.

3.2. Índices de Uso do Solo - LUI

OS LUIs foram calculados para as áreas totais das bacias e para a faixa ripária de 100 metros de cada lago.

Nota-se uma divisão dos lagos em 2 grupos de acordo com o impacto dos diversos usos do solo nas áreas totais das bacias de drenagens: Um grupo de 6 lagos (Lagos 1, 2, 3, 4, 17 e 18) com LUIs superiores a 100 é composto pelos lagos mais impactados pela urbanização (Figura 4). Os outros 12 lagos apresentaram LUIs comparativamente baixos, todos inferiores a 50 (Figura 4). Os lagos que apresentaram menor LUI foram aqueles cujas as bacias apresentaram as áreas dominadas por pastagem (Lagos 5 e 6). As demais áreas apresentaram valores que variaram entre 20,35 e 36,65 de acordo com as suas particularidades de uso do solo (Figura 4).

Sete lagos mostraram pouca variação (<10%) nos índices de uso do solo (LUI) nas faixas ripárias de 100 metros quando comparadas as bacias inteiras (Lagos 1, 5, 9, 11, 13, 14, 15 e 16). Lago 2, Lago 4 e Lago 6 apresentaram um aumento nos valores de LUI nas áreas ripárias (Figura 4). Por outro lado, os Lagos 3, 7, 8, 10, 12, 17 e 18 apresentaram reduções (>10%) nos valores de LUIs em suas áreas ripárias quando comparadas as áreas totais das bacias (Figura 4). Apenas 5 áreas ripárias apresentaram LUIs acima de 100, já que a área ripária do Lago 17, mostrou-se um *outlier*, apresentando uma forte mudança na proporção de uso do solo na faixa ripária, quando comparado a área total da bacia de drenagem (Figura 4).

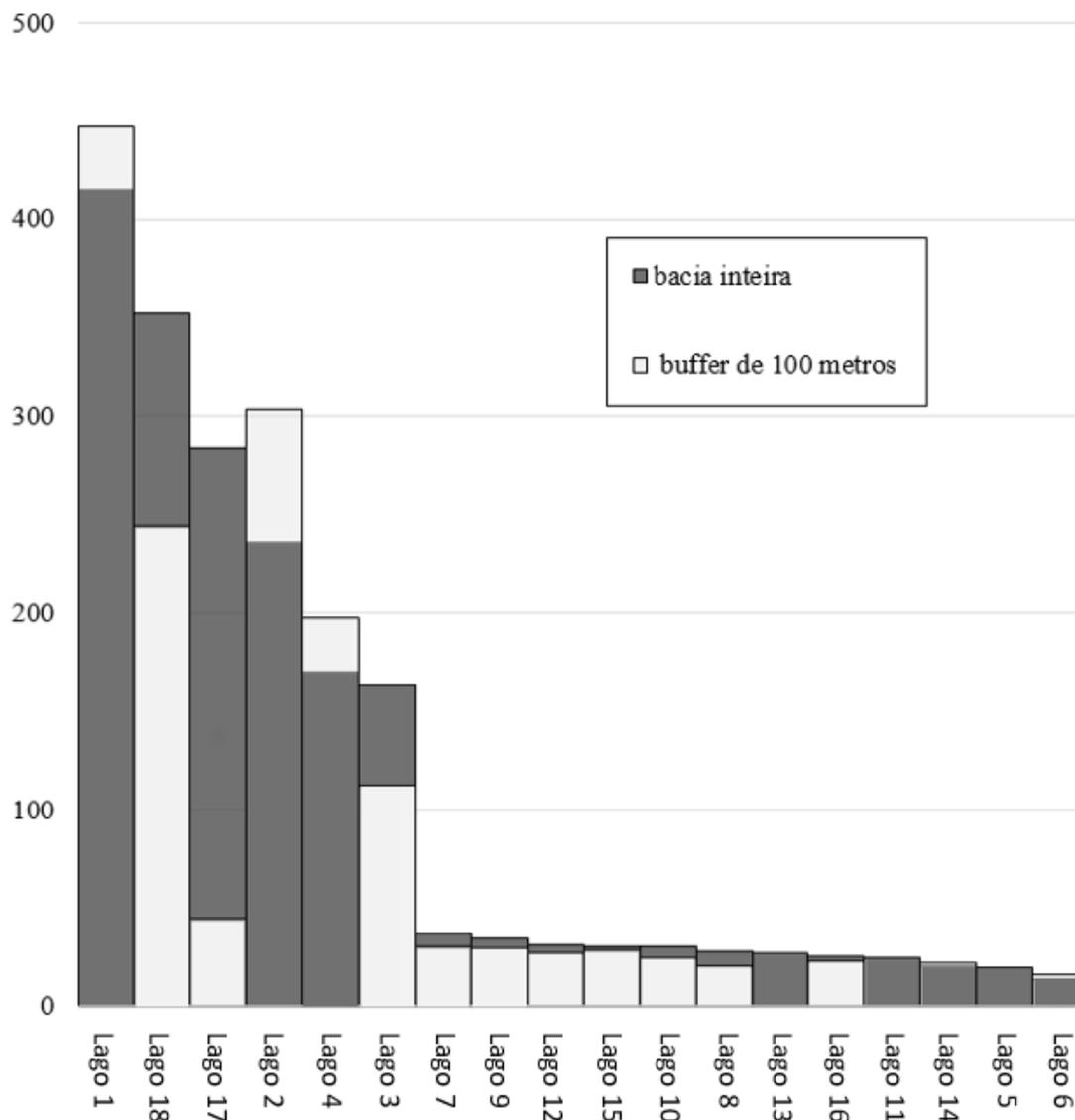


Figura 4: Índices de uso do solo (LUIs) do uso do solo na bacia inteira e na zona ripária de 100 metros.

Foi feita uma regressão entre os índices de uso do solo (LUIs) das áreas ripárias de 100 metros x da bacia inteira, resultando num $R^2= 0,7709$ ($p < 0,01$) (Figura 5).

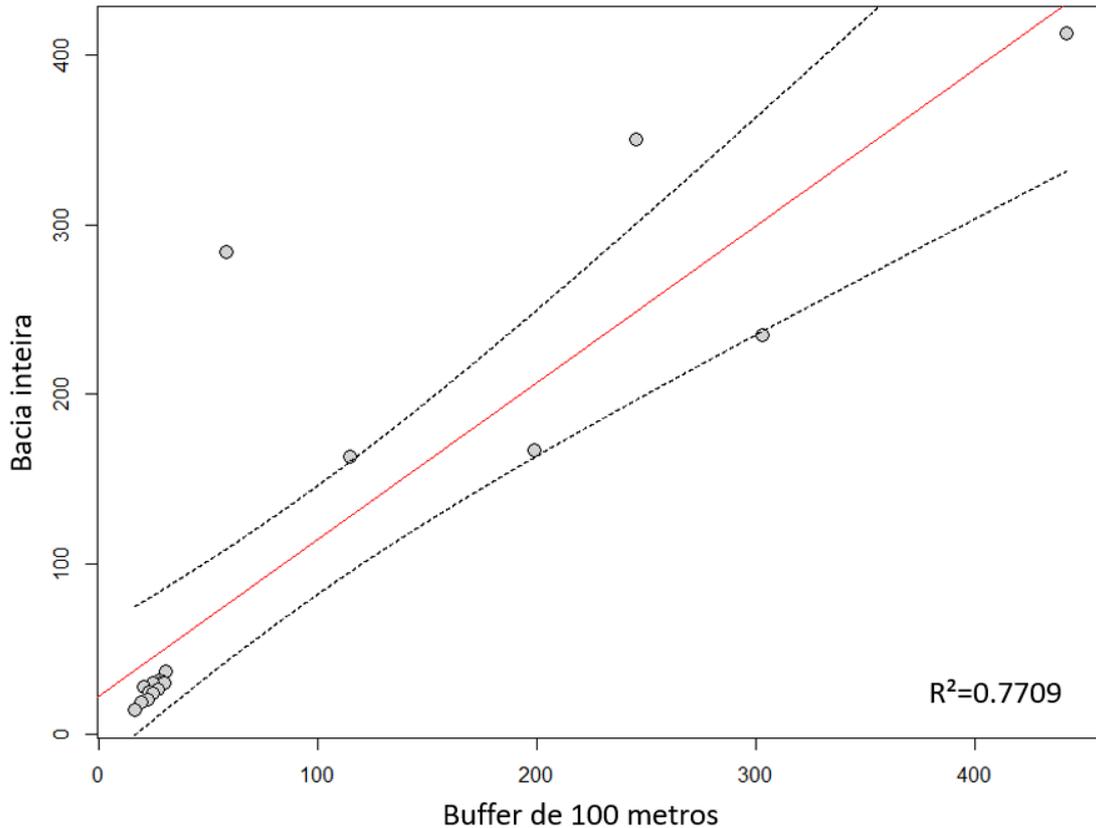


Figura 5: Regressão do uso do solo na bacia inteira pelo uso do solo na zona ripária de 100 metros.

4. DISCUSSÃO

As bacias de drenagem dos lagos estudados apresentam uma grande diversidade de usos dos solos (Tabela 3), o que reflete em diferentes tipos e intensidades de impactos. Todos os lagos são influenciados pela cobertura vegetal encontrada na sua bacia de drenagem, já que parte dos produtos da produtividade primária terrestre será exportada para os mesmos (OAKLEY, 1985). O homem modifica o uso do solo principalmente pela substituição da vegetação natural por culturas agrícolas, pastagens e áreas urbanas. Tais alterações alteram a qualidade e o fluxo de materiais para os lagos (HINKEL, 2003; YANG et al., 2016), impactando a comunidade biológica por desequilíbrio gerado, afetando as populações e a composição das espécies que habitam os lagos (QUINLAN et al., 2002).

Os lagos estudados se dividem em 2 grandes grupos de acordo com o LUI: Um grupo de 6 lagos (1, 2, 3, 4, 17 e 18) com forte urbanização em suas bacias (Tabela 3, Figura 4) apresentando os maiores valores e outro grupo com predomínio das atividades agropecuárias em suas bacias (Tabela, 3, Figura 4). O grupo formado pelos lagos com forte uso urbano de suas terras é o mais impactado pela atividade humana (Figura 4). O despejo de esgoto doméstico sem tratamento é uma das principais causas de eutrofização de lagos urbanos, pelo fato de o mesmo apresentar elevada carga de compostos orgânicos e nutrientes (KHAN & ANSARI, 2005).

Outro problema é o carreamento de metais para o corpo hídrico. Kazi et al. (2009), demonstraram que o aporte de águas residuais advindas de processos industriais e esgoto doméstico eram as principais fontes de contaminação de metais dos níveis em diferentes sítios do lago Manchar (Paquistão). Yang et al. (2016) relataram que as áreas mais contaminadas eram aquelas próximas a regiões com maior pavimentação, onde a água poluída escoava diretamente para o corpo hídrico sem ter a chance de se infiltrar no solo antes.

Estudos comparativos mostram uma deterioração da comunidade biológica, com menores índices de riqueza e abundância nas comunidades de invertebrados bênticos e peixes em lagos drenados por regiões urbanas (QUINLAN et al., 2002; NAIGAGA et al., 2011), além da possibilidade de acumulação de metais na cadeia trófica (CHI et al., 2007).

O grupo de 12 lagos com LUIs inferiores a 50 é principalmente afetado pelas atividades agrícolas e pela pecuária (Tabela 3, Figuras 2 e 3). Tais atividades possuem menor impacto quando comparadas ao uso urbano, embora também apresentem diferentes tipos de impacto nos ecossistemas aquáticos: O carreamento de partículas de solos tratados com agrotóxicos e fertilizantes pelas águas das chuvas é uma importante fonte difusa de contaminação de lagos (LARA & BARRETO, 1972, LUNA et al., 2004; MATEO-SAGASTA et al., 2018). A atividade agrícola pode gerar um aumento no aporte de nutrientes nesses ecossistemas (FAUSEY et al., 1995), que pode ocasionar fenômenos como a eutrofização, especialmente quando se trata de lagos de pequeno porte.

Comunidades bentônicas e de peixes, se mostraram sensíveis às alterações nesse tipo de corpo hídrico causadas pelo uso do solo para práticas agrícolas, que está relacionado a alterações tanto de abundância quanto de variedade destes organismos. (QUINLAN et al., 2002; RASK et al., 2010).

O uso do solo para pastagem geralmente está relacionado ao aumento do nitrogênio e fósforo total nos lagos, e, conseqüentemente, com a produção primária do ecossistema de forma geral (ABELL et al., 2011; FILSTRUP et al., 2014). O estudo de Primavesi et al. (2000) mostrou que os corpos hídricos dentro de bacias de drenagem com práticas de pecuária, tanto extensiva, quanto moderada e leve, apresentaram diferenciações nos parâmetros físico químicos como dureza, turbidez, condutividade elétrica, alcalinidade, pH, demanda química de oxigênio e oxigênio consumido, quando comparados aos encontrados em regiões de mata.

Quando comparamos o índice de uso do solo (LUI) nas áreas ripárias de 100 metros dos lagos com o uso em toda bacia constatamos uma forte correlação ($R^2= 0,7709$, Figura 5). Isso indica que as faixas ripárias desses lagos não possuem os níveis de preservação necessários para garantirem uma boa saúde ambiental dos lagos e que a legislação ambiental (tanto a anterior quanto a atual) não está sendo respeitada. Oito lagos apresentam maior valor de LUI nas faixas ripárias, indicando maior impactação, do que a bacia inteira (Figura 4).

A vegetação ripária possui inúmeras funções ecológicas, como filtro natural ou zona tampão de entrada de nutrientes no corpo hídrico, estabilizadora de margens e auxiliar da recarga de aquíferos subterrâneos e como habitat de animais silvestres (HINKEL, 2003), e a legislação ambiental brasileira através do Novo Código Florestal Brasileiro (NCFB), prevê uma obrigatoriedade desse tipo de vegetação no entorno de lagos, e quando não observadas, tais áreas devem ser recompostas, observando uma largura mínima de acordo com o tamanho do terreno onde o corpo hídrico se encontra. Porém, o estudo mostrou que 13 dos 18 lagos estudados não possuem quaisquer áreas florestadas e apenas 2 apresentaram níveis de vegetação florestal que podem estar de acordo com os

valores mínimos requeridos pela lei. Portanto, uma recomposição deve ser efetuada nessas áreas.

A recomposição de vegetação ripária é um processo complexo e de longo prazo (FONSECA et al., 2017; PULITANO, 2017). Logo, recomenda-se que para os lagos desse estudo esse processo seja priorizado nos lagos de menor porte. Isto porque, segundo Oakley et al. (1985), em corpos hídricos de pequeno porte as folhas e outros vestígios vegetais da vegetação ripária são uma das principais fontes de energia primária. Outro fator importante é que pequenos lagos tendem a apresentar menor resiliência e uma resposta mais rápida em relação aos impactos causados pela amplificação ou redução de aportes exógenos ocasionado pela ausência da vegetação ripária (DOWNING, 2010; MOISEENKO et al., 2013).

5. CONCLUSÕES

A utilização do índice de uso do solo (LUI) permitiu a separação dos lagos estudados em 2 grandes grupos: A) fortemente impactados e B) relativamente menos impactados.

A comparação do uso do solo entre as áreas ripárias de 100 metros dos lagos e as bacias inteiras evidenciou que as áreas ripárias dos lagos se encontram em sua maioria em estágios de degradação semelhantes ou mais degradadas que as bacia inteiras, não cumprindo o papel ecológico de proteção aos ecossistemas aquáticos nem a legislação brasileira.

Os lagos com menores tamanhos e menos impactados devem ser priorizados para os esforços iniciais de recuperação ambiental em função de provavelmente possuírem menor resiliência ambiental, maior capacidade de resposta às intervenções, suportarem maior biodiversidade por unidade de área, além dos menores custos de implementação de projetos pilotos.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, J. M., Özkundakci, D., Hamilton, D. P., Miller, S. D. (2011). Relationships between land use and nitrogen and phosphorus in New Zealand lakes. *Marine and Freshwater Research*, 62(2), 162-175.
- Akasaka, M., Takamura, N., Mitsuhashi, H., Kadono, Y. (2010). Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. *Freshw. Biol.* 55, 909–922.
- Alves, L. A; Siqueira, R.; Miro, J.M.R. (2016). Mapa das Lagoas e Canais da Região Norte Fluminense.
- Associação Pró-gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP) e Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP) (2012). Plano Regional de Saneamento com Base Municipalizada nas Modalidades de Água, Esgoto e Drenagem Pública. Produto 3 – Caracterização Municipal. Campos dos Goytacazes.
- Azevedo, R. E. S. de, Oliveira, V. P. V. de (2014). Reflexos do novo Código Florestal nas Áreas de Preservação Permanente – APPs – urbanas. *Revista Desenvolvimento e Ambiente*, Curitiba, v. 29, p. 71-91.
- Barbosa, A. I. G., Reis, C. H., Mendonça, J. C. (2019). PREVISÃO DE SAFRA DA PRODUÇÃO DE CANA-DE-AÇÚCAR NO MUNICÍPIO DE CAMPOS DOS GOYTACAZES–RJ UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO. *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*.
- Bidegain, P., Bizerril, C. R. S. F., Soffiati, A. (2002). Lagoas do Norte Fluminense–perfil ambiental. Rio de Janeiro: Semads.
- Borges, A. V., Darchambeau, F., Teodoru, C. R., Marwick, T. R., Tamooh, F., Geeraert, N., Omengo, F. O., Guérin, F., Lambert, T., Morana, C., Okuku, E., Bouillon, S. (2015). Globally significant greenhouse-gas emissions from African inland waters. *Nature Geoscience* 8:637–642.
- 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. Brasília: Congresso Nacional, 2012a.
- Bu, H., Meng, W., Zhang, Y., Wan, J. (2014). Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, 41, 187-197.
- Chen, R., Chen, H., Song, L., Yao, Z., Meng, F., Teng, Y. (2019). Characterization and source apportionment of heavy metals in the

sediments of Lake Tai (China) and its surrounding soils. *Science of The Total Environment*, 694, 133819.

- Chi, Q., Zhu, G., Langdon, A. (2007). Bioaccumulation of heavy metals in fishes from Taihu Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 19, n. 12, p. 1500-1504.
- Costa, A N (2005). O uso do mapeamento geológico-geotécnico e técnicas de geoprocessamento para o planejamento da expansão urbana no município de Campos dos Goytacazes/RJ. *Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro.*
- de Oliveira, F. B.; Da Glória Alves, M.; De Oliveira, C. H. R (2012). Favorabilidade de áreas para implantação de aterros controlados no município de Campos dos Goytacazes/RJ utilizando sistema de informação geográfica. *Revista Brasileira de Cartografia*.
- Delontro, T., Kunz, M. J., Kempter, T., Wüest, A., Wehrli, B., Senn, D. B. (2011). Spatial heterogeneity of methane ebullition in a large tropical reservoir. *Environmental science & technology*, 45(23), 9866-9873.
- Ding, L; Li, Q, Tang, J, Wang, J, Chen, X. (2019). Linking Land Use Metrics Measured in Aquatic–Terrestrial Interfaces to Water Quality of Reservoir-Based Water Sources in Eastern China. *Sustainability*. 11. 4860.
- Downing, J. A. (2010). Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot, *Limnetica*, 29(1), 0009–24.
- Downing, J. A., Prairie, Y.T., Cole, J.J., Duarte, C.M., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., McDowell, W.H., Kortelainen, P., Caraco, N.F., Melack, J.M., Middelburg, J.J. (2006). The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnol. Oceanogr.* v.51: 2388–2397.
- Downing, J.A., McClain, M., Twilley, R., Melack, J. M., Elser, J., Rabalais, N. N., Lewis Jr., W. M., Turner, R. E., Corredor, J., Soto, D., Yanez-Arancibia, A., Kopaska, J. A., Howarth, R.W. (1999). The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle of tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes. *Biogeochemistry* 46, 109–148.
- El-Zeiny, A., El-Kafrawy, S. (2017). Assessment of water pollution induced by human activities in Burullus Lake using Landsat 8 operational land imager and GIS. *The Egyptian journal of remote sensing and space science*, v. 20, p. S49-S56.
- Fausey, N. R., Brown, L. C. Belcher, H. W., Kanwar, R. S. (1995). Drainage and water quality in Great Lakes and cornbelt states. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 121(4), 283-288.
- Filstrup, C. T., Wagner, T., Soranno, P. A., Stanley, E. H., Stow, C. A., Webster, K. E., Downing, J. A. (2014). Regional variability among nonlinear

chlorophyll—phosphorus relationships in lakes. *Limnology and Oceanography*, 59(5), 1691-1703.

- Fonseca, D. A. D., Backes, A. R., Rosenfield, M. F., Overbeck, G. E., Müller, S. C. (2017). Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. *Ciência Florestal*, 27(2), 521-534.
- Hamid, A.; Bhat, S. U.; Jehangir, A. (2020). Local determinants influencing stream water quality. *Applied Water Science*, v. 10, n. 1, p. 24.
- Harrison, J. A., Frings, P. J.; Beusen, A. H. W.; Conley, D. J.; McCrackin, M. L. (2012). Global importance, patterns, and controls of dissolved silica retention in lakes and reservoirs: *Glob. Biogeochem. Cycles*, 26(2).
- Harrison, J. A., Maranger, R. J., Alexander, R. B., Giblin, A. E, Jacinthe, P.-A, Mayorga, E, Seitzinger, S. P., Sobota, D. J., Wollheim, W. M. (2009). The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs, *Biogeochemistry*, 93(1–2), 143–157.
- Hinkel, R. (2003). Vegetação ripária: funções e ecologia. *Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas ripárias*, v. 1, p. 40-48.
- Hoeinghaus, D. J., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., Okada, E. K., Latini, J. D., Kashiwaqui, E. A. L., Winemiller, K. O. (2009). Effects of River Impoundment on Ecosystem Services of Large Tropical Rivers: Embodied Energy and Market Value of Artisanal Fisheries. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*. 23. 1222-31.
- Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil – INMET (2019). Média Anual de Temperatura de Campos dos Goytacazes de 2019.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B. A., Hansen, R. S., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Mazzeo, N., & Branco, C. W. C. (2007). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581, 269–285.
- Kazi, T. G., Arain, M. B., Jamali, M. K., Jalbani, N., Afridi, H. I., Sarfraz, R. A., Shah, A. Q. (2009). Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxicology and environmental safety*, 72(2), 301-309.
- Khan, F. A.; Ansari, A. A. (2005). Eutrophication: an ecological vision. *The botanical review*, v. 71, n. 4, p. 449-482.
- Lara, W.H.; Barreto, H.H.C. (1972). Resíduos de pesticidas clorados em águas. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*. São Paulo. n.32, p. 69-74.
- Li, S., Xia, X., Tan, X., Zhang, Q. (2013). Effects of catchment and riparian landscape setting on water chemistry and seasonal evolution of water quality in the upper Han River basin, China. *PLoS One*, v. 8, n. 1, p. e53163.
- Lind, L., Hasselquist, E. M., Laudon, H. (2019). Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting

ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of environmental management*, v. 249, p. 109391.

- Luna, A.J., Sales, L. T., Silva, R.F. (2004). *Agrotóxicos: responsabilidade de todos (Uma abordagem da questão dentro do paradigma do desenvolvimento sustentável)*. Jaboticabal: UNESP, 19p.
- Marengo, J. A.; Alves, L. M (2005). Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 20, n. 2, p. 215-226.
- Martin, L.; Suguio, K.; Dominguez, J. M. L.; Flexor, J. (1997). *Geologia do Costeiro do litoral norte do Rio de Janeiro*. Belo Horizonte: CPRM.
- Meena, R. A. A., Sathishkumar, P., Ameen, F., Yusoff, A. R. M., Gu, F. L. (2018). Heavy metal pollution in immobile and mobile components of lentic ecosystems—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(5), 4134-4148.
- Moiseenko, T. I., Gashkina, N. A., Dinu, M. I., Kremleva, T. A., Khoroshavin, V. Y. (2013). Aquatic geochemistry of small lakes: effects of environment changes. *Geochemistry International*, 51(13), 1031-1148.
- Naigaga, I., Kaiser, H., Muller, W. J., Ojok, L., Mbabazi, D., Magezi, G., Muhumuza, E. (2011). Fish as bioindicators in aquatic environmental pollution assessment: a case study in Lake Victoria wetlands, Uganda. *Physics and Chemistry of the Earth, parts A/B/C*, 36(14-15), 918-928.
- Nava-López, M. Z., Diemont, S. A., Hall, M., Ávila-Akerberg, V. (2016). Riparian buffer zone and whole watershed influences on river water Quality: implications for ecosystem services near megacities. *Environmental Processes*, 3(2), 277-305.
- Nielsen, A., Trolle, D., Sondergaard, M., Lauridsen, T.L., Bjerring, R., Olesen, J.E., Jeppesen, E. (2012). Watershed land use effects on lake water quality in Denmark. *Ecol. Appl.* 22(4), 1187–1200.
- Norris, V. O. L. (1993). The use of buffer zones to protect water quality: a review. *Water resources management*, v. 7, p. 257-272.
- O'Driscoll, M., Clinton, S., Jefferson, A., Manda, A., McMillan, S. (2010). Urbanization effects on watershed hydrology and in-stream processes in the southern United States. *Water*, 2(3), 605-648.
- Oakley, A. L., Collins, J. A., Everson, L. B., Heller, D. A., Howerton, J. C., Vincent, R. E. (1985). Riparian zones and freshwater wetlands. *Management of wildlife and fish habitats in forests of western Oregon and Washington*, 57-80.
- Ometo, J. P. H., Martinelli, L. A., Ballester, M. V., Gessner, A., Krusche, A. V., Victoria, R. L., Williams, M. (2000). Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44(2), 327-337.

- Parkyn, S. (2004). Review of riparian buffer zone effectiveness. Wellington, New Zealand: Ministry of Agriculture and Forestry.
- Primavesi, O., Freitas, A. D., Oliveira, H. D., Primavesi, A. C. P. A. (2000). A qualidade de água na microbacia hidrográfica do Ribeirão Canchim, São Carlos, SP, ocupada por atividade pecuária. In Embrapa Pecuária Sudeste- Artigo em anais de congresso (ALICE). Acta Limnologica Brasiliensia, v. 12, n. 1, p. 95-111.
- Projeto MapBiomias (2020). Coleção 5.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <www.mapbiomas.org>. Acesso em: 2 de out de 2020.
- Pulitano, F. M. (2017). Análise da estrutura e funcionamento de reflorestamento de mata ciliar aos 18 e 28 anos após o plantio, no município de Cândido Mota-SP. São Paulo-SP: USP.
- Quinlan, R., Leavitt, P. R., Dixit, A. S., Hall, R. I., Smol, J. P. (2002). Landscape effects of climate, agriculture, and urbanization on benthic invertebrate communities of Canadian prairie lakes. *Limnology and Oceanography*, 47(2), 378-391.
- Ramalho, R. de S. (2005). Diagnóstico do Meio Físico como Contribuição ao Planejamento do Uso da Terra do Município de Campos dos Goytacazes. Campos dos Goytacazes-RJ: UENF.
- Rask, M., Olin, M., Ruuhijärvi, J. (2010). Fish-based assessment of ecological status of Finnish lakes loaded by diffuse nutrient pollution from agriculture. *Fisheries Management and Ecology*, v. 17, n. 2, p. 126-133.
- Renouf, K., Harding, J. S. (2015). Characterising riparian buffer zones of an agriculturally modified landscape. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, v. 49, n. 3, p. 323-332.
- Ribeiro, L. S (2006). Análise qualitativa e quantitativa de erosão laminar no município de Campo dos Goytacazes/RJ através de técnicas de geoprocessamento. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goytacazes.
- Romanelli, A., Esquiús, K. S., Massone, H. E., Escalante, A. H. (2013). GIS-based pollution hazard mapping and assessment framework of shallow lakes: southeastern Pampean lakes (Argentina) as a case study. *Environ Monit Assess* 185, 6943–6961.
- Sonzogni, W. C., Chesters, G., Coote, D. R., Jeffs, D. N., Konrad, J. C., Ostry, R. C., Robinson, J. B. (1980). Pollution from land runoff. *Environmental Science & Technology*, 14(2), 148-153.
- Soranno, P. A., Cheruvilil, K. S., Wagner, T., Webster, K. E., Bremigan, M. T. (2015). Effects of land use on lake nutrients: the importance of scale, hydrologic connectivity, and region. *PloS one*, 10(8), e0135454.

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2019). Índice pluviométrico mensal de 2008 a 2019. Campos dos Goytacazes.

Xiang, H., Zhang, Y., Richardson, J. S. (2016). Importance of riparian zone: effects of resource availability at land-water interface. *Riparian Ecology and Conservation*, 1(open-issue).

Yang, K., Nam, T., Nam, K., Kim, Y. J. (2016). Characteristics of heavy metal contamination by anthropogenic sources in artificial lakes of urban environment. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 20(1), 121-128.

7. MATERIAL SUPLEMENTAR

7.1. APÊNDICE 1

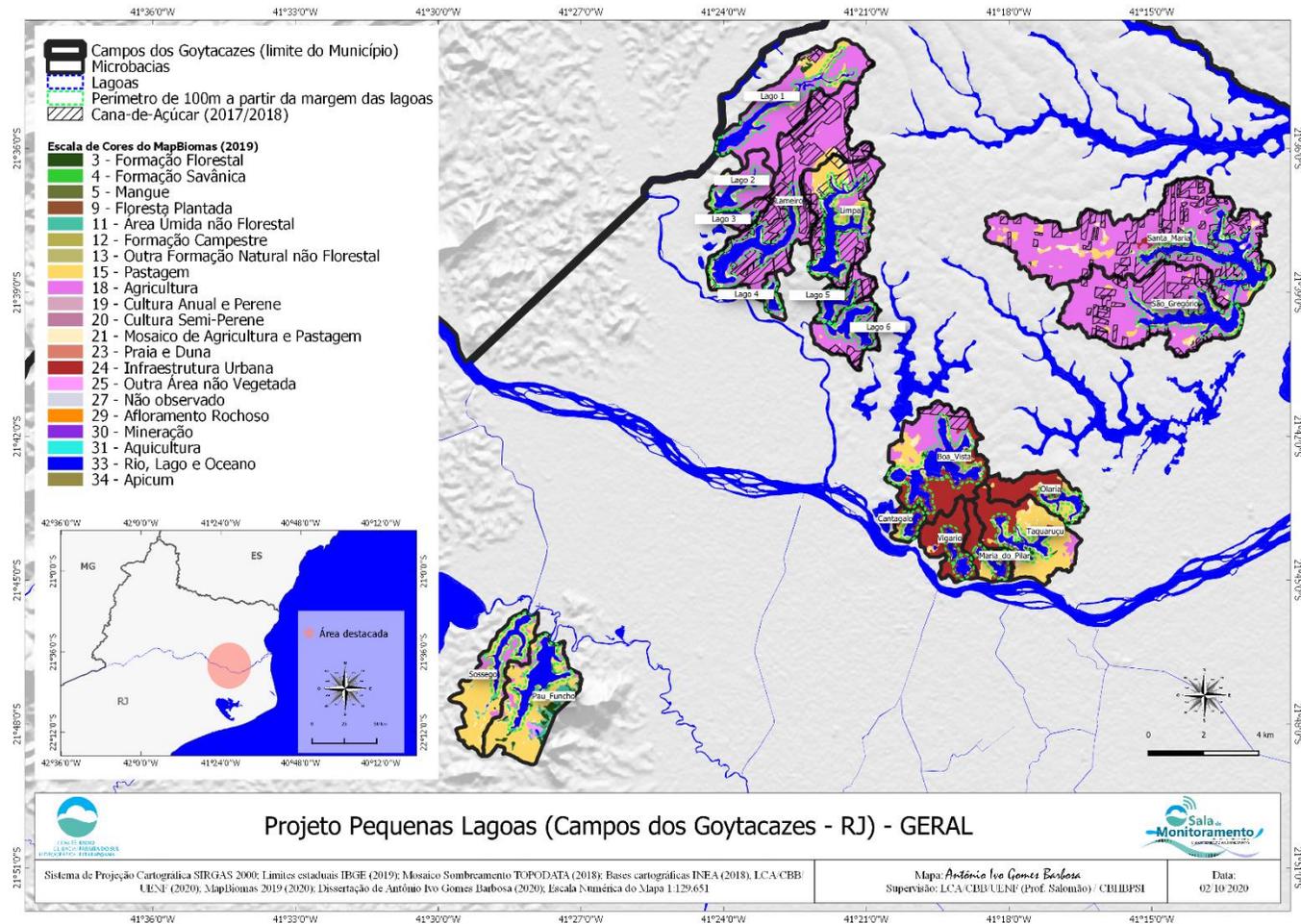


Figura 6. Localização e demarcação das bacias, perímetro e tipo de uso do solo nos lagos do estudo. Fonte: CEIVAP.

7.2. APÊNDICE 2

Tabela 4. Land Use Index (LUI) na bacia inteira e no buffer de 100 metros dos lagos.

Lagos	Código	LUI (Bacia Inteira)	LUI (Buffer de 100 metros)
Vigário	Lago1	414,4	446,9
Maria do Pilar	Lago 18	352,1	244,2
Olaria	Lago 17	283,6	44,2
Cantagalo	Lago 2	235,7	303,3
Boa Vista	Lago 4	169,5	197,7
Taquaruçú	Lago 3	163,5	112,7
Lameiro	Lago 7	36,7	30,2
Santa Maria	Lago 9	34,2	29,9
Sem nome	Lago 12	31,6	27,3
Sem nome	Lago 14	30,5	28,6
São Gregório	Lago 10	30,2	24,8
Limpa	Lago 8	27,5	20,5
Sem nome	Lago 13	26,4	26,9
Sem nome	Lago 16	25,3	22,8
Sem nome	Lago 11	24,3	24,6
Sem nome	Lago 15	20,6	22,4
Sossego	Lago 5	19,3	19,5
Pau Funcho	Lago 6	14,0	16,5

3. ARTIGO 2

**DISTRIBUIÇÃO DE METAIS EM LAGOS TROPICAIS DE
PEQUENO PORTE E SUAS RELAÇÕES COM O USO DO SOLO**

Distribuição de metais em lagos tropicais de pequeno porte e suas relações com o uso do solo

RESUMO

A região Sudeste do Brasil é conhecida por possuir um extenso histórico de modificação e ocupação do solo, que se intensifica no entorno dos seus corpos hídricos. Tais modificações afetam as características originais destes ecossistemas de maneiras complexas. Este estudo avaliou a influência dos diferentes tipos de uso do solo, tanto na área total de bacia como na zona ripária de 100 metros, na distribuição e concentração de metais nos sedimentos de pequenos lagos tropicais. Foram amostrados os sedimentos superficiais (0-10 cm) de 15 lagos, ao todo foram coletadas 45 amostras (3 pontos em cada lago). Os metais alumínio (Al), bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), chumbo (Pb), titânio (Ti), vanádio (V) e zinco (Zn) foram quantificados por Espectrometria de Emissão Óptica. Para as comparações os lagos foram divididos entre urbanos (n=4) e rurais (n=11). Cu, Ni, Zn apresentaram maiores concentrações nos sedimentos dos lagos urbanos devido a entrada de esgotos e o escoamento superficial urbano. As concentrações de Fe foram superiores nos sedimentos dos lagos rurais, provavelmente devido a erosão aumentada dos solos naturalmente ricos em minerais de óxido de Fe, devido à atividade agropecuária. As análises de correlação e de componentes principais indicam que o percentual de uso urbano do solo está diretamente relacionado a aumentos nas concentrações de Zn, Pb, Ni e Cu nos sedimentos dos lagos. O índice do uso do solo (LUI) se mostrou um indicador efetivo de degradação ambiental dos ecossistemas aquáticos, apresentando correlações positivas significativas com as concentrações de Zn, Pb, Ni e Cu. Comparações indicam contaminação dos sedimentos dos lagos urbanos e rurais por Cu, Cr e Ni e ainda dos lagos urbanos por Zn e Pb. Atividades urbanas parecem ser mais impactantes do que as rurais quando se trata de contaminação por metais.

Palavras chave: metais; urbanos; sedimentos.

ABSTRACT

The Southeast region of Brazil is known for having an extensive history of land modification and occupation, which intensifies around its water bodies. Such modifications affect the original characteristics of these ecosystems in complex ways. This study evaluated the influence of different types of land use, both in the total area of the basin and in the riparian zone of 100 meters, on the distribution and concentration of metals in the sediments of small tropical lakes. Surface sediments (0-10 cm) from 15 lakes were sampled, in total 45 samples were collected (3 points in each lake). The metals aluminum (Al), barium (Ba), cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), iron (Fe), manganese (Mn), nickel (Ni), lead (Pb), titanium (Ti), vanadium (V) and zinc (Zn) were quantified by Optical Emission Spectrometry. For comparisons, the lakes were divided between urban (n = 4) and rural (n = 11). Cu, Ni, Zn showed higher concentrations in sediments from urban lakes due to the entry of sewers and urban runoff. Fe concentrations were higher in rural lake sediments, probably due to increased erosion of soils naturally rich in Fe oxide minerals, due to agricultural activity. The correlation and principal component analysis indicate that the percentage of urban land use is directly related to increases in the concentrations of Zn, Pb, Ni and Cu in lake sediments. The Land Use Index (LUI) proved to be an effective indicator of environmental degradation of aquatic ecosystems, showing significant positive correlations with the concentrations of Zn, Pb, Ni and Cu. Comparisons indicate contamination of sediments in urban and rural lakes by Cu, Cr and Ni and also in urban lakes by Zn and Pb. Urban activities seem to be more impacting than rural ones when it comes to contamination by metals.

Keywords: metals; urban; sediments.

1. INTRODUÇÃO

A presença de metais em ecossistemas aquáticos pode ter efeitos prejudiciais para a biota e vida humana (RAJESHKUMAR et al., 2018). Isto porque enquanto alguns metais são essenciais para a biota (ex.: Fe, Cu, Zn), outros são tóxicos mesmo em baixas concentrações (ex.: Pb, Cd). Sedimentos de lagos podem incorporar metais através de processos geoquímicos de precipitação, co-precipitação e adsorção (SINGH et al., 2005; SURESH et al., 2012). A concentração de metais no sedimento podem estar de 3 à 5 ordens de magnitude acima da apresentada na coluna d'água (BRYAN & LANGSTON, 1992; ISLAM et al., 2015). Esteves e Camargo (2011) destacam a importância da análise do sedimento como indicador do nível de poluição, pois pode revelar despejos no corpo d'água que nem sempre podem ser identificados em uma análise da água. O aporte de um poluente na coluna d'água tende a se diluir depressa e em pouco tempo não se pode mais identificar a contaminação. Além disso, podem ocorrer despejos intermitentes o que também dificulta sua identificação com uma análise de água. Como o sedimento tem a capacidade de acumular os compostos, através de sua análise é possível que se identifiquem contaminações por despejos de efluentes intermitentes ou de fontes difusas. A análise de sedimentos possui uma grande importância na avaliação do nível de contaminação de ecossistemas aquáticos continentais (GRANEY & ERIKSEN, 2004).

Metais podem ser introduzidos em corpos hídricos de ambientes urbanos através de efluentes domésticos e industriais como fontes pontuais. Como fontes difusas (não pontuais) de poluição em meio urbano, podem ser citadas a queima de combustíveis fósseis e a deposição atmosférica (LI et al., 2012; HU et al., 2017). Outro fator importante em ambientes urbanos é o escoamento superficial aumentado por conta da maior taxa de áreas impermeabilizadas, com isso, os corpos hídricos recebem boa parte do aporte bruto de diversas substâncias que não conseguem se infiltrar no solo (BURANT et al., 2018). Boa parte dos metais lançados em sistemas aquáticos são ligados ao material particulado, que eventualmente acaba se incorporando ao sedimento (AVUMADI et al., 2019).

O uso do solo para a atividade pecuária pode intensificar a erosão do solo, que pode implicar em um aumento do carreamento de partículas para os corpos d'água (ABDON, 2004). O carreamento de partículas de solos tratados com agrotóxicos e fertilizantes pelas águas das chuvas é uma importante fonte difusa de contaminação de lagos, córregos e rios (LARA & BARRETO, 1972).

Desde o século XVI a bacia de drenagem do rio Paraíba do Sul possui um histórico de mudança no uso e ocupação do solo, primeiro com a substituição das florestas naturais por pastagens, para a atividade pecuária, seguido do plantio da cana-de-açúcar, além do crescente desenvolvimento urbano às margens do Rio Paraíba do Sul. Essas mudanças ocasionaram vários impactos ambientais como a drenagem de inúmeras lagoas e brejos, inundações recorrentes, e também problemas na disposição de efluentes sanitários (RAMALHO, 2005).

Este estudo tem como objetivo principal avaliar e discriminar efeitos do uso do solo, na distribuição de metais em sedimentos de pequenos lagos tropicais.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em lagos localizados nas áreas urbana e rural na porção inferior do rio Paraíba do Sul (Figura 1). Todos os lagos do estudo são abrangidos pela bacia do Rio Paraíba do Sul. O bioma Mata Atlântica ocupa originalmente 100% da bacia (MAUAD, 2010).

De acordo com dados da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2019), a região apresenta índices pluviométricos anuais bastante variáveis, apresentando, nos últimos 10 anos, valores que atingiram uma faixa máxima de 1635.8 mm em 2008 e mínima de 558.4 no ano de 2014. O valor médio total da série que compreende de 2008 a 2018 é de 931,8 mm/ano. Em relação à precipitação mensal, o mês de agosto é o que menos chove, com índices médios não ultrapassando os 32 mm. Historicamente, os meses de novembro e

dezembro são os mais chuvosos, apresentando médias superiores a 142 mm/mês.

Segundo o Instituto Nacional de Meteorologia, a temperatura média anual do município em 2019 foi de 25,8°C, sendo o período de dezembro a março o mais quente com médias mensais atingindo os 28,3°C. Já o trimestre que compreende os meses de junho, julho e agosto, se destaca como período mais frio com média de 22°C.

Os lagos do estudo estão localizados na porção inferior da bacia do Rio Paraíba do Sul.

A região onde se localizam os lagos estudados é constituída por rochas cristalinas do embasamento Pré-Cambriano, sedimentos cenozoicos, continentais representados por sedimentos Neogênicos da Formação Barreiras (Mioceno/Plioceno) e sedimentos Pleistocênicos e Holocênicos. A Planície Costeira do rio Paraíba do Sul, conhecida por Baixada dos Goytacazes ou Baixada Campista, que domina a região, é formada principalmente por sedimentos marinhos/transicionais (terraços marinhos pleistocênicos e holocênicos), continentais fluviais e lagunares (MARTIN *et al.*, 1997).

Na região do estudo são encontradas as seguintes classes de uso do solo: Pastagem; Mata; Áreas Urbanas; Áreas Agrícolas; Corpos d'Água; Afloramentos de Rocha; Campo Inundável, Vegetação de Restinga e Coberturas Arenosas e Solo Exposto (RIBEIRO, 2006).

2.2. Seleção dos lagos

Os 15 lagos selecionados possuem áreas que variam entre 26 e 270ha, com 4 drenando importantes áreas urbanas e 11 drenando majoritariamente áreas rurais (Tabela 1). A classificação de lagos foi dada de acordo com a divisão estabelecida em Ferreira Júnior (2021). As nomenclaturas dos lagos também foram as mesmas de Ferreira Júnior (2021) para melhor compreensão (Tabela 1). Os locais escolhidos podem ser observados na Figura 1:

Tabela 1: Dados de área dos lagos e área total de suas zonas de drenagem.

Lagos	Área do Lago (ha)	Área Total da Bacia (ha)
1 - Vigário	50	371
2 - Cantagalo	31	126
3 - Taquaruçú	78	831
4 - Boa Vista	270	1134
5 - Sossego	77	677
6 - Pau Funcho	172	953
7 - Lameiro	191	1588
8 - Limpa	174	986
9 - Santa Maria	232	2623
10 - São Gregório	181	1551
11 - Lago 11	66	342
12 - Lago 12	29	134
13 - Lago 13	103	388
14 - Lago 14	55	230
15 - Lago 15	26	89

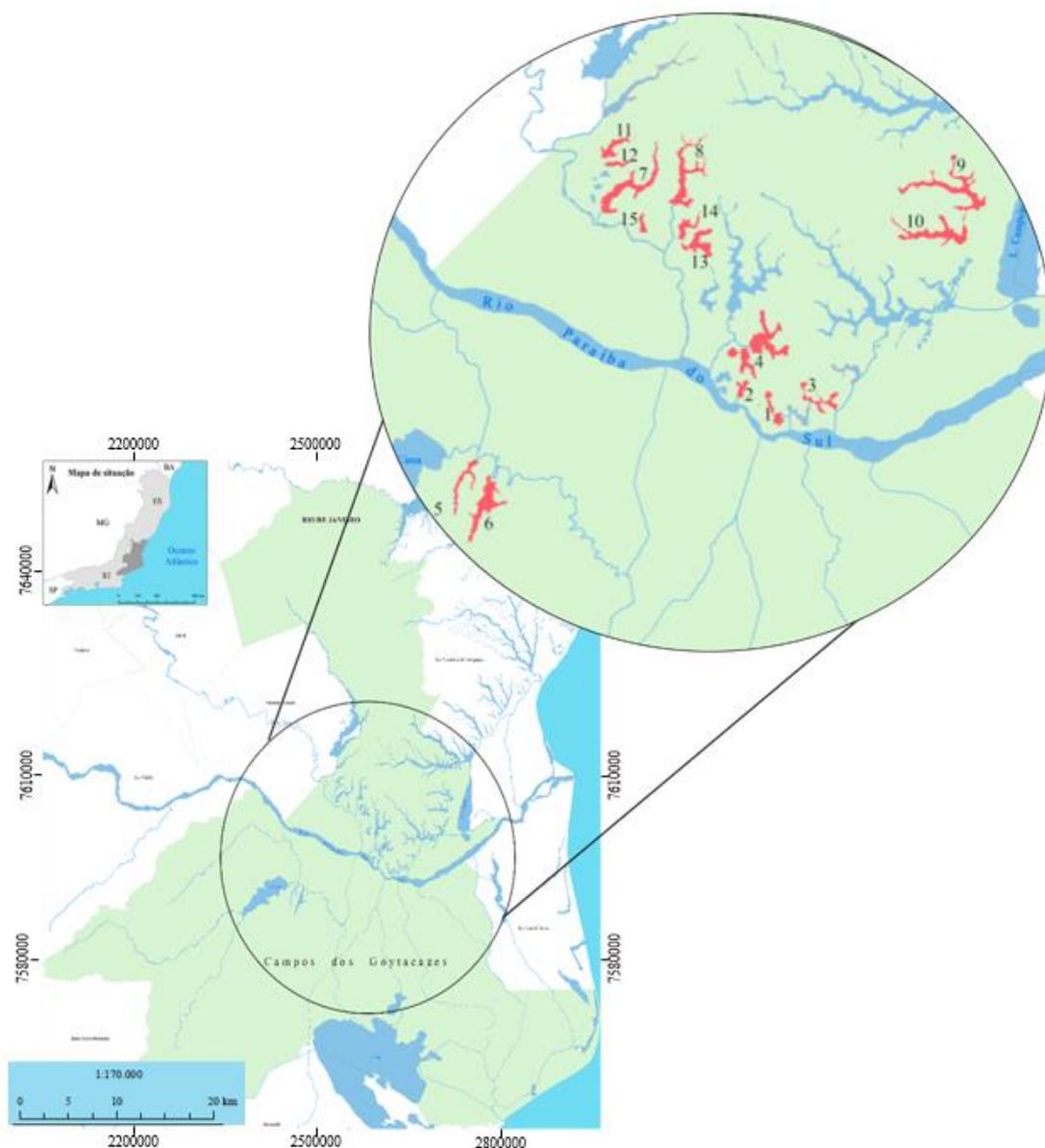


Figura 1: Localização dos lagos do estudo em vermelho (Lagos 1-15). Adaptado de Alves et al. (2016).

2.3. Delimitação dos lagos, das bacias de drenagem, das faixas ripárias e dos percentuais e índice de uso do solo (LUI).

A base de dados de perímetro de lagos, bacias, faixas ripárias e percentuais e índices de uso do solo (LUI) foram adquiridos de Ferreira Júnior (2021).

Tabela 2: Tipos de uso do solo e seus respectivos pesos, baseado em Ometo et al. (2000):

Uso do Solo	Peso
Floresta	0
Pastagem	0.20
Vegetação Cultivada Diversa	0.25
Cana-de-açúcar	0.50
Urbano	5.00

2.4. Amostragem

Os sedimentos foram amostrados na camada superficial (0-10 cm). As amostras foram coletadas em três pontos de cada lago, utilizando-se uma pá plástica ou um coletor de Eckman a depender da profundidade de cada lago. As coletas foram realizadas entre julho de 2019 e março de 2020.

2.5. Procedimentos analíticos

A determinação de Al, Fe, Ti, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Ba, Pb, V e Zn foi realizada nas amostras de sedimento com a tradicional técnica de digestão da matriz com ácidos fortes concentrados e subsequente determinação por ICP-OES conforme descrito abaixo:

Para determinação dos metais as amostras de sedimento foram peneiradas na fração <63 μ m, depois elas foram secas em estufa (40°C), destorroadas e digeridas, 0,5g de sedimento mais 8 mL de água régia (HCl:HNO₃ – 3:1) em um forno micro ondas (modelo Mars Xpress, CEM). O tempo de digestão totalizou 75 minutos nas seguintes condições: tempo de rampa 15 minutos, digestão 35 minutos a 180 °C e resfriamento 25 minutos, após o resfriamento (25 minutos), o extrato final foi filtrado em papel Whatman 40 e aferido a um volume final de 30 mL com água Milli-Q. As determinações dos metais foram realizadas no equipamento ICP-OES (Varian-Liberty Series II), de acordo com a norma USEPA 3051a de 2007.

2.6. Tratamento de dados

Foi utilizado o programa R versão (4.0.3) para a realização dos tratamentos estatísticos. Os testes executados foram: testes t para amostras não pareadas para comparar as concentrações de metais nos dois grupos de lagos (Rurais e Urbanos). Para se avaliar a relação entre a distribuição das concentrações dos metais nos sedimentos e os percentuais de uso do solo foram realizadas análises de correlação de Pearson e uma Análise de Componentes Principais (PCA).

3. RESULTADOS

As concentrações médias dos 12 metais nos 15 lagos estudados são apresentadas na Tabela 3. Os lagos foram divididos em dois grupos: Rurais e Urbanos. Nos lagos rurais foi encontrada a seguinte abundância relativa dos metais nos sedimentos: Al>Fe>Ti>Mn>Ba>V>Cr>Zn> Pb>Cu>Ni>Cd (Tabela 3). Nos lagos urbanos a abundância relativa dos metais nos sedimentos foi a seguinte: Al>Fe>Ti>Ba>Mn>Zn>Cr>V>Cu>Pb>Ni>Cd (Tabela 3). Em ambos os grupos Al, Fe e Ti foram os metais mais abundantes, enquanto Ni e Cd foram os metais que apresentaram as menores concentrações médias.

Tabela 3. Concentrações de metais nos sedimentos dos lagos estudados (n=3 para cada lago).

Lago (Código)	Al	Fe	Ti	Mn	Ba	V	Cr	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd
	(%)	(%)	($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)									
Lagos Urbanos												
Lago 1	8,1	2,9	1680	284	180	72,2	86,6	218	42,2	48,9	26,9	0,21
Lago 2	10,6	3,6	1980	91,2	244	102	110	93,3	30,1	28,6	28,6	0,04
Lago 3	10,2	2,8	1996	232	242	85,3	96,3	124	58,5	44	26,9	0,05
Lago 4	10,9	4,0	1838	194	231	98,5	110	120	34,9	28,8	29,5	0,04
Média (Urbanos)	10,0	3,3	1874	200	224	89,5	101	139	41,4	37,6	28	0,09
DP (Urbanos)	1,3	0,6	147	81,6	30	13,6	11,4	54,5	12,4	10,4	1,3	0,08
Lagos Rurais												
Lago 5	7,7	1,3	1663	58,3	204	86,6	56	46,3	35,3	31,9	14	n.d.
Lago 6	6,8	2,3	853	153	162	68,5	47,3	46,9	33,8	29,2	14,3	0,07
Lago 7	11,4	4,9	1894	119	314	133	126	145	39,3	40,9	31,7	n.d.
Lago 8	8,3	12,1	2224	1208	325	156	139	69	13,5	42,9	11,3	0,18
Lago 9	5,2	3,9	1541	552	53	46,5	56	48,9	11,9	19,9	14,1	0,05
Lago 10	9,3	3,4	1544	249	132	79,2	87,8	42,2	16,9	26,9	15,2	n.d.
Lago 11	5,9	3,7	1095	106	361	66	59,4	64,2	25,6	14,1	16,2	0,14
Lago 12	11,0	3,4	1459	83,4	293	104	96,7	109	39	16,7	31,2	0,07
Lago 13	9,3	7,0	1458	163	180	106	83,8	74,1	18,3	23	15,6	0,1
Lago 14	12,0	3,9	1187	145	85	94,8	97	38,6	8,1	26,5	10,1	n.d.
Lago 15	9,9	5,1	1440	209	349	97	88,5	83	34,5	17,1	27,2	0,07
Média (Rurais)	8,8	4,6	1487	277	223	94,3	85,2	69,7	25,1	26,3	18,3	0,06
DP (Rurais)	2,2	2,9	374	337	110	31	29,4	32,7	11,7	9,5	7,8	0,06
Média (Total)	9,1	4,3	1590	256	224	93	89,4	88,2	29,5	29,3	20,9	0,07
DP (Total)	2,0	2,4	355	279	91	26,1	25,5	47,3	13,2	10,4	7,7	0,06

*n.d. – Não detectado

Os sedimentos dos lagos urbanos apresentaram as maiores concentrações médias de Al, Ti, Ba, Cr, Ni Pb, Cu, Zn e Cd. Já os sedimentos dos lagos rurais apresentaram as maiores concentrações de Fe, Mn e V (Tabela 3).

O teste t foi aplicado para comparar as concentrações de metais nos sedimentos entre os lagos urbanos e rurais, objetivando verificar quais metais apresentavam diferenças estatísticas significativas (Figura 2). Os metais Cu, Ni e Zn mostraram maiores concentrações nos sedimentos no grupo de lagos urbanos ($p < 0,05$). Os níveis de Cu foram de $25 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ nos sedimentos dos lagos rurais para $41 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ nos sedimentos dos lagos urbanos. Ni variou suas concentrações nos sedimentos entre 18 e $28 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, entre os lagos rurais e urbanos respectivamente. A média das concentrações de Zn nos sedimentos dos lagos rurais foi de $70 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, enquanto a concentração média de Zn nos lagos urbanos foi de $139 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ (Tabela 3; Figura 2). Apenas Fe exibiu uma concentração média superior nos sedimentos dos lagos rurais ($p < 0,05$), com a concentração média de 4,6% neste grupo, contra 3,3% nos sedimentos dos lagos urbanos (Tabela 3; Figura 2). Para os demais metais, não se detectou diferenças significativas nas médias das concentrações nos sedimentos entre os grupos.

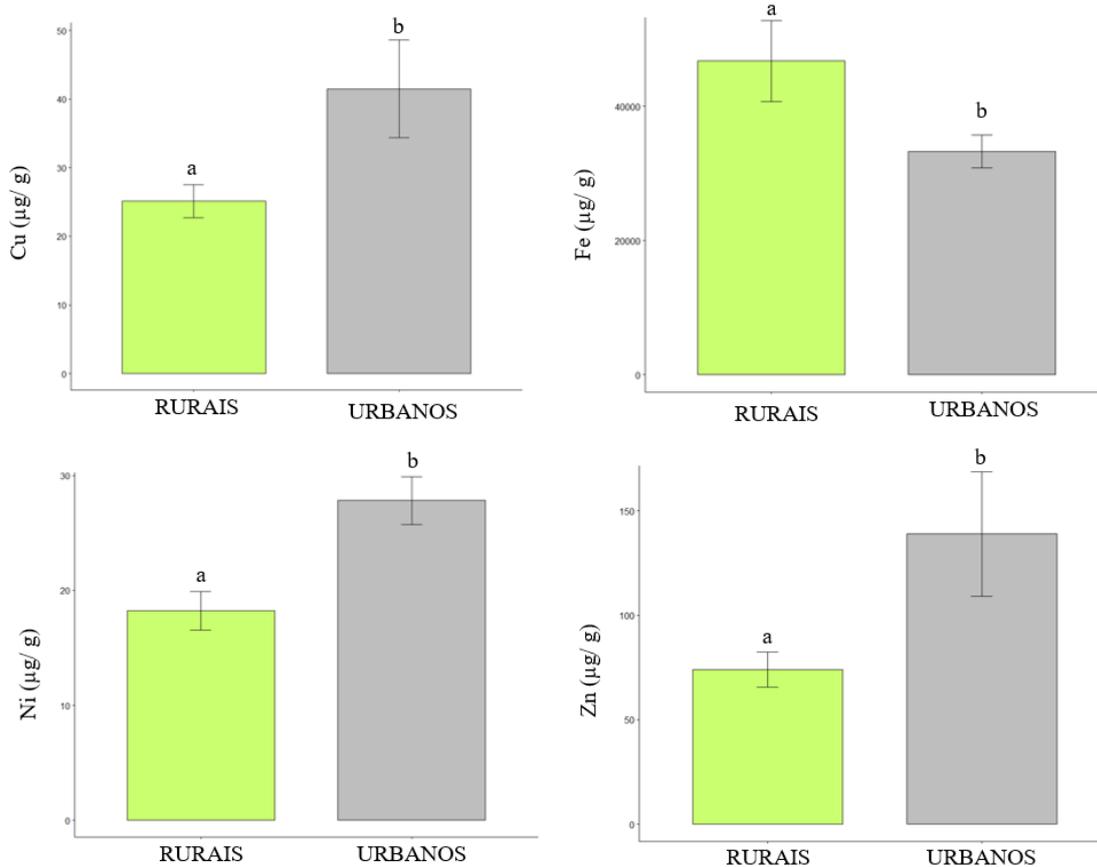


Figura 2. Concentração média de metais nos sedimentos de lagos rurais e urbanos. $n=11$ para os lagos rurais e $n=4$ para os lagos urbanos. Letras diferentes sobre as barras indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

A análise de correlação de Pearson foi utilizada para avaliar a influência de 7 variáveis na ocorrência dos 12 metais nos sedimentos dos lagos além das relações dos metais entre si (Tabela 4).

Em algumas amostras de sedimentos o Cd não foi detectado, portanto, este metal não apresentou correlação significativa com nenhum dos demais metais estudados.

Tabela 4. Coeficientes de correlação entre os metais nos sedimentos e as variáveis de uso do solo (n=15).

	Al	Fe	Ti	Mn	Ba	V	Cr	Zn	Cu	Pb	Ni	Cd
Al	1											
Fe	0,045	1										
Ti	0,317	0,418	1									
Mn	-0,289	0,799	0,458*	1								
Ba	0,154	0,323	0,262	0,052	1							
V	<u>0,561</u>	0,725	<u>0,585</u>	0,397	<u>0,523</u>	1						
Cr	0,692	<u>0,612</u>	0,738	0,384	<u>0,395</u>	0,855	1					
Zn	0,205	-0,129	0,289	-0,116	0,238	0,084	0,283	1				
Cu	0,211	-0,448*	0,227	-0,397	0,404	-0,037	0,033	0,686	1			
Pb	0,159	0,151	<u>0,602</u>	0,330	-0,016	0,343	0,440	<u>0,590</u>	0,384	1		
Ni	<u>0,513</u>	-0,227	0,373	-0,370	0,463*	0,180	0,403	0,713	0,730	0,151	1	
Cd	-0,359	0,425	0,071	0,457	0,195	0,202	0,132	0,371	-0,180	0,457	-0,347	1
Urbano	0,102	-0,231	0,356	-0,079	-0,061	-0,152	0,172	0,764	0,455*	<u>0,551</u>	0,474*	0,408
Agricultura	-0,190	0,115	-0,374	-0,042	0,146	-0,158	-0,190	-0,452*	-0,418	-0,737	-0,145	-0,110
Cana	0,368	0,463*	0,127	0,277	-0,156	0,494*	0,476*	-0,196	-0,496*	0,021	-0,153	-0,247
Pastagem	-0,107	-0,334	0,120	-0,156	0,087	-0,066	-0,241	-0,059	0,473*	0,234	-0,017	-0,179
Floresta	-0,355	0,156	0,024	0,417	-0,020	0,092	-0,099	-0,003	0,050	0,370	-0,304	0,250
LUIB	0,121	-0,218	0,373	-0,072	-0,065	-0,136	0,199	0,771	0,441*	<u>0,556</u>	0,484*	0,283
LUI100	0,121	-0,211	0,346	-0,097	-0,065	-0,125	0,195	0,724	0,364	0,477*	0,478*	0,246

Legenda: Negrito: ($p < 0,01$), Itálico sublinhado: ($p < 0,05$) e (*): ($p < 0,1$), LUIB=*Land Use Index* da bacia inteira e LUI100=*Land Use Index* da faixa ripária de 100 metros.

Al, Fe e Ti foram os metais mais abundantes em todos os lagos e apresentaram correlações positivas significativas entre suas concentrações e as de alguns metais: Al com Cr ($p < 0,01$), Ni ($p < 0,05$) e V ($p < 0,05$). Fe com Mn ($p < 0,01$), Cu ($p < 0,1$), Cr ($p < 0,05$), e V ($p < 0,05$). Já o Ti com Cr ($p < 0,01$), Mn ($p < 0,1$), Pb ($p < 0,05$), e V ($p < 0,05$).

As concentrações de Cr e V apresentaram correlações positivas significativas entre si ($p < 0,01$), assim como Ba e V ($p < 0,01$). Ni apresentou correlação positiva com o Ba ($p < 0,1$), Cu ($p < 0,01$) e Zn ($p < 0,01$). As concentrações de Cu também apresentaram correlações positivas com o Zn ($p < 0,01$), e o Zn com o Pb ($p < 0,05$).

Comparando-se os indicadores de usos do solo nas bacias e a concentração de metais nos sedimentos dos lagos, nota-se ausência de correlações significativas entre os metais Al, Ti, Mn, Ba e Cd e todos os indicadores de uso do solo. O percentual da bacia coberto por florestas não apresentou nenhuma correlação significativa com a concentração de metais nos sedimentos dos lagos. A área coberta por pastagens correlacionou-se positivamente com as concentrações de Cu nos sedimentos e não apresentou correlações significativas com os demais metais.

As concentrações de Fe, Cr e V apresentaram correlações positivas significativas ($p < 0,1$) com o percentual de área da bacia coberta pela cultura da cana de açúcar e ausência de correlação com os demais indicadores de uso do solo. O percentual de área da bacia coberta pela cultura da cana de açúcar apresentou correlação inversa ($p < 0,1$) com as concentrações de Cu nos sedimentos dos lagos.

O percentual de uso agrícola nas bacias não apresentou correlação positiva com as concentrações de nenhum metal nos sedimentos, mas apresentou correlações inversas significativas com as concentrações de Pb ($p < 0,01$) e Zn ($p < 0,1$).

O percentual de uso urbano na bacia foi o que apresentou correlações significativas com mais metais: Zn ($p < 0,01$), Pb ($p < 0,05$), Ni e Cu (ambos com $p < 0,1$). O mesmo padrão de correlações foi observado entre as concentrações de metais nos sedimentos dos lagos e o índice de uso do solo da bacia inteira

(LUIB). O índice de uso do solo na faixa ripária de 100 metros dos lagos também apresentou um padrão semelhante com correlações significativas positivas com o Zn ($p < 0,01$), Ni e Pb (ambos com $p < 0,1$).

Os resultados das correlações entre metais e tipos de uso do solo indicaram que Pb está negativamente correlacionado ao uso do solo para agricultura ($r = -0,737$; $p < 0,01$) e apresenta uma correlação positiva com o uso urbano ($r = 0,551$; $p < 0,05$). Os metais Cr, Fe e V se correlacionaram com o uso do solo para cana ($r > 0,450$) no nível de significância $p < 0,1$. Cu foi o único metal a apresentar correlação significativa ($p < 0,1$) com o uso do solo para pastagem ($r = 0,473$), além disto o metal também apresentou correlação com o uso urbano ($r = 0,455$; $p < 0,1$) (Tabela 4). O metal Zn se mostrou fortemente correlacionado com o uso do solo urbano ($r = 0,764$; $p < 0,01$) além de se correlacionar negativamente de modo moderado ($r = -0,452$; $p < 0,1$) com o uso do solo para agricultura. Em relação aos LUIs, Cu ($r = 0,441$; $p < 0,1$) e Ni ($r = 0,478$; $p < 0,1$) moderadamente, Pb ($r = 0,551$; $p < 0,05$) de forma considerável e Zn ($r = 0,771$; $p < 0,01$) fortemente, se correlacionaram com LUIB. Já com LUI100, Ni ($r = 0,474$; $p < 0,1$) e Pb ($r = 0,477$; $p < 0,1$) se correlacionaram de forma relevante e Zn ($r = 0,724$; $p < 0,01$) novamente apresentou uma forte correlação (Tabela 4).

Correlações positivas ($p < 0,01$) foram encontradas entre diversos pares de metais: Al-Cr ($r = 0,692$), Fe-Mn ($r = 0,799$), Fe-V ($r = 0,725$), Cu-Ni ($r = 0,73$), Cu-Zn ($r = 0,686$), Cr-Ti ($r = 0,738$), Cr-V ($r = 0,855$) e Ni-Zn ($r = 0,713$). Os pares Al-Ni ($r = 0,513$), Al-V ($r = 0,561$), Ba-V ($r = 0,523$), Cr-Fe ($r = 0,612$), Pb-Ti ($r = 0,602$), Pb-V ($r = 0,59$), Pb-Zn ($r = 0,556$) e Ti-V ($r = 0,585$) também se correlacionam positivamente ao nível de significância $p < 0,05$ (Tabela 2). Ba-Ni ($r = 0,463$) e Mn-Ti ($r = 0,458$), também podem ser considerados como correlações positivas importantes ($p < 0,1$). Cu-Fe ($r = -0,448$) é o único par de metais que se correlaciona negativamente com considerável significância ($p < 0,1$) (Tabela 4).

4. DISCUSSÃO

O estudo de Ferreira Júnior (2021), mostra que, em todas as bacias de drenagens estudadas, a cobertura florestal é inferior a 8% e predominam os usos antrópicos, principalmente a agropecuária e a urbanização. Essas mudanças no uso do solo alteram a química dos ecossistemas aquáticos (OMETO et al., 2000; EL-ZEINY & EL-KAFRAWY, 2017), afetando a qualidade e quantidade de metais que alcançam os pequenos lagos (LINDSTROM, 2001; HU et al., 2020). Devido à ausência de bacias naturais, neste estudo optou-se pela comparação de bacias com forte influência da urbanização em contraste com as bacias com uso do solo predominantemente destinado a agropecuária, de acordo com o agrupamento de lagos estabelecido por Ferreira Júnior (2021). Além disso, foram feitas análises de correlações entre os diversos usos do solo e a concentração de metais nos sedimentos para se inferir os efeitos antrópicos na qualidade ambiental dos lagos.

As concentrações de Cu, Ni e Zn foram significativamente maiores nos sedimentos superficiais dos lagos urbanos quando comparados aos lagos rurais (Figura 2). Este resultado é similar ao encontrado por Baek e Ann (2010). O estudo de Yang et al. (2016), também comparou os níveis de metais encontrados em lagos artificiais urbanos com os valores de referência de lagos rurais na Coreia do Sul (KMOE, 2005), e também encontrou nível de Cu e Zn superiores nos lagos artificiais. É sabido que Cu, Ni e Zn apresentam relações com usos do solo ligados às atividades urbanas, através do lançamento de esgotos e aterros sanitários e lixões (MOGOLLÓN et al., 1996; SLIVA & WILLIAMS, 2001; EL BILALI et al., 2002; SWARNALATHA et al., 2015, BERALDI et al., 2019) e dos materiais acumulados advindos de práticas urbanas, cujo transporte é potencializado pelo escoamento superficial urbano que é aumentado devido a impermeabilização do solo (YANG et al., 2016).

Por outro lado, o Fe apresentou concentrações significativamente superiores nos sedimentos superficiais dos lagos rurais (Figura 2). Esse enriquecimento do Fe nos sedimentos dos lagos rurais provavelmente está relacionado a processos erosivos dos solos adjacentes (WILCKE et al., 1998; JAYAWARDANA et al., 2015), que são intensificados pela atividade agrícola,

principalmente a intensiva (MONTGOMERY, 2007). Devido ao fato de lagos em áreas agrícolas receberem pouca ou nenhuma contribuição de esgoto urbano ou dejetos industriais, eles tendem a possuir uma proporção maior de sedimento de origem mineral na sua camada superficial, quando comparados aos contidos em áreas urbanas, que tendem a possuir uma porção significativa de sedimento superficial orgânico. El Bilali et al. (2002), mostraram que o Fe é um metal que se apresenta na fração mineral dos sedimentos superficiais, e o fato de lagos agrícolas tenderem a possuir uma maior fração mineral, pode fazer com que eles, conseqüentemente, apresentem maior teor de Fe em relação aos lagos urbanos. A menor concentração de Fe nos lagos urbanos também pode ter relação com as condições de hipoxia nos sedimentos em decorrência da maior quantidade de matéria orgânica (MIDDELBURG & LEVIN, 2009). A camada de matéria orgânica se deposita, e o seu consumo por microrganismos tende a gerar uma barreira que impede a oxigenação de níveis mais profundos no sedimento. À medida que as concentrações de oxigênio na água do fundo diminuem, a fina camada superficial oxigenada de sedimento diminui em espessura, e como resultado o Fe (II) dissolvido difundido de camadas profundas mais reduzidas é menos eficientemente oxidado nas camadas superficiais oxigenadas. Como consequência, uma parte do Fe (II) tende a escapar para a água (BURDIGE, 1993; KONOVALOV et al., 2007; PAKHOMOVA et al., 2007). Com menos reoxidação, ocorre uma redução na precipitação de óxidos de Fe. A maior quantidade de Fe (II) dissolvido exportado para a coluna d'água eventualmente resulta em sedimentos de ambientes hipóxicos com concentrações reduzidas de Fe em relação aos sedimentos de ambientes óxicos (WIJSMAN et al., 2001; KONOVALOV et al., 2007; CHEN et al., 2019).

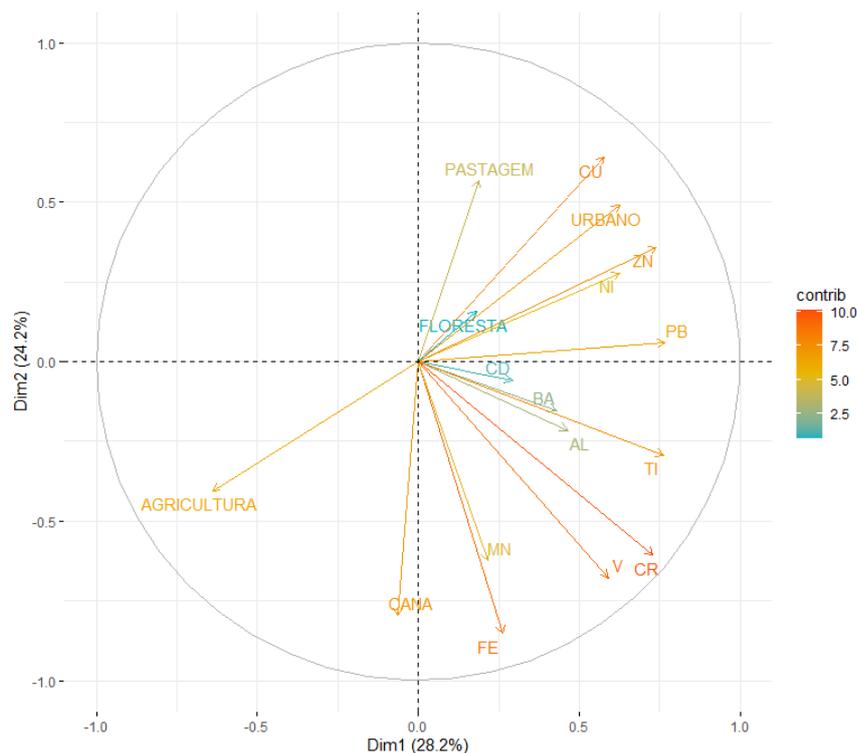


Figura 3. Análise dos Componentes Principais (PCA) realizada com os metais no sedimento, e os percentuais de uso do solo na bacia inteira (n=15).

Os resultados das análises de correlação utilizados em conjunto com a análise de componentes principais (PCA) parecem dar uma boa indicação da origem de alguns metais (Tabela 4, Figura 4). As correlações significativas do Cr com Al, Fe, Ti e V sugerem que esses metais provêm de produtos do intemperismo de rochas que compõem a litologia das bacias de drenagens, possivelmente associados a óxidos de Al-Fe-Ti (JAYAWARDANA et al., 2015) que sofrem erosão e são transportados para os lagos. A grande correlação entre Cr e V ($r=0,855$), pode advir do fato de que o vanádio pode substituir Fe, Al e Ti em estruturas cristalinas (SHAHEEN et al., 2019) fazendo com que ambos os elementos acabem provindo da mesma fonte (Tabela 4). Observando o PCA, nota-se que Al, Fe, Mn e Ti, os maiores constituintes dos minerais formadores das rochas dentre os avaliados (FABRIS et al., 1997; RIEDER et al., 2004; LARSEN & CHILINGARIAN, 2010), mostraram associação com Cr e o V, dando ainda mais indicativos de uma provável fonte natural destes metais para os lagos (Figura 4).

A presença da correlação Fe-Mn ($r=0,799$), visualizada de maneira clara também no PCA, converge com os resultados obtidos por El Bilali et al. (2002), e indica que ambos os elementos provêm de mesma rocha mãe rica em óxidos de Fe e Mn, ou que suas concentrações são alteradas pelos mesmos processos biogeoquímicos (Tabela 4, Figura 4). A ausência de correlação entre Al-Fe e Al-Mn, sugere que os elementos tem suas distribuições controladas por processos diferentes (PEKEY, 2006; FRIESE et al., 2010). As correlações de Al tanto com metais de provável origem antrópica Al-Ni como com metais de provável origem natural Al-V, assim como a ausência de qualquer correlação significativa entre os níveis deste metal com outros elementos, sugerem que o Al, além de ter a principal entrada via fonte natural, pode ter fontes antrópicas também relevantes (Tabela 4).

As correlações positivas significativas entre Ni-Cu, Ni-Zn, Cu-Zn e Zn-Pb e entre esses metais e o uso do solo urbano (Tabela 4), corroboram com os estudos que mostram que estes metais geralmente estão envolvidos com enriquecimentos antrópicos (MOGOLLÓN et al., 1996; LINDSTROM, 2001; XIA et al., 2011; SURESH et al., 2012; YANG et al., 2016). Os lagos nas áreas de uso do solo predominantemente urbano recebem aporte direto de esgoto rico em metais e matéria orgânica (EL BILALI et al., 2002; SWARNALATHA et al., 2015). Dentre os metais que possuem como fontes mais prováveis o enriquecimento antrópico, Pb e Zn se destacam pois além de apresentarem correlações positivas para o uso do solo urbanos, também apresentaram correlações negativas com o uso do solo para agricultura (Tabela 4), com isso, pode se dizer que o principal fator de enriquecimento destes elementos nos sedimentos são atividades urbanas como combustão, lixiviação de águas urbanas, aporte de esgoto doméstico e dejetos industriais (LI et al., 2012), e que o uso de fertilizantes e defensivos agrícolas não representam um fator relevante de liberação do Pb e Zn para os lagos estudados.

A visualização do PCA (Figura 4) pode nos indicar de que existem diferenças relação ao aporte de Cu, Ni e Zn, que são mais relacionados entre si e com o uso do solo urbano, quando comparados com Pb. Esse dado pode ser um indicativo de que fontes difusas específicas, como a queima de combustíveis pelos veículos, tem um papel mais relevante no enriquecimento do Pb nos

sedimentos superficiais dos lagos estudados, quando comparado com Cu, Ni e Zn, assim como nos estudos de Callender e Rice (2000), Liu et al. (2003), Brady et al. (2014) e Benabdelkader et al. (2018).

De acordo com o PCA (Figura 4) os usos do solo para agricultura e urbano se opõem, ou seja, dentre os lagos estudados, os que possuem um elevado percentual uso do solo agrícola em suas bacias tendem a apresentar um menor percentual de uso urbano e vice versa, tal fato corrobora com a viabilidade da classificação proposta por Ferreira Júnior (2021), que distingue os lagos entre rurais e urbanos.

Comparados com TEL, que é a concentração onde se espera que, se ultrapassada, efeitos adversos ao ecossistema ocorram ocasionalmente (CCME, 2001), os sedimentos tanto dos lagos urbanos como dos rurais aparentam estar contaminados, com níveis que talvez sejam ecologicamente prejudiciais. Nos lagos urbanos, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn se destacam e nos rurais Cr, Cu e Ni apresentaram valores acima da norma de qualidade (Tabela 5). Nenhum dos grupos apresentou valores de contaminação acima dos valores de PEL, no qual a presença de efeitos adversos se torna provável. Os lagos estudados, tanto os urbanos quanto os rurais, apresentaram níveis moderados de contaminação, abaixo de alguns lagos de pequeno porte contaminados, como o Lago Jauá em Camaçari, Bahia (DA SILVA et al., 2000), que apresentou uma forte contaminação por Zn, 3 vezes acima do limite de PEL e também por Cu e o Lago Paulo Gorski em Cascavel, Paraná (REMOR et al., 2018) com valores de Cu também ultrapassando os limites de PEL, além do conjunto de 17 pequenos lagos indianos em Bangalore, Índia (JUMBE & NANDINI, 2009) altamente poluídos com concentrações de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn além dos limites de PEL (Tabela 5).

Tabela 5. Valores da concentração de metais em lagos do Brasil e do mundo, valores dos grupos de lagos estudados e valores de TEL e PEL.

Lago	Al (%)	Fe (%)	Ti (µg/g)	Mn (µg/g)	Ba (µg/g)	V (µg/g)	Cr (µg/g)	Zn (µg/g)	Pb (µg/g)	Cu (µg/g)	Ni (µg/g)	Cd (µg/g)	Digestão
Lagos Rurais (11 lagos) ^a	8.8	4,6	1487	277	223	94,3	85,2	69,7	26.3	25,3	18,3	0,06	HCl+HNO ₃ <63µm
Lagos Urbanos (4 lagos) ^a	10.0	3,3	1874	200	224	89,5	101	139	37.6	41,4	28	0,09	HCl+HNO ₃ <63µm
Paulo Gorski, Cascavel, PR ^b	-	9,7	-	319	-	-	25,4	121	29.9	178	26,2	-	HNO ₃ +H ₂ O ₂ <63µm
Jauá, Camaçari, BA ^c	2.3	14,1	53,3	-	-	-	-	843	66.6	148	-	-	HNO ₃ +HClO ₄ <63µm
Pampulha, Belo Horizonte, MG ^d	26.7	4,5	3231	427	326	67	88	295	39.9	33	41,7	0,87	HNO ₃ +HClO ₄ +HF
Guaíba, Porto Alegre, R ^{ef}	2.3	7,7	-	694	540	72,3	42	132	33	78	28	0,30	HCl+HNO ₃ <117µm
Arthur Thomas, Londrina, PR ^g	2.9	11,4	3400	968	120	472	93	-	-	-	29,5	-	HCl+HNO ₃ <2mm
Bangalore, Índia (17 lagos) ^h	-	-	-	176	-	-	96,7	221	206	204	97,6	8,38	HNO ₃ +HF<2mm
Lago Chenshidang, China ⁱ	-	9,5	-	374	-	-	64,1	85,6	23	26	35	0,16	HNO ₃ +HF+H ₂ O ₂ <75µm
TEL ^j	-	-	-	-	-	-	52,3	124	30.2	18,7	15,9	0,68	-
PEL ^j	-	-	-	-	-	-	160	271	112	108	42,8	4,21	-

Legenda: a) Este estudo; b) Remor et al. (2018); c) da Silva et al. (2000); d) Friese et al. (2010); e) de Andrade et al. (2018); f) de Andrade et al. (2019); g) Vieira et al. (2019); h) Jumbe & Nandini (2009); i) Mao et al. (2019); j) TEL: *Thresold Effect Level* - nível de efeito limiar abaixo do qual não ocorre efeito adverso à comunidade biológica e PEL: *Probable Effect Level* - nível onde é provável a ocorrência de efeitos adversos. CCME (2001).

5. CONCLUSÕES

Os sedimentos dos lagos urbanos apresentaram concentrações superiores de Cu, Ni, Zn aos sedimentos dos lagos rurais, contaminação essa relacionada a entrada de esgotos e o escoamento superficial urbano. As concentrações de Fe foram superiores nos sedimentos dos lagos rurais, provavelmente por conta da erosão dos solos, ricos naturalmente em minerais de óxidos de Fe, devido à atividade agropecuária.

Cr, Cd, Mn, Ti e V, apresentaram concentrações similares em ambos os tipos de lagos e estão provavelmente associados a contribuições naturais, ou ainda a contribuições de múltiplas fontes, urbanas e rurais. Al apresentou correlações tanto com metais associados a contribuições naturais como antrópicas, além de possuir uma distribuição irregular entre os lagos estudados, indicando que além da contribuição natural, também possa estar havendo um enriquecimento por fontes antropogênicas.

As análises de correlação e de componentes principais indicam que o percentual de uso urbano na bacia está diretamente relacionado a aumentos nas concentrações de Zn, Pb, Ni e Cu nos sedimentos dos lagos. Essas análises confirmaram a efetividade do índice do uso do solo (LUI) como um indicador de degradação ambiental dos ecossistemas aquáticos, apresentando correlações positivas significativas com as concentrações de Zn, Pb, Ni e Cu.

A comparação dos níveis de metais nos sedimentos dos lagos estudados com valores de referência nacionais e internacionais aponta uma contaminação dos sedimentos dos lagos urbanos e rurais por Cu, Cr e Ni e ainda dos lagos urbanos por Zn e Pb.

Lagos em bacias de drenagem com alta presença de atividades antropogênicas são mais expostos a serem contaminados por metais pesados. Atividades urbanas parecem ser mais impactantes do que as rurais quando se trata desse tipo específico de poluição.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdon, M. D. M. (2004). Os impactos ambientais no meio físico-erosão e assoreamento na Bacia Hidrográfica do Rio Taquari, MS, em decorrência da pecuária. 2004. 302f.
- Avumadi, A., Gnandi, K., & Probst, J. (2019). Trace Element Distribution and Enrichment in the Stream Sediments of the Lake Togo Watersheds (South of Togo) Trace Element Distribution and Enrichment in the Stream Sediments of the Lake Togo Watersheds (South of Togo). *Advances in Ecological and Environmental Research*, 4(4), 87-114.
- Baek, Y. W., & An, Y. J. (2010). Assessment of toxic heavy metals in urban lake sediments as related to urban stressor and bioavailability. *Environmental monitoring and assessment*, 171(1), 529-537.
- Benabdelkader, A., Taleb, A., Probst, J. L., Belaidi, N., & Probst, A. (2018). Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria): A multi-indices approach. *Science of the Total Environment*, 626, 899-914.
- Beraldi, G. Q. F.; de Rezende, C. E.; de Almeida, M. G.; Carvalho, C.; de Lacerda, L. D.; de Farias, R. N.; Vidal, M.; Souza, M. D. P.; Molisani, M. M. (2019). Assessment of a coastal lagoon metal distribution through natural and anthropogenic processes (SE, Brazil). *Marine pollution bulletin*. 2019, 146, 552.
- Brady, J. P., Ayoko, G. A., Martens, W. N., & Goonetilleke, A. (2014). Enrichment, distribution and sources of heavy metals in the sediments of Deception Bay, Queensland, Australia. *Marine pollution bulletin*, 81(1), 248-255.
- Bryan, G. W., & Langston, W. J. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental pollution*, 76(2), 89-131.
- Burant, A., Selbig, W., Furlong, E. T., & Higgins, C. P. (2018). Trace organic contaminants in urban runoff: Associations with urban land-use. *Environmental pollution*, 242, 2068-2077.
- Burdige, D. J. (1993). The biogeochemistry of manganese and iron reduction in marine sediments. *Earth-Science Reviews*, 35(3), 249-284.
- Callender, E., & Rice, K. C. (2000). The urban environmental gradient: anthropogenic influences on the spatial and temporal distributions of lead and zinc in sediments. *Environmental science & technology*, 34(2), 232-238.
- Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME (2001). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0', *Technical Report*, Canadian Council of Ministers of the environment winnipeg, MB, Canada.

- Chen, M., Ding, S., Wu, Y., Fan, X., Jin, Z., Tsang, D. C., Wang Y. & Zhang, C. (2019). Phosphorus mobilization in lake sediments: experimental evidence of strong control by iron and negligible influences of manganese redox reactions. *Environmental Pollution*, 246, 472-481.
- Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM (2001). Ministério das Minas e Energia / Secretaria de Minas. Projeto Rio de Janeiro, CD-ROM. Brasília.
- da Silva, E. M., Navarro, M. F. T., Barros, A. F., Mota, M. F. V., & Chastinet, C. B. A. (2000). Metals in the sediments of Jauá Lake (Camaçari, Bahia, Brazil) following an episode of industrial contamination. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 3(4), 509-514.
- de Andrade, L. C., Coelho, F. F., Hassan, S. M., Morris, L. A., & de Oliveira Camargo, F. A. (2018). Sediment pollution in an urban water supply lake in southern Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 191(1), 1-20.
- de Andrade, L. C., Sodrzejewski, P. A., Comerlato Scottá, F., Tiecher, T., Morris, L., Andrezza, R., & Camargo, F. A. D. O. (2019). Geoaccumulation of Heavy Metals in the Sediment of Lake Guaíba Transitional Waters, Southern Brazil. *Environmental Engineering Science*, 36(10), 1315-1322.
- de Deckere, E., De Cooman, W., Leloup, V., Meire, P., Schmitt, C., & Peter, C. (2011). Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Journal of soils and sediments*, 11(3), 504-517.
- de Oliveira, F. B.; Da Glória Alves, M.; De Oliveira, C. H. R (2012). Favorabilidade de áreas para implantação de aterros controlados no município de Campos dos Goytacazes/RJ utilizando sistema de informação geográfica. *Revista Brasileira de Cartografia*.
- El Bilali, L., Rasmussen, P. E., Hall, G. E. M., & Fortin, D. (2002). Role of sediment composition in trace metal distribution in lake sediments. *Applied Geochemistry*, 17(9), 1171-1181.
- El-Zeiny, A., El-Kafrawy, S. (2017). Assessment of water pollution induced by human activities in Burullus Lake using Landsat 8 operational land imager and GIS. *The Egyptian journal of remote sensing and space science*, v. 20, p. S49-S56.
- Esteves, F. A.; Camargo, A. F. M. (2011). Sedimentos límnicos. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência.
- Fabris, J. D., de Jesus Filho, M. F., Coey, J. M. D., Mussel, W. D. N., & Goulart, A. T. (1997). Iron-rich spinels from Brazilian soils. *Hyperfine Interactions*, 110(1), 23-32.
- Ferreira Júnior, A. C. F. (2021). Determinação do grau de impacto antrópico em pequenos lagos tropicais através da utilização do índice de uso do solo. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goytacazes.

- Friese, K., Schmidt, G., de Lena, J. C., Nalini Jr, H. A., & Zachmann, D. W. (2010). Anthropogenic influence on the degradation of an urban lake–The Pampulha reservoir in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. *Limnologica*, 40(2), 114-125.
- Graney, J. R., & Eriksen, T. M. (2004). Metals in pond sediments as archives of anthropogenic activities: a study in response to health concerns. *Applied Geochemistry*, 19(7), 1177-1188.
- Hu, J., Long, Y., Zhou, W., Zhu, C., Yang, Q., Zhou, S., & Wu, P. (2020). Influence of different land use types on hydrochemistry and heavy metals in surface water in the lakeshore zone of the Caohai wetland, China. *Environmental Pollution*, 267, 115454.
- Hu, J., Zhou, S., Wu, P., & Qu, K. (2017). Assessment of the distribution, bioavailability and ecological risks of heavy metals in the lake water and surface sediments of the Caohai plateau wetland, China. *PloS one*, 12(12), e0189295.
- Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil – INMET (2019). Média Anual de Temperatura de Campos dos Goytacazes de 2019.
- Islam, M. S., Ahmed, M. K., Raknuzzaman, M., Habibullah-Al-Mamun, M., & Islam, M. K. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: a preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological indicators*, 48, 282-291.
- Jayawardana, D. T., Pitawala, H. M. T. G. A., & Ishiga, H. (2015). Geochemical evidence for the accumulation of vanadium in soils of chronic kidney disease areas in Sri Lanka. *Environmental Earth Sciences*, 73(9), 5415-5424.
- Jumbe, A. S., & Nandini, N. (2009). Heavy metals analysis and sediment quality values in urban lakes. *American Journal of Environmental Sciences*, 5(6), 678.
- Konovalov, S. K., Luther III, G. W., & Yücel, M. (2007). Porewater redox species and processes in the Black Sea sediments. *Chemical Geology*, 245(3-4), 254-274.
- Korean Ministry of Environment - KMOE (2005). Development of integrated methodology for evaluation of water environment (II), Gwacheon, Korea.
- Lara, W.H.; Barreto, H.H.C. (1972). Resíduos de pesticidas clorados em águas. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*. São Paulo. n.32, p. 69-74.
- Larsen, G., & Chilingarian, G. V. (Eds.). (2010). *Diagenesis in Sediments and Sedimentary Rocks, Volume 2*. Newnes.
- Li, H. B., Yu, S., Li, G. L., Liu, Y., Yu, G. B., Deng, H., Wu, S-C. & Wong, M. H. (2012). Urbanization increased metal levels in lake surface sediment and catchment topsoil of waterscape parks. *Science of the total environment*, 432, 202-209.
- Lindström, M. (2001). Urban land use influences on heavy metal fluxes and surface sediment concentrations of small lakes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 126(3), 363-383.

- Liu, W. X., Li, X. D., Shen, Z. G., Wang, D. C., Wai, O. W. H., & Li, Y. S. (2003). Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the Pearl River Estuary. *Environmental pollution*, 121(3), 377-388.
- Mao, L., Ye, H., Li, F., Yang, M., Tao, H., & Wen, H. (2019). Enrichment assessment of Sb and trace metals in sediments with significant variability of background concentration in detailed scale. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(3), 2794-2805.
- Marengo, J. A.; Alves, L. M (2005). Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 20, n. 2, p. 215-226.
- Martin, L.; Suguio, K.; Dominguez, J. M. L.; Flexor, J. (1997). *Geologia do Costeiro do litoral norte do Rio de Janeiro*. Belo Horizonte: CPRM.
- Mauad, L. P. (2010). Levantamento florístico de um remanescente florestal de Mata Atlântica no maciço do Itaoca, Campos dos Goytacazes, RJ. Monografia do curso de Ciências Biológicas. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes. 83p.
- Middelburg, J. J., & Levin, L. A. (2009). *Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry*. *Biogeosciences*, 6(7), 1273-1293.
- Mogollón, J. L., Bifano, C., & Davies, B. E. (1996). Geochemistry and anthropogenic inputs of metals in a tropical lake in Venezuela. *Applied geochemistry*, 11(4), 605-616.
- Montgomery, D. R. (2007). Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(33), 13268-13272.
- Ometo, J. P. H., Martinelli, L. A., Ballester, M. V., Gessner, A., Krusche, A. V., Victoria, R. L., Williams, M. (2000). Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44(2), 327-337.
- Pakhomova, S. V., Hall, P. O., Kononets, M. Y., Rozanov, A. G., Tengberg, A., & Vershinin, A. V. (2007). Fluxes of iron and manganese across the sediment-water interface under various redox conditions. *Marine Chemistry*, 107(3), 319-331.
- Pekey, H. (2006). The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream. *Marine Pollution Bulletin*, 52(10), 1197-1208.
- Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., & Li, X. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere*, 191, 626-638.
- Ramalho, R. de S. (2005). Diagnóstico do Meio Físico como Contribuição ao Planejamento do Uso da Terra do Município de Campos dos Goytacazes. Campos dos Goytacazes-RJ: UENF.

- Remor, M. B., Sampaio, S. C., de Rijk, S., Boas, M. A. V., Gotardo, J. T., Pinto, E. T., & Schardong, F. A. (2018). Sediment geochemistry of the urban Lake Paulo Gorski. *International Journal of Sediment Research*, 33(4), 406-414.
- Ribeiro, L. S (2006). Análise qualitativa e quantitativa de erosão laminar no município de Campo dos Goyatazes/RJ através de técnicas de geoprocessamento. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goyatazes.
- Rieder, R., Gellert, R., Anderson, R. C., Brückner, J., Clark, B. C., Dreibus, G., Economou, T., Klingelhöfer, G., Lugmair, G.W., Ming, D.W., Squyres, S.W., d'Uston, C., Wänke, H., Yen, A. & Zipfel, J. (2004). Chemistry of rocks and soils at Meridiani Planum from the Alpha Particle X-ray Spectrometer. *Science*, 306(5702), 1746-1749.
- Shaheen, S. M., Alessi, D. S., Tack, F. M., Ok, Y. S., Kim, K. H., Gustafsson, J. P., Sparks, D.L. & Rinklebe, J. (2019). Redox chemistry of vanadium in soils and sediments: Interactions with colloidal materials, mobilization, speciation, and relevant environmental implications-A review. *Advances in colloid and interface science*, 265, 1-13.
- Singh, K. P., Malik, A., Sinha, S., Singh, V. K., & Murthy, R. C. (2005). Estimation of source of heavy metal contamination in sediments of Gomti River (India) using principal component analysis. *Water, air, and soil pollution*, 166(1), 321-341.
- Sliva, L., & Williams, D. D. (2001). Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water research*, 35(14), 3462-3472.
- Suresh, G., Sutharsan, P., Ramasamy, V., & Venkatachalapathy, R. (2012). Assessment of spatial distribution and potential ecological risk of the heavy metals in relation to granulometric contents of Veeranam lake sediments, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 84, 117-124.
- Swarnalatha, K., Letha, J., Ayoob, S., & Nair, A. G. (2015). Risk assessment of heavy metal contamination in sediments of a tropical lake. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(6), 1-14.
- U.S. EPA. (2007). "Method 3051A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils," Revision 1. Washington, DC.
- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2019). Índice pluviométrico mensal de 2008 a 2019. Campos dos Goytacazes.
- Vieira, L. M., Neto, D. M., do Couto, E. V., Lima, G. B., Peron, A. P., Halmeman, M. C. R., & Froehner, S. (2019). Contamination assessment and prediction of 27 trace elements in sediment core from an urban lake associated with land use. *Environmental monitoring and assessment*, 191(4), 1-20.
- Wijsman, J. W., Middelburg, J. J., & Heip, C. H. (2001). Reactive iron in Black Sea sediments: implications for iron cycling. *Marine Geology*, 172(3-4), 167-180.

- Wilcke, W., Müller, S., Kanchanakool, N., & Zech, W. (1998). Urban soil contamination in Bangkok: heavy metal and aluminium partitioning in topsoils. *Geoderma*, 86(3-4), 211-228.
- Xia, X., Chen, X., Liu, R., & Liu, H. (2011). Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*, 186(2-3), 2043-2050.
- Yang, K., Nam, T., Nam, K., & Kim, Y. J. (2016). Characteristics of heavy metal contamination by anthropogenic sources in artificial lakes of urban environment. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 20(1), 121-128.

7. MATERIAL SUPLEMENTAR

7.1. APÊNDICE 1

Tabela 6. Coordenadas dos pontos amostrados.

LAGO	PONTO	LATITUDE	LONGITUDE
Vigário	1	21° 44' 41"S	41° 18' 53"O
Vigário	2	21° 44' 34"S	41° 19' 2"O
Vigário	3	21° 44' 40"S	41° 19' 5"O
Cantagalo	1	21° 43' 56"S	41° 20' 10"O
Cantagalo	2	21° 43' 53"S	41° 20' 8"O
Cantagalo	3	21° 44' 2"S	41° 20' 7"O
Boa Vista	1	21° 43' 31"S	41° 19' 55"O
Boa Vista	2	21° 43' 0"S	41° 20' 3"O
Boa Vista	3	21° 43' 15"S	41° 19' 47"O
Taquaruçú	1	21° 44' 56"S	41° 17' 42"O
Taquaruçú	2	21° 44' 17"S	41° 17' 53" O
Taquaruçú	3	21° 44' 7"S	41°18' 3"O
Sossego	1	21° 46' 24"S	41° 28' 15"O
Sossego	2	21° 46' 1"S	41° 28' 24"O
Sossego	3	21° 45' 49"S	41° 28' 18"O
Pau Funcho	1	21° 46' 57"S	41° 28' 3"O
Pau Funcho	2	21° 46' 44"S	41° 27' 53"O
Pau Funcho	3	21° 46' 40"S	41° 27' 52"O
Lameiro	1	21° 46' 5"S	41° 28' 33"O
Lameiro	2	21° 38' 12"S	41° 23' 37"O
Lameiro	3	21° 38' 9"S	41° 23' 52"O
Limpa	1	21° 38' 36"S	41° 21' 48"O
Limpa	2	21° 38' 18"S	41° 21' 39"O
Limpa	3	21°37'28"S	41° 21' 51"O
Santa Maria	1	21° 38' 22" S	41° 13' 31"O
Santa Maria	2	21° 38' 15" S	41° 13' 47"O
Santa Maria	3	21°38'25"S	41° 13' 10"O
São Gregório	1	21° 39' 40"S	41° 14' 12"O
São Gregório	2	21° 39' 38"S	41° 13' 44"O
São Gregório	3	21° 39' 17"S	41° 13' 52"O
Lago 11	1	21° 37' 2"S	41° 24' 4"O
Lago 11	2	21° 36' 55"S	41° 23' 57"O
Lago 11	3	21° 36' 43"S	41° 23' 37"O
Lago 12	1	21° 37' 27"S	41° 23' 29"O
Lago 12	2	21° 37' 30"S	41° 23' 36"O
Lago 12	3	21° 37' 27"S	41° 23' 42"O
Lago 15	1	21° 40' 4"S	41° 21' 6"O
Lago 15	2	21° 39' 51"S	41° 20' 57"O
Lago 15	3	21° 39' 22"S	41° 21' 17"O
Lago 14	1	21° 39' 34"S	41° 21' 46"O
Lago 14	2	21° 39' 15"S	41° 21' 21"O
Lago 14	3	21° 39' 1"S	41° 21' 39"O
Lago 13	1	21° 39' 0"S	41° 22' 59"O
Lago 13	2	21°39' 5"S	41° 22' 58"O
Lago 13	3	21°39' 9"S	41° 23' 2"O

7.2. APÊNDICE 2

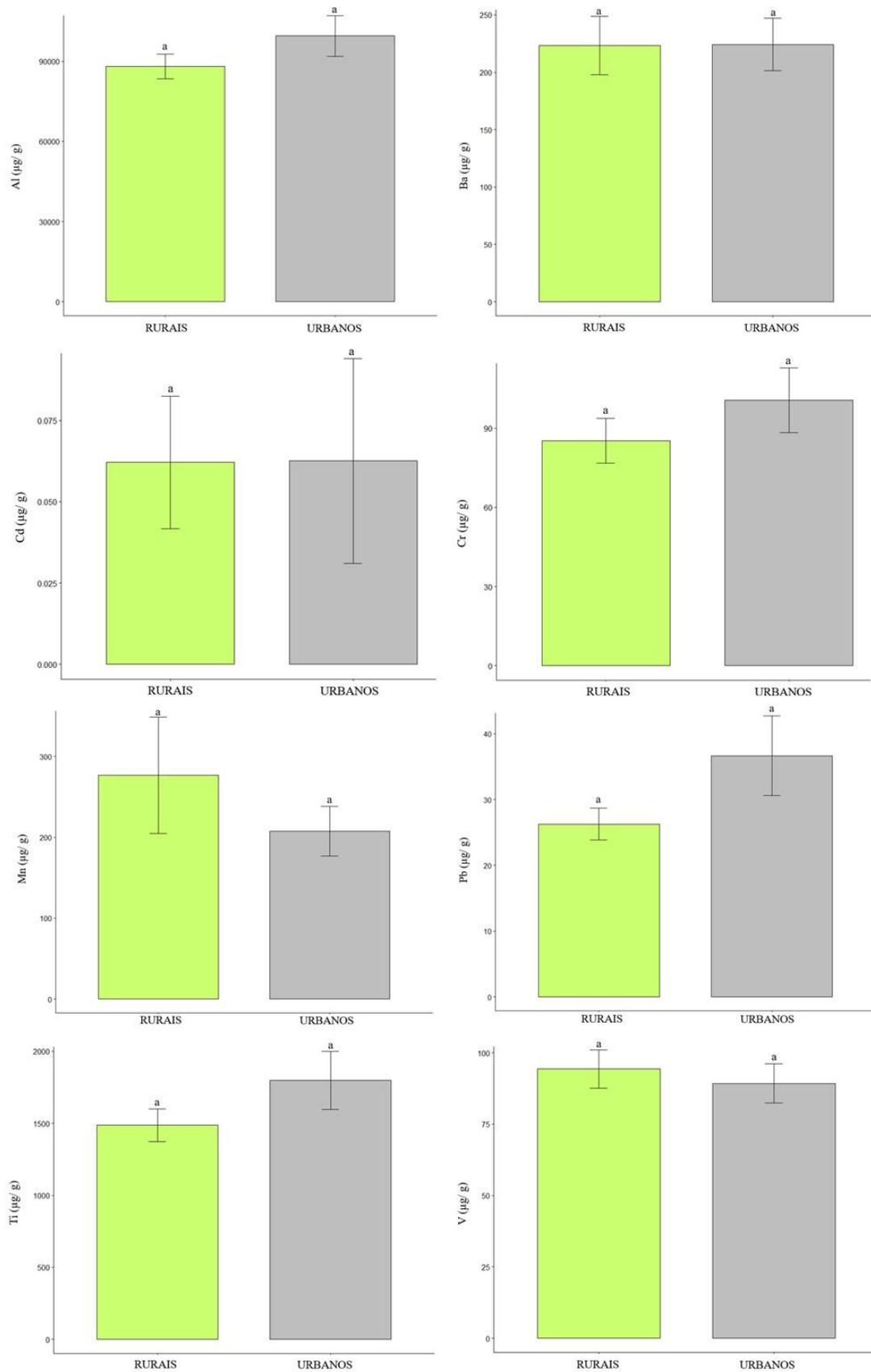


Figura 4. Concentração média dos demais metais nos sedimentos de lagos rurais e urbanos. n=11 para os lagos rurais e n=4 para os lagos urbanos.

7.3. APÊNDICE 3

Tabela 7. Land Use Index (LUI) na bacia inteira e no buffer de 100 metros dos lagos.

Lagos	LUI (Bacia Inteira)	LUI (Buffer de 100 metros)
Vigário	414,4	446,9
Cantagalo	235,7	303,3
Boa Vista	169,5	197,7
Taquaruçú	163,5	112,7
Lameiro	36,7	30,2
Santa Maria	34,2	29,9
Lago 12	31,6	27,3
Lago 14	30,5	28,6
São Gregório	30,2	24,8
Limpa	27,5	20,5
Lago 15	26,4	26,9
Lago 11	24,3	24,6
Lago 13	20,6	22,4
Sossego	19,3	19,5
Pau Funcho	14,0	16,5

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Lagos são ecossistemas que possuem a dinâmica fortemente relacionada com seus entornos (FRATERRIGO & DOWNING, 2008; MAO & CHERKAUER, 2009; WUBIE et al., 2016). Níveis de preservação destas áreas são requeridos para uma boa saúde desse tipo de ecossistema, porém, em muitos casos essas condições não são atendidas, o que gera alterações no funcionamento dos mesmos (CARPENTER & COTTINGHAM, 1997; WANG et al., 2003). A ausência de planos de controle de poluição e preservação destas áreas, não raramente ocasiona episódios de graves contaminações em lagos (ROWELL, 1996; REDDY & CHAR, 2006; QIN et al., 2007; JUMBE & NANDINI, 2009; WANG et al., 2011). Diversos índices foram criados para quantificar o grau de impactação que um ecossistema aquático está sujeito, como o índice de geoacumulação (MÜLLER, 1979), o fator de enriquecimento (TUREKIAN & WEDEPOHL, 1961) entre inúmeros outros (ABBASI & ABBASI, 2012). No ARTIGO 1 buscou-se gerar informações sobre os tipos de uso do solo e, com isso, utilizar o modelo de Land Use Index (LUI) proposto por Ometo et. al (2000), que leva em consideração os diferentes usos do solo e como eles impactam o corpo hídrico, para gerar uma hierarquização e orientar a tomada de decisão em relação a ações de preservação a serem tomadas em 18 lagos de pequeno porte.

De acordo com o LUI os lagos foram divididos em dois grupos, lagos que apresentaram o LUI acima de 100 constituíram, o grupo dos lagos fortemente impactados e lagos que apresentaram LUI abaixo de 50 formaram o grupo de lagos relativamente menos impactados. A determinação dos LUIs, fornece uma ferramenta para os tomadores de decisão, permitindo uma hierarquização da saúde ambiental das bacias de drenagens, já que dá um panorama comparativo da degradação ambiental associada aos usos antrópicos dos solos. Essa ferramenta apresenta um baixo custo, já que existe a iniciativa do MapBiomas (<https://mapbiomas.org/>) que disponibiliza gratuitamente a interpretação do uso do solo no território brasileiro anualmente. Desta forma, basta aos órgãos técnicos regionais ou municipais processarem o recorte das bacias de drenagens e extrair as informações para gerar os índices de uso do solo de cada ecossistema aquático, conforme estabelecido por Ometo et al. (2000).

Essa classificação dos lagos de acordo com os usos do solo foi utilizada para comparar as concentrações de metais nos sedimentos dos lagos, visando entender como os usos do solo contribuem para a contaminação dos lagos.

No ARTIGO 2, foram avaliadas as distribuições de metais nos sedimentos de 15 dos 18 lagos estudados no ARTIGO 1 e suas relações com os percentuais do uso do solo e com o LUI, além de outras relações que auxiliam a inferir sobre a origem desses metais.

A divisão entre lagos urbanos e rurais de acordo com o agrupamento estabelecido no ARTIGO 1 mostrou uma maior concentração de Cu, Ni e Zn em sedimentos dos lagos urbanos, enquanto as maiores concentrações de Fe foram observadas nos sedimentos dos lagos rurais.

Correlações significativas foram encontradas entre o LUI e os metais Ni, Pb e Zn, mostrando que o índice pode ser um indicador efetivo na avaliação da contaminação de metais em lagos de pequeno porte. Os dados de percentual de uso do solo também são uma adequada ferramenta de suporte para identificar as fontes dos metais, com metais conhecidamente relacionados a atividades urbanas, apresentando correlações positivas com o uso urbano, assim como negativas com uso de agricultura.

De uma forma geral, os estudos realizados nesta dissertação fornecem um panorama do grau de deterioração da qualidade ambiental dos pequenos lagos associado às mudanças no uso do solo e as consequências dos usos antrópicos na saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos. Essas relações não são exclusivas dos lagos estudados. Logo, este estudo contribui para o entendimento geral do estágio de degradação dos lagos, podendo auxiliar e suportar estudos e o gerenciamento ambiental de lagos em outras regiões do mundo.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). *Water quality indices*. Elsevier.
- Abdon, M. D. M. (2004). Os impactos ambientais no meio físico-erosão e assoreamento na Bacia Hidrográfica do Rio Taquari, MS, em decorrência da pecuária. 2004. 302f.
- Abell, J. M., Özkundakci, D., Hamilton, D. P., Miller, S. D. (2011). Relationships between land use and nitrogen and phosphorus in New Zealand lakes. *Marine and Freshwater Research*, 62(2), 162-175.
- Akasaka, M., Takamura, N., Mitsunashi, H., Kadono, Y. (2010). Effects of land use on aquatic macrophyte diversity and water quality of ponds. *Freshw. Biol.* 55, 909–922.
- Alves, L. A; Siqueira, R.; Miro, J.M.R. (2016). Mapa das Lagoas e Canais da Região Norte Fluminense.
- Andreoli, C. V.; Hoppen, C.; Ferreira, A. C. (2000). Avaliação dos níveis de agrotóxicos encontrados na água de abastecimento nas regiões de Curitiba e Londrina. *Revista Técnica da Sanepar: SANARE*.
- Associação Pró-gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP) e Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP) (2012). Plano Regional de Saneamento com Base Municipalizada nas Modalidades de Água, Esgoto e Drenagem Pública. Produto 3 – Caracterização Municipal. Campos dos Goytacazes.
- Avumadi, A., Gnandi, K., & Probst, J. (2019). Trace Element Distribution and Enrichment in the Stream Sediments of the Lake Togo Watersheds (South of Togo) Trace Element Distribution and Enrichment in the Stream Sediments of the Lake Togo Watersheds (South of Togo). *Advances in Ecological and Environmental Research*, 4(4), 87-114.
- Azevedo, R. E. S. de, Oliveira, V. P. V. de (2014). Reflexos do novo Código Florestal nas Áreas de Preservação Permanente – APPs – urbanas. *Revista Desenvolvimento e Ambiente*, Curitiba, v. 29, p. 71-91.

- Baek, Y. W., & An, Y. J. (2010). Assessment of toxic heavy metals in urban lake sediments as related to urban stressor and bioavailability. *Environmental monitoring and assessment*, 171(1), 529-537.
- Barbosa, A. I. G., Reis, C. H., Mendonça, J. C. (2019). PREVISÃO DE SAFRA DA PRODUÇÃO DE CANA-DE-AÇÚCAR NO MUNICÍPIO DE CAMPOS DOS GOYTACAZES–RJ UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO. Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto.
- Beeton, A. M. (1965). EUTROPHICATION OF THE ST. LAWRENCE GREAT LAKES 1. *Limnology and Oceanography*, 10(2), 240-254.
- Beijer, K., & Jernelöv, A. (1986). General aspects and specific data on ecological effects of metals. *Handbook on the Toxicology of Metals*, 253-268.
- Bellucci, L. G.; Frignani, M.; Paolucci, D.; Ravanelli, M. (2002). Distribution of heavy metals in sediments of the Venice Lagoon: the role of the industrial area. *Science of the total Environment*, 295(1-3), 35-49.
- Benabdelkader, A., Taleb, A., Probst, J. L., Belaidi, N., & Probst, A. (2018). Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria): A multi-indices approach. *Science of the Total Environment*, 626, 899-914.
- Beraldi, G. Q. F.; de Rezende, C. E.; de Almeida, M. G.; Carvalho, C.; de Lacerda, L. D.; de Farias, R. N.; Vidal, M.; Souza, M. D. P.; Molisani, M. M. (2019). Assessment of a coastal lagoon metal distribution through natural and anthropogenic processes (SE, Brazil). *Marine pollution bulletin*. 2019, 146, 552.
- Bidegain, P., Bizerril, C. R. S. F., Soffiati, A. (2002). Lagoas do Norte Fluminense–perfil ambiental. Rio de Janeiro: Semads.
- Borges, A. V., Darchambeau, F., Teodoru, C. R., Marwick, T. R., Tamooch, F., Geeraert, N., Omengo, F. O., Guérin, F., Lambert, T., Morana, C., Okuku, E., Bouillon, S. (2015). Globally significant greenhouse- gas emissions from African inland waters. *Nature Geoscience* 8:637–642.
- Brady, J. P., Ayoko, G. A., Martens, W. N., & Goonetilleke, A. (2014). Enrichment, distribution and sources of heavy metals in the sediments of Deception Bay, Queensland, Australia. *Marine pollution bulletin*, 81(1), 248-255.

- Bryan, G. W., & Langston, W. J. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental pollution*, 76(2), 89-131.
- Bu, H., Meng, W., Zhang, Y., Wan, J. (2014). Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, 41, 187-197.
- Burant, A., Selbig, W., Furlong, E. T., & Higgins, C. P. (2018). Trace organic contaminants in urban runoff: Associations with urban land-use. *Environmental pollution*, 242, 2068-2077.
- Burdige, D. J. (1993). The biogeochemistry of manganese and iron reduction in marine sediments. *Earth-Science Reviews*, 35(3), 249-284.
- Callender, E., & Rice, K. C. (2000). The urban environmental gradient: anthropogenic influences on the spatial and temporal distributions of lead and zinc in sediments. *Environmental science & technology*, 34(2), 232-238.
- Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME (2001). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0', *Technical Report*, Canadian Council of Ministers of the environment winnipeg, MB, Canada.
- Carpenter, S. R., & Cottingham, K. L. (1997). Resilience and restoration of lakes. *Conservation ecology*, 1(1).
- Chen, M., Ding, S., Wu, Y., Fan, X., Jin, Z., Tsang, D. C., Wang Y. & Zhang, C. (2019). Phosphorus mobilization in lake sediments: experimental evidence of strong control by iron and negligible influences of manganese redox reactions. *Environmental Pollution*, 246, 472-481.
- Chen, R., Chen, H., Song, L., Yao, Z., Meng, F., Teng, Y. (2019). Characterization and source apportionment of heavy metals in the sediments of Lake Tai (China) and its surrounding soils. *Science of The Total Environment*, 694, 133819.
- Chi, Q., Zhu, G., Langdon, A. (2007). Bioaccumulation of heavy metals in fishes from Taihu Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 19, n. 12, p. 1500-1504.
- Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM (2001). Ministério das Minas e Energia / Secretaria de Minas. Projeto Rio de Janeiro, CD-ROM. Brasília.

- Costa, A N (2005). O uso do mapeamento geológico-geotécnico e técnicas de geoprocessamento para o planejamento da expansão urbana no município de Campos dos Goytacazes/RJ. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro.
- da Silva, E. M., Navarro, M. F. T., Barros, A. F., Mota, M. F. V., & Chastinet, C. B. A. (2000). Metals in the sediments of Jauá Lake (Camaçari, Bahia, Brazil) following an episode of industrial contamination. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 3(4), 509-514.
- de Andrade, L. C., Coelho, F. F., Hassan, S. M., Morris, L. A., & de Oliveira Camargo, F. A. (2018). Sediment pollution in an urban water supply lake in southern Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 191(1), 1-20.
- de Andrade, L. C., Sodrzejieski, P. A., Comerlato Scottá, F., Tiecher, T., Morris, L., Andrezza, R., & Camargo, F. A. D. O. (2019). Geoaccumulation of Heavy Metals in the Sediment of Lake Guaíba Transitional Waters, Southern Brazil. *Environmental Engineering Science*, 36(10), 1315-1322.
- de Deckere, E., De Cooman, W., Leloup, V., Meire, P., Schmitt, C., & Peter, C. (2011). Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Journal of soils and sediments*, 11(3), 504-517.
- de Oliveira, F. B.; Da Glória Alves, M.; De Oliveira, C. H. R (2012). Favorabilidade de áreas para implantação de aterros controlados no município de Campos dos Goytacazes/RJ utilizando sistema de informação geográfica. *Revista Brasileira de Cartografia*.
- Delsontro, T., Kunz, M. J., Kempter, T., Wüest, A., Wehrli, B., Senn, D. B. (2011). Spatial heterogeneity of methane ebullition in a large tropical reservoir. *Environmental science & technology*, 45(23), 9866-9873.
- Ding, L; Li, Q, Tang, J, Wang, J, Chen, X. (2019). Linking Land Use Metrics Measured in Aquatic–Terrestrial Interfaces to Water Quality of Reservoir-Based Water Sources in Eastern China. *Sustainability*. 11. 4860.
- Downing, J. A. (2010). Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot, *Limnetica*, 29(1), 0009–24.
- Downing, J. A., Prairie, Y.T., Cole, J.J., Duarte, C.M. Tranvik, L.J., Striegl, R.G., McDowell, W.H., Kortelainen, P., Caraco, N.F., Melack, J.M., Middelburg, J.J. (2006). The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnol. Oceanogr.* v.51: 2388–2397.

- Downing, J.A., McClain, M., Twilley, R., Melack, J. M., Elser, J., Rabalais, N. N., Lewis Jr., W. M., Turner, R. E., Corredor, J., Soto, D., Yanez-Arancibia, A., Kopaska, J. A., Howarth, R.W. (1999). The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle of tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes. *Biogeochemistry* 46, 109–148.
- El Bilali, L., Rasmussen, P. E., Hall, G. E. M., & Fortin, D. (2002). Role of sediment composition in trace metal distribution in lake sediments. *Applied Geochemistry*, 17(9), 1171-1181.
- Elster, H. J. (1974). History of limnology. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 20(1), 7-30.
- El-Zeiny, A., El-Kafrawy, S. (2017). Assessment of water pollution induced by human activities in Burullus Lake using Landsat 8 operational land imager and GIS. *The Egyptian journal of remote sensing and space science*, v. 20, p. S49-S56.
- Esteves, F. A.; Camargo, A. F. M. (2011). *Sedimentos límnicos. Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência.
- Fabris, J. D., de Jesus Filho, M. F., Coey, J. M. D., Mussel, W. D. N., & Goulart, A. T. (1997). Iron-rich spinels from Brazilian soils. *Hyperfine Interactions*, 110(1), 23-32.
- Fausey, N. R., Brown, L. C. Belcher, H. W., Kanwar, R. S. (1995). Drainage and water quality in Great Lakes and cornbelt states. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 121(4), 283-288.
- Ferreira Júnior, A. C. F. (2021). Determinação do grau de impacto antrópico em pequenos lagos tropicais através da utilização do índice de uso do solo. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goycatazes.
- Filstrup, C. T., Wagner, T., Soranno, P. A., Stanley, E. H., Stow, C. A., Webster, K. E., Downing, J. A. (2014). Regional variability among nonlinear chlorophyll—phosphorus relationships in lakes. *Limnology and Oceanography*, 59(5), 1691-1703.
- Fonseca, D. A. D., Backes, A. R., Rosenfield, M. F., Overbeck, G. E., Müller, S. C. (2017). Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. *Ciência Florestal*, 27(2), 521-534.

- Forsberg, C. (1989). Importance of sediments in understanding nutrient cyclings in lakes. *Hydrobiologia*, 176(1), 263-277.
- Förstner, U., & Wittmann, G. T. (2012). Metal pollution in the aquatic environment. Springer Science & Business Media.
- Fraterrigo, J. M., & Downing, J. A. (2008). The influence of land use on lake nutrients varies with watershed transport capacity. *Ecosystems*, 11(7), 1021-1034.
- Friese, K., Schmidt, G., de Lena, J. C., Nalini Jr, H. A., & Zachmann, D. W. (2010). Anthropogenic influence on the degradation of an urban lake—The Pampulha reservoir in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. *Limnologica*, 40(2), 114-125.
- Goel, P. K. (2006). Water pollution: causes, effects and control. New Age International.
- Goyer, R. A., & Clarkson, T. W. (1996). Toxic effects of metals. Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons, 5, 696-8.
- Graney, J. R., & Eriksen, T. M. (2004). Metals in pond sediments as archives of anthropogenic activities: a study in response to health concerns. *Applied Geochemistry*, 19(7), 1177-1188.
- Hamid, A.; Bhat, S. U.; Jehangir, A. (2020). Local determinants influencing stream water quality. *Applied Water Science*, v. 10, n. 1, p. 24.
- Harding, J. S. (2005). Impacts of metals and mining on stream communities. Moore, TA, Black, A., Centeno, JA, Harding, JS and Trumm, DA (Eds.), 343-357.
- Harrison, J. A., Frings, P. J.; Beusen, A. H. W.; Conley, D. J.; McCrackin, M. L. (2012). Global importance, patterns, and controls of dissolved silica retention in lakes and reservoirs: *Glob. Biogeochem. Cycles*, 26(2).
- Harrison, J. A., Maranger, R. J., Alexander, R. B., Giblin, A. E, Jacinthe, P.-A, Mayorga, E, Seitzinger, S. P., Sobota, D. J., Wollheim, W. M. (2009). The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs, *Biogeochemistry*, 93(1–2), 143–157.
- Hinkel, R. (2003). Vegetação ripária: funções e ecologia. Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas ripárias, v. 1, p. 40-48.
- Hoeinghaus, D. J., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., Okada, E. K., Latini, J. D., Kashiwaqui, E. A. L., Winemiller, K. O. (2009). Effects of River Impoundment on Ecosystem Services of Large Tropical Rivers: Embodied

Energy and Market Value of Artisanal Fisheries. *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*, 23, 1222-31.

- Hu, J., Long, Y., Zhou, W., Zhu, C., Yang, Q., Zhou, S., & Wu, P. (2020). Influence of different land use types on hydrochemistry and heavy metals in surface water in the lakeshore zone of the Caohai wetland, China. *Environmental Pollution*, 267, 115454.
- Hu, J., Zhou, S., Wu, P., & Qu, K. (2017). Assessment of the distribution, bioavailability and ecological risks of heavy metals in the lake water and surface sediments of the Caohai plateau wetland, China. *PloS one*, 12(12), e0189295.
- Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil – INMET (2019). Média Anual de Temperatura de Campos dos Goytacazes de 2019.
- Islam, M. S., Ahmed, M. K., Raknuzzaman, M., Habibullah-Al-Mamun, M., & Islam, M. K. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: a preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological indicators*, 48, 282-291.
- Jayawardana, D. T., Pitawala, H. M. T. G. A., & Ishiga, H. (2015). Geochemical evidence for the accumulation of vanadium in soils of chronic kidney disease areas in Sri Lanka. *Environmental Earth Sciences*, 73(9), 5415-5424.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B. A., Hansen, R. S., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Mazzeo, N., & Branco, C. W. C. (2007). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581, 269–285.
- Jumbe, A. S., & Nandini, N. (2009). Heavy metals analysis and sediment quality values in urban lakes. *American Journal of Environmental Sciences*, 5(6), 678.
- Kazi, T. G., Arain, M. B., Jamali, M. K., Jalbani, N., Afridi, H. I., Sarfraz, R. A., Shah, A. Q. (2009). Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxicology and environmental safety*, 72(2), 301-309.
- Khan, F. A.; Ansari, A. A. (2005). Eutrophication: an ecological vision. *The botanical review*, v. 71, n. 4, p. 449-482.

- Konovalov, S. K., Luther III, G. W., & Yücel, M. (2007). Porewater redox species and processes in the Black Sea sediments. *Chemical Geology*, 245(3-4), 254-274.
- Korean Ministry of Environment - KMOE (2005). Development of integrated methodology for evaluation of water environment (II), Gwacheon, Korea.
- Lara, W.H.; Barreto, H.H.C. (1972). Resíduos de pesticidas clorados em águas. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*. São Paulo. n.32, p. 69-74.
- Larsen, G., & Chilingarian, G. V. (Eds.). (2010). *Diagenesis in Sediments and Sedimentary Rocks, Volume 2*. Newnes.
- Li, H. B., Yu, S., Li, G. L., Liu, Y., Yu, G. B., Deng, H., Wu, S-C. & Wong, M. H. (2012). Urbanization increased metal levels in lake surface sediment and catchment topsoil of waterscape parks. *Science of the total environment*, 432, 202-209.
- Li, S., Xia, X., Tan, X., Zhang, Q. (2013). Effects of catchment and riparian landscape setting on water chemistry and seasonal evolution of water quality in the upper Han River basin, China. *PLoS One*, v. 8, n. 1, p. e53163.
- Lind, L., Hasselquist, E. M., Laudon, H. (2019). Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. *Journal of environmental management*, v. 249, p. 109391.
- Lindström, M. (2001). Urban land use influences on heavy metal fluxes and surface sediment concentrations of small lakes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 126(3), 363-383.
- Liu W; Zhang Q; Liu G. (2011). Effects of watershed land use and lakemorphometry on trophic state of Chinese lakes: implications for eutrophication control. *Clean Soil Air Water* 39:35–42.
- Liu, W. X., Li, X. D., Shen, Z. G., Wang, D. C., Wai, O. W. H., & Li, Y. S. (2003). Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the Pearl River Estuary. *Environmental pollution*, 121(3), 377-388.
- Luna, A.J., Sales, L. T., Silva, R.F. (2004). Agrotóxicos: responsabilidade de todos (Uma abordagem da questão dentro do paradigma do desenvolvimento sustentável). Jaboticabal: UNESP, 19p.

- Mao, D. & Cherkauer, K. A. (2009). Impacts of land-use change on hydrologic responses in the Great Lakes region. *Journal of Hydrology*, 374(1-2), 71-82.
- Mao, L., Ye, H., Li, F., Yang, M., Tao, H., & Wen, H. (2019). Enrichment assessment of Sb and trace metals in sediments with significant variability of background concentration in detailed scale. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(3), 2794-2805.
- Marengo, J. A.; Alves, L. M (2005). Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 20, n. 2, p. 215-226.
- Martin, L.; Suguio, K.; Dominguez, J. M. L.; Flexor, J. (1997). Geologia do Costeiro do litoral norte do Rio de Janeiro. Belo Horizonte: CPRM.
- Mateo-Sagasta, J., Zadeh, S. M., & Turrall, H. (Eds.). (2018). More people, more food, worse water?: a global review of water pollution from agriculture.
- Mauad, L. P. (2010). Levantamento florístico de um remanescente florestal de Mata Atlântica no maciço do Itaoca, Campos dos Goytacazes, RJ. Monografia do curso de Ciências Biológicas. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes. 83p.
- Meena, R. A. A., Sathishkumar, P., Ameen, F., Yusoff, A. R. M., Gu, F. L. (2018). Heavy metal pollution in immobile and mobile components of lentic ecosystems - a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(5), 4134-4148.
- Middelburg, J. J., & Levin, L. A. (2009). *Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry*. *Biogeosciences*, 6(7), 1273-1293.
- Mogollón, J. L., Bifano, C., & Davies, B. E. (1996). Geochemistry and anthropogenic inputs of metals in a tropical lake in Venezuela. *Applied geochemistry*, 11(4), 605-616.
- Moiseenko, T. I., Gashkina, N. A., Dinu, M. I., Kremleva, T. A., Khoroshavin, V. Y. (2013). Aquatic geochemistry of small lakes: effects of environment changes. *Geochemistry International*, 51(13), 1031-1148.
- Montgomery, D. R. (2007). Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(33), 13268-13272.
- Müller, G. (1979). Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971.

- Naigaga, I., Kaiser, H., Muller, W. J., Ojok, L., Mbabazi, D., Magezi, G., Muhumuza, E. (2011). Fish as bioindicators in aquatic environmental pollution assessment: a case study in Lake Victoria wetlands, Uganda. *Physics and Chemistry of the Earth, parts A/B/C*, 36(14-15), 918-928.
- Nava-López, M. Z., Diemont, S. A., Hall, M., Ávila-Akerberg, V. (2016). Riparian buffer zone and whole watershed influences on river water Quality: implications for ecosystem services near megacities. *Environmental Processes*, 3(2), 277-305.
- Nielsen, A., Trolle, D., Sondergaard, M., Lauridsen, T.L., Bjerring, R., Olesen, J.E., Jeppesen, E. (2012). Watershed land use effects on lake water quality in Denmark. *Ecol. Appl.* 22(4), 1187–1200.
- Norris, V. O. L. (1993). The use of buffer zones to protect water quality: a review. *Water resources management*, v. 7, p. 257-272.
- O'Driscoll, M., Clinton, S., Jefferson, A., Manda, A., McMillan, S. (2010). Urbanization effects on watershed hydrology and in-stream processes in the southern United States. *Water*, 2(3), 605-648.
- Oakley, A. L., Collins, J. A., Everson, L. B., Heller, D. A., Howerton, J. C., Vincent, R. E. (1985). Riparian zones and freshwater wetlands. *Management of wildlife and fish habitats in forests of western Oregon and Washington*, 57-80.
- Ogoyi, D. O; Mwitwa, C. J; Nguu, E. K; Shiundu, P. M. (2011). Determination of heavy metal content in water, sediment and microalgae from Lake Victoria, East Africa. *The Open Environmental Engineering Journal*, 4(1).
- Ometo, J. P. H., Martinelli, L. A., Ballester, M. V., Gessner, A., Krusche, A. V., Victoria, R. L., Williams, M. (2000). Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44(2), 327-337.
- Ouyang, W., Wang, Y., Lin, C., He, M., Hao, F., Liu, H., & Zhu, W. (2018). Heavy metal loss from agricultural watershed to aquatic system: A scientometrics review. *Science of the Total Environment*, 637, 208-220.
- Pakhomova, S. V., Hall, P. O., Kononets, M. Y., Rozanov, A. G., Tengberg, A., & Vershinin, A. V. (2007). Fluxes of iron and manganese across the sediment–water interface under various redox conditions. *Marine Chemistry*, 107(3), 319-331.

- Parkyn, S. (2004). Review of riparian buffer zone effectiveness. Wellington, New Zealand: Ministry of Agriculture and Forestry.
- Pekey, H. (2006). The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream. *Marine Pollution Bulletin*, 52(10), 1197-1208.
- Pizzol, M., Christensen, P., Schmidt, J., & Thomsen, M. (2011). Impacts of “metals” on human health: a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). *Journal of Cleaner Production*, 19(6-7), 646-656.
- Primavesi, O., Freitas, A. D., Oliveira, H. D., Primavesi, A. C. P. A. (2000). A qualidade de água na microbacia hidrográfica do Ribeirão Canchim, São Carlos, SP, ocupada por atividade pecuária. In Embrapa Pecuária Sudeste-Artigo em anais de congresso (ALICE). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 12, n. 1, p. 95-111.
- Projeto MapBiomias (2020). Coleção 5.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <www.mapbiomas.org>. Acesso em: 2 de out de 2020.
- Pulitano, F. M. (2017). Análise da estrutura e funcionamento de reflorestamento de mata ciliar aos 18 e 28 anos após o plantio, no município de Cândido Mota-SP. São Paulo-SP: USP.
- Qin, B., Xu, P., Wu, Q., Luo, L., & Zhang, Y. (2007). Environmental issues of lake Taihu, China. In *Eutrophication of shallow lakes with special reference to Lake Taihu, China* (pp. 3-14). Springer, Dordrecht.
- Quinlan, R., Leavitt, P. R., Dixit, A. S., Hall, R. I., Smol, J. P. (2002). Landscape effects of climate, agriculture, and urbanization on benthic invertebrate communities of Canadian prairie lakes. *Limnology and Oceanography*, 47(2), 378-391.
- Rajeshkumar, S., Liu, Y., Zhang, X., Ravikumar, B., Bai, G., & Li, X. (2018). Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere*, 191, 626-638.
- Ramalho, R. de S. (2005). Diagnóstico do Meio Físico como Contribuição ao Planejamento do Uso da Terra do Município de Campos dos Goytacazes. Campos dos Goytacazes-RJ: UENF.

- Rask, M., Olin, M., Ruuhijärvi, J. (2010). Fish-based assessment of ecological status of Finnish lakes loaded by diffuse nutrient pollution from agriculture. *Fisheries Management and Ecology*, v. 17, n. 2, p. 126-133.
- Reddy, M. S., & Char, N. V. V. (2006). Management of lakes in India. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 11(4), 227-237.
- Reeder, R. J., Schoonen, M. A., & Lanzirotti, A. (2006). Metal speciation and its role in bioaccessibility and bioavailability. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 64(1), 59-113.
- Remor, M. B., Sampaio, S. C., de Rijk, S., Boas, M. A. V., Gotardo, J. T., Pinto, E. T., & Schardong, F. A. (2018). Sediment geochemistry of the urban Lake Paulo Gorski. *International Journal of Sediment Research*, 33(4), 406-414.
- Renouf, K., Harding, J. S. (2015). Characterising riparian buffer zones of an agriculturally modified landscape. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, v. 49, n. 3, p. 323-332.
- Ribeiro, L. S (2006). Análise qualitativa e quantitativa de erosão laminar no município de Campo dos Goyatazes/RJ através de técnicas de geoprocessamento. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goyatazes.
- Rieder, R., Gellert, R., Anderson, R. C., Brückner, J., Clark, B. C., Dreibus, G., Economou, T., Klingelhöfer, G., Lugmair, G.W., Ming, D.W., Squyres, S.W., d'Uston, C., Wänke, H., Yen, A. & Zipfel, J. (2004). Chemistry of rocks and soils at Meridiani Planum from the Alpha Particle X-ray Spectrometer. *Science*, 306(5702), 1746-1749.
- Romanelli, A., Esquius, K. S., Massone, H. E., Escalante, A. H. (2013). GIS-based pollution hazard mapping and assessment framework of shallow lakes: southeastern Pampean lakes (Argentina) as a case study. *Environ Monit Assess* 185, 6943–6961.
- Rowell, H. C. (1996). Paleolimnology of Onondaga Lake: the history of anthropogenic impacts on water quality. *Lake and Reservoir Management*, 12(1), 35-45.
- Shaheen, S. M., Alessi, D. S., Tack, F. M., Ok, Y. S., Kim, K. H., Gustafsson, J. P., Sparks, D.L. & Rinklebe, J. (2019). Redox chemistry of vanadium in soils and sediments: Interactions with colloidal materials, mobilization, speciation, and

- relevant environmental implications-A review. *Advances in colloid and interface science*, 265, 1-13.
- Singh, K. P., Malik, A., Sinha, S., Singh, V. K., & Murthy, R. C. (2005). Estimation of source of heavy metal contamination in sediments of Gomti River (India) using principal component analysis. *Water, air, and soil pollution*, 166(1), 321-341.
- Sliva, L.; Williams D.D. (2001). Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on riverwater quality. *Water Research* 35: 3462 – 347.
- Smith, V. H. (1979). Nutrient dependence of primary productivity in lakes 1. *Limnology and Oceanography*, 24(6), 1051-1064.
- Smith, V. H. (1983). Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221(4611), 669-671.
- Solomon, F. (2008). Impacts of metals on aquatic ecosystems and human health.
- Sonzogni, W. C., Chesters, G., Coote, D. R., Jeffs, D. N., Konrad, J. C., Ostry, R. C., Robinson, J. B. (1980). Pollution from land runoff. *Environmental Science & Technology*, 14(2), 148-153.
- Soranno, P. A., Cheruvellil, K. S., Wagner, T., Webster, K. E., Bremigan, M. T. (2015). Effects of land use on lake nutrients: the importance of scale, hydrologic connectivity, and region. *PloS one*, 10(8), e0135454.
- Suresh, G., Sutharsan, P., Ramasamy, V., & Venkatachalapathy, R. (2012). Assessment of spatial distribution and potential ecological risk of the heavy metals in relation to granulometric contents of Veeranam lake sediments, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 84, 117-124.
- Swarnalatha, K., Letha, J., Ayoob, S., & Nair, A. G. (2015). Risk assessment of heavy metal contamination in sediments of a tropical lake. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(6), 1-14.
- Turekian, K. K., & Wedepohl, K. H. (1961). Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological society of America bulletin*, 72(2), 175-192.
- U.S. EPA (2007). "Method 3051A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils," Revision 1. Washington, DC.
- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (2019). Índice pluviométrico mensal de 2008 a 2019. Campos dos Goytacazes.

- Vardhan, K. H., Kumar, P. S., & Panda, R. C. (2019). A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. *Journal of Molecular Liquids*, 290, 111197.
- Verma, R., & Dwivedi, P. (2013). Heavy metal water pollution-A case study. *Recent Research in Science and Technology*.
- Vieira, L. M., Neto, D. M., do Couto, E. V., Lima, G. B., Peron, A. P., Halmeman, M. C. R., & Froehner, S. (2019). Contamination assessment and prediction of 27 trace elements in sediment core from an urban lake associated with land use. *Environmental monitoring and assessment*, 191(4), 1-20.
- Wang, J. Z., Zhang, K., Liang, B., & Zeng, E. Y. (2011). Occurrence, source apportionment and toxicity assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of Chaohu, one of the most polluted lakes in China. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(12), 3336-3342.
- Wang, L., Lyons, J., Rasmussen, P., Seelbach, P., Simon, T., Wiley, M., Kanehl, P., Baker, E., Niemela, S. & Stewart, P. M. (2003). Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, USA. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, 60(5), 491-505.
- Wijisman, J. W., Middelburg, J. J., & Heip, C. H. (2001). Reactive iron in Black Sea sediments: implications for iron cycling. *Marine Geology*, 172(3-4), 167-180.
- Wilcke, W., Müller, S., Kanchanakool, N., & Zech, W. (1998). Urban soil contamination in Bangkok: heavy metal and aluminium partitioning in topsoils. *Geoderma*, 86(3-4), 211-228.
- Wubie, M. A., Assen, M., & Nicolau, M. D. (2016). Patterns, causes and consequences of land use/cover dynamics in the Gumara watershed of lake Tana basin, Northwestern Ethiopia. *Environmental Systems Research*, 5(1), 1-12.
- Xia, X., Chen, X., Liu, R., & Liu, H. (2011). Heavy metals in urban soils with various types of land use in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*, 186(2-3), 2043-2050.
- Xiang, H., Zhang, Y., Richardson, J. S. (2016). Importance of riparian zone: effects of resource availability at land-water interface. *Riparian Ecology and Conservation*, 1(open-issue).

- Yang, J., Chen, L., Liu, L. Z., Shi, W. L.; Meng, X. Z. (2014). Comprehensive risk assessment of heavy metals in lake sediment from public parks in Shanghai. *Ecotoxicology and environmental safety*, 102, 129-135.
- Yang, K., Nam, T., Nam, K., Kim, Y. J. (2016). Characteristics of heavy metal contamination by anthropogenic sources in artificial lakes of urban environment. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 20(1), 121-128.
- Yang, T., Liu, Q., Li, H., Zeng, Q., & Chan, L. (2010). Anthropogenic magnetic particles and heavy metals in the road dust: Magnetic identification and its implications. *Atmospheric Environment*, 44(9), 1175-1185.