



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

ALESSANDRA CUNHA LOPES

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS NA AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE
AMBIENTAL ANTRÓPICA**

JERÔNIMO MONTEIRO - ES

ABRIL - 2019

ALESSANDRA CUNHA LOPES

**GEOTECNOLOGIAS APLICADAS NA AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE
AMBIENTAL ANTRÓPICA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Orientador: Alexandre Rosa dos Santos

Coorientador: Henrique Machado Dias

JERÔNIMO MONTEIRO - ES

ABRIL - 2019

"A multidisciplinaridade e a integração harmônica de uma equipe correspondem ao sucesso de um trabalho em conjunto"

Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos

Aos meus filhos João e Davi
Ao meu esposo Fabrício

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, por iluminar meu caminho, permitindo-me vencer diante cada obstáculo.

Ao professor Alexandre Rosa, um mestre em ensinar, pesquisar e conviver. Tive a sorte em poder trabalhar com esse profissional único e trago um imenso orgulho em citá-lo como um dos responsáveis pela minha formação profissional.

Aos pesquisadores Gleissy Mary Amaral Dino Alves dos Santos, Henrique Machado Dias, Pedro Pierro Mendonça, Samuel Ferreira da Silva e Vagner Tebaldi de Queiroz pela ativa e necessária colaboração na execução desse trabalho. Obrigada pelos conselhos, ensinamentos e paciência.

À Universidade Federal do Espírito Santo e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais pela oportunidade em realizar o curso de Doutorado.

Ao laboratório de pesquisa *Geotechnology Applied to Global Environment* (GAGEN) por todo apoio técnico e contribuição dos pesquisadores envolvidos nos diferentes projetos desenvolvidos por esse polo de trabalho.

Ao Instituto Federal do Espírito Santo (campus de Alegre e Ibatiba) e ao Laboratório de Qualidade da Água da Universidade Federal de Viçosa pela estrutura e equipamentos cedidos para viabilizar a realização deste trabalho.

Aos meus amigos de pesquisa e colegas do Programa de Pós-Graduação pela inestimável receptividade, amizade e disponibilidade em auxiliar no desenvolvimento da pesquisa. Foram momentos de trabalho, risadas e cumplicidade. Agradeço a oportunidade de ter conhecido pessoas tão especiais.

A todos os estagiários pelo trabalho empenhado e convivência diária.

A minha família, em especial meus pais e avós, pelo amor incondicional e grande exemplo de vida.

Aos meus filhos, amores absolutos que preenchem minha vida de alegria. Ao meu maior incentivador, meu esposo, que sempre buscou o melhor para nossa família, além de ser um exemplo de profissional e caráter.

A todos que de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho.

RESUMO

LOPES, Alessandra Cunha. **Geotecnologias aplicadas na avaliação da vulnerabilidade ambiental antrópica**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientador: Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos. Coorientador: Prof. Dr. Henrique Machado Dias.

A vulnerabilidade ambiental está relacionada com a susceptibilidade de uma área em sofrer danos quando submetida a uma ação natural ou antrópica. O objetivo principal dessa pesquisa foi avaliar a vulnerabilidade ambiental antrópica no Instituto Federal do Espírito Santo campus de Alegre. Esta análise foi realizada através de um mapeamento que classificou a área de estudo conforme classes de vulnerabilidade através do aplicativo computacional ArcGIS® versão 10.3. Com base no mapa de classificação de uso e ocupação da terra foram selecionadas as classes antropogênicas ao meio ambiente. Cada polígono foi editado e exportado para aplicação da lógica *Fuzzy* à distância euclidiana das variáveis matriciais. Os valores dos intervalos foram reclassificados para escala de 0 a 1 de forma a realizar a divisão das grades obtidas com o operador *Gamma* de acordo com o grau de vulnerabilidade ambiental. Para fundamentar a avaliação também foi realizada a avaliação do conflito da vulnerabilidade ambiental em áreas de preservação permanente (APP), a estimativa do potencial de lixiviação de agrotóxicos para cultura de café e a avaliação da qualidade da água com análises físico químicas e toxicológicas. As classes pastagem e agricultura estão em expansão no campus e possuem potencial em causar impactos ambientais, fato apontando pela avaliação da vulnerabilidade indicando que a área se encontra, predominantemente, em regiões de altíssima e alta vulnerabilidade. Do total da área destinada a APP, 28,27% encontra-se em uso conflitante da terra. Os princípios ativos com maior potencial de lixiviação foram Sulfentrazone e Tiametoxam. Ao avaliar a qualidade da água observa-se que a lagoa próxima à unidade de suinocultura apresentou-se poluída, com elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, o que ocasiona a redução da concentração de oxigênio dissolvido na água.

Palavras chave: lógica *Fuzzy*, qualidade da água, compostos recalcitrantes e aquicultura.

ABSTRACT

LOPES, Alessandra Cunha. **Geotechnology applied in the evaluation of anthropic environmental vulnerability**. 2019. Thesis (Doctorate Degree in Forest Sciences) – Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Adviser: Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos. Co-adviser: Prof. Dr. Henrique Machado Dias.

Environmental vulnerability is related to the susceptibility of an area to suffering damages when subjected to a natural or anthropogenic action. The main objective of this research was to evaluate the anthropic environmental vulnerability in the Federal Institute of the Espírito Santo campus of Alegre. This analysis was performed through a mapping that classified the study area according to vulnerability classes through the ArcGIS® version 10.3 computational application. Based on the classification map of land use and occupation were selected the anthropogenic classes to the environment. Each polygon was edited and exported for application of the Fuzzy logic to the Euclidean distance of the matrix variables. The values of the intervals were reclassified to scale from 0 to 1 in order to perform the division of the grids obtained with the Gamma operator according to the degree of environmental vulnerability. In order to support this evaluation, the environmental vulnerability conflict in areas of permanent preservation (APP), the estimation of the leaching potential of pesticides for coffee cultivation and the evaluation of the water quality with physical and chemical analyzes were also carried out. The pasture and agriculture classes are expanding on campus and have potential to cause environmental impacts, a fact that points to the vulnerability assessment indicating that the area is predominantly in regions of high and high vulnerability. Of the total area for APP in the Ifes, 28.27% is in conflicting land use. The active principles with the greatest leaching potential were Sulfentrazone and Thiamethoxam. When evaluating the water quality, it can be observed that the landscape pond near the swine unit was polluted, with high concentrations of organic matter and nutrients, which causes the reduction of the dissolved oxygen concentration in the water.

Keywords: Fuzzy logic, water quality, recalcitrant compounds and aquaculture.

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1 – Matriz de dados com n observações e p variáveis.....</i>	<i>30</i>
<i>Figura 2 - Matriz de covariância das p variáveis.....</i>	<i>34</i>
<i>Figura 3 - Relações estabelecidas pela análise multivariada canônica.....</i>	<i>39</i>
<i>Figura 4 - Mapa de localização do Instituto Federal do Espírito Santo campus de Alegre.....</i>	<i>45</i>
<i>Figura 5 - Pontos de amostragem de coleta de água no Ifes campus de Alegre.</i>	<i>47</i>
<i>Figura 6 - Mapa de uso e ocupação da terra do Ifes campus de Alegre.</i>	<i>53</i>
<i>Figura 7 - Etapas metodológicas para análise da vulnerabilidade ambiental.</i>	<i>70</i>
<i>Figura 8 - Mapa de uso e ocupação da terra conforme a área de influência de cada ponto de amostragem.....</i>	<i>81</i>
<i>Figura 9 - APP do Ifes campus de Alegre.</i>	<i>88</i>
<i>Figura 10 - Confronto do uso e ocupação da terra em relação às APP.</i>	<i>90</i>
<i>Figura 11 - Fator de Retardo dos princípios ativos de agrotóxicos para cultura de café no Ifes campus de Alegre.</i>	<i>95</i>
<i>Figura 12 - Fator de Atenuação do composto 2,4-D para cultura de café no Ifes campus de Alegre.....</i>	<i>97</i>
<i>Figura 13 - Fator de Atenuação do composto Diuron para cultura de café no Ifes campus de Alegre.....</i>	<i>98</i>
<i>Figura 14 - Fator de Atenuação do composto Glifosato para cultura de café no Ifes campus de Alegre.....</i>	<i>99</i>
<i>Figura 15 - Fator de Atenuação do composto Pendimetalina para cultura de café no Ifes campus de Alegre.....</i>	<i>100</i>
<i>Figura 16 - Fator de Atenuação do composto Sulfentrazone para cultura de café no Ifes campus de Alegre.....</i>	<i>101</i>
<i>Figura 17 - Fator de Atenuação do composto Tiametoxam para cultura de café no Ifes campus de Alegre.....</i>	<i>102</i>
<i>Figura 18 - Distância euclidiana para as variáveis vetoriais distribuída por área. ...</i>	<i>106</i>
<i>Figura 19 - Diagramas da função linear fuzzy.</i>	<i>107</i>
<i>Figura 20 - Lógica Fuzzy para as variáveis matriciais distribuídas por área.</i>	<i>108</i>
<i>Figura 21 - Frequência de pixels para os intervalos do conjunto da função de pertinência fuzzy.....</i>	<i>110</i>
<i>Figura 22 - Vulnerabilidade ambiental antrópica do Ifes campus de Alegre.....</i>	<i>111</i>
<i>Figura 23 - Confronto entre a vulnerabilidade ambiental antrópica e APP no Ifes campus de Alegre.....</i>	<i>113</i>

LISTA DE QUADROS

<i>Quadro 1 - Legislação adotada para delimitação das cinco classes de APP.....</i>	<i>56</i>
<i>Quadro 2 - Script de utilizado para download do modelo digital de elevação da área de estudo.....</i>	<i>58</i>
<i>Quadro 3 - Levantamento de informações sobre a atividade aquícola na região sul do estado do Espírito Santo.....</i>	<i>115</i>

LISTA D TABELAS

<i>Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta de água.....</i>	<i>46</i>
<i>Tabela 2 - Quantificação dos níveis e das classes de uso e cobertura da terra do Ifes Campus de Alegre.....</i>	<i>54</i>
<i>Tabela 3 - Classes de potencial de lixiviação para o método RF/AF.....</i>	<i>66</i>
<i>Tabela 4 - Classes de potencial de lixiviação para o método TLPI.</i>	<i>69</i>
<i>Tabela 5 - Variáveis utilizadas para estimar a lixiviação dos princípios ativos de agrotóxicos.</i>	<i>69</i>
<i>Tabela 6 - Propriedades físico-químicas dos tipos de solos.....</i>	<i>69</i>
<i>Tabela 7 - Resultado da avaliação físico química da água.</i>	<i>74</i>
<i>Tabela 8 - Matriz de correlação do vetor X correspondente aos parâmetros de qualidade da água.</i>	<i>75</i>
<i>Tabela 9 - Resultado do teste de toxicidade crônica expresso como CI25.</i>	<i>78</i>
<i>Tabela 10 - Variáveis dos vetores X (parâmetros de qualidade da água) e Y (classes de uso e ocupação da terra).....</i>	<i>79</i>
<i>Tabela 11 - Matriz de correlação do vetor Y correspondente as classes de uso e ocupação da terra.....</i>	<i>82</i>
<i>Tabela 12 - Matriz de correlação entre os vetores X e Y.....</i>	<i>83</i>
<i>Tabela 13 - Matriz de auto vetores de $R_{X \sim XY}^{-1} R_{Y \sim YX}$ e $R_{Y \sim YX}^{-1} R_{X \sim XY}$.....</i>	<i>84</i>
<i>Tabela 14 - Matriz de auto valores e módulo da correlação canônica.....</i>	<i>85</i>
<i>Tabela 15 - Vetores RUX e RVY e suas classificações.....</i>	<i>85</i>
<i>Tabela 16 - Valores dos pares de variáveis canônicas (scores) para os pontos 2, 3, 5 e 7.</i>	<i>86</i>
<i>Tabela 17 - APP do Ifes campus de Alegre.....</i>	<i>87</i>
<i>Tabela 18 - Conflito do uso e ocupação da terra em APP.....</i>	<i>91</i>
<i>Tabela 19 - Potencial risco de lixiviação dos princípios ativos dos agrotóxicos no Ifes campus de Alegre pelos métodos GUS e LIX.</i>	<i>92</i>
<i>Tabela 20 - Potencial risco de lixiviação dos princípios ativos dos agrotóxicos no Ifes campus de Alegre pelo método TLPI.</i>	<i>104</i>
<i>Tabela A21 - Resultados das análises físico químicas.....</i>	<i>125</i>
<i>Tabela A22 - Resultados das análises físico químicas representando a média e desvio padrão dos parâmetros.</i>	<i>126</i>
<i>Tabela A23 - Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com Daphnia similis. ..</i>	<i>127</i>
<i>Tabela A24 - Resultados dos ensaios de toxicidade crônica com Ceriodaphnia dubia.</i>	<i>128</i>

LISTA DE SIGLAS

AA - Análise de Agrupamentos
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACP - Análise de Componentes Principais
ACC - Análise de Correlação Canônica
AF - Análise Fatorial
AF - Attenuation Factor
ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APHA - American Public Health Association
ANA – Agência Nacional das Águas
APP – Área de Preservação Permanente
CE₅₀ - Concentração Efetiva
CENO – Maior Concentração de Efeito não Observado
CEO - Menor Concentração de Efeito Observado
CI₂₅ – Concentração de Inibição
CL₅₀ - Concentração Letal Mediana
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations
HGZ - Head Guided Zonation
IDAF – Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal
IEMA - Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IFES - Instituto Federal do Espírito Santo
INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural
IUPAC - International Union of Pure and Applied Chemistry
GAGEN - Geotechnology Applied to Global Environment
GUS - Groundwater Ubiquity Score
LIX - Leaching Index
MAPA – Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento
RF - Retardation Factor
SIG – Sistema de Informação Geográfica
SWAT - Soil and Water Assessment Tool
TLPI - Temperature Leaching Potential Index
UFES – Universidade Federal do Espírito Santo
UFV – Universidade Federal de Viçosa
UOT – Uso e Ocupação da Terra
WHO - World Health Organization
USDA - United States Department of Agriculture
VC – Valor Crônico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	O problema e sua importância	3
1.2	Objetivos	5
2	REVISÃO DE LITERATURA	6
2.1	Vulnerabilidade ambiental antrópica	7
2.2	Avaliação da qualidade da água	9
2.2.1	Influência do uso do solo e ocupação da terra	10
2.2.2	Avaliação da água subterrânea	12
2.2.3	Qualidade da água para piscicultura	13
2.2.4	Avaliação da toxicidade	16
2.3	Aquicultura moderna	19
2.3.1	Poluentes provenientes da aquicultura	21
2.4	Lixiviação de agrotóxicos	25
2.4.1	Índices de lixiviação	26
2.4.2	Geotecnologias – Estudos de caso para lixiviação	27
2.5	Estatística multivariada	29
2.5.1	Análise de agrupamento	30
2.5.2	Análise de componentes principais	33
2.5.3	Análise fatorial	35
2.5.4	Análise de correlação canônica	38
2.6	Perfil social	41
3	MATERIAL E MÉTODOS	44
3.1	Área de estudo	44
3.2	Análise e coleta da água	46
3.3	Uso e ocupação da terra	51
3.4	Mapeamento das áreas de preservação permanentes	56
3.5	Análise estatística	59
3.6	Estimativa do potencial de lixiviação de agrotóxicos	63
3.6.1	Índice GUS	64
3.6.2	Índice LIX	65
3.6.3	Método RF/AF	65
3.6.4	Método TLPI	66

3.7	Análise da vulnerabilidade ambiental antrópica.....	70
3.8	Análise social.....	73
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	74
4.1	Avaliação da qualidade da água	74
4.1.1	Avaliação da toxicidade	77
4.1.2	Avaliação da influência do uso e ocupação da terra na qualidade da água.....	79
4.2	Avaliação do conflito em APP	87
4.3	Avaliação do potencial de lixiviação de agrotóxicos.....	92
4.3.1	Índice GUS e LIX	92
4.3.2	Método RF/AF	94
4.3.3	Método TLPI.....	104
4.4	Avaliação da vulnerabilidade ambiental antrópica	106
4.5	Avaliação social	114
5	CONCLUSÃO	117
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	119
ANEXO – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO QUÍMICAS E ENSAIOS		
	TOXICOLÓGICOS.....	125

1 INTRODUÇÃO

A água é um elemento fundamental para manutenção da vida e sustentação das atividades econômicas. O aumento da demanda por esse recurso, associado à maior frequência de cenários de escassez, conduzem à intensificação das políticas direcionadas ao planejamento e gestão dos recursos hídricos.

Os mecanismos de gestão têm como objetivo garantir o suprimento de água em quantidade e qualidade suficientes para atender às demandas da sociedade. Ge et al. (2019) relatam que, para o desenvolvimento de ações e implementação de medidas, são necessários investimentos em estudos de avaliação e controle da qualidade da água, incluindo uma análise sobre a vulnerabilidade ambiental e antrópica da área em estudo.

De acordo com Parizi et al. (2019), a vulnerabilidade está relacionada com a susceptibilidade de uma área em sofrer danos quando submetida a uma determinada ação, sendo essas decorrentes de características ambientais naturais ou causada por atividade antrópica. Le; Stuckey (2019) consideram que a determinação de áreas vulneráveis, sobretudo em relação à problemática da qualidade da água, permite o estabelecimento de um quadro real sobre a bacia hidrográfica, possibilitando identificar, entre outros, os fatores que interferem em sua disponibilidade hídrica.

A disponibilidade hídrica representa o balanço entre a oferta e demanda de água na bacia, sendo influenciada, principalmente, pelo regime de chuvas e pelo uso e ocupação da terra (MO et al., 2016). O planejamento do uso e ocupação da terra favorece a infiltração e possibilita a manutenção de um maior volume de água armazenada no solo, o que permite o controle das oscilações e o aumento do volume a ser disponibilizado nos períodos mais secos. Este processo favorece a diluição e o transporte de substâncias nos cursos d'água (dos SANTOS et al., 2016a). Por sua vez, o uso inadequado da solo prejudica a infiltração e potencializada o carreamento de substâncias químicas por diferentes processos, comprometendo a qualidade da água (BURGESS et al., 2017).

Na área ambiental o processo de lixiviação é de grande importância, pois permite que substâncias adicionadas na superfície do solo sejam transportadas pela água, atingindo os cursos d'água ou mesmo, a água subterrânea (DEMIR; DILEK; YETIS, 2019). Entre os compostos passíveis de serem lixiviados estão os agrotóxicos, insumos químicos com grande potencial de contaminação.

Para Tavakoly et al. (2019) os agrotóxicos são consideradas compostos recalcitrantes e tendem a se acumular ao longo dos anos, tanto no ambiente como no organismo dos seres vivos, causando danos à saúde humana e animal, além de inviabilizar o uso dos recursos hídricos, levando a quadros de escassez. As pesquisas sobre o transporte de agrotóxicos por lixiviação, segundo Yamin et al. (2017), se concentram na identificação dos mesmos em águas superficiais que são fontes de abastecimento, havendo a necessidade de uma investigação no perfil subterrâneo e em demais atividades que fazem usos da água, como a aquicultura.

A aquicultura está relacionada ao cultivo de organismos aquáticos em um espaço confinado e controlado visando uma maior produtividade, sendo a piscicultura a principal atividade aquícola (GENTRY et al., 2017). Esta atividade está em expansão em todo o mundo, contribuindo para o desenvolvimento econômico das áreas onde estão instalados os locais de produção e processamento dos organismos aquáticos (GEPHART et al., 2018). Mesmo em sua importância, a aquicultura é considerada uma atividade poluidora do meio ambiente, sobretudo pela geração de efluentes líquidos caracterizados pela elevada carga de matéria orgânica, nutrientes e compostos recalcitrantes, como medicamentos e hormônios adicionados à ração animal. Além desse fato, os tanques de aquicultura são rotas potenciais para os resíduos de agrotóxicos em processos de lixiviação.

Magro et al. (2018) observam que os poluentes recalcitrantes devem ser identificados para avaliar suas propriedades toxicológicas. Para os autores, os testes de toxicidade devem ser considerados como uma análise indispensável no controle da poluição hídrica, pois detectam os efeitos dos poluentes sobre a biota e indicam possíveis impactos à saúde humana.

Com a expansão das atividades agrícolas e intensificação do uso de produtos químicos diversos, Hlihor et al. (2019) descrevem que a paisagem rural tem passado por constantes mudanças, porém sem planejamento territorial para compatibilizar o uso da água com as diferentes formas de uso e ocupação da terra. A própria aquicultura tem sido praticada próxima a áreas agrícolas sem se saber o real impacto dos agrotóxicos sobre a mesma, evidenciando a carência dos estudos sobre vulnerabilidade ambiental antrópica.

Apesar da evidente necessidade de informações nessa área, Reichwaldt et al. (2017) destacam a complexidade desse tipo de avaliação, pois alguns aspectos, além da caracterização da área e da atividade, devem ser observados ao analisar a

vulnerabilidade, entre eles: recursos disponíveis, intervalo de tempo e metodologia. Como metodologia destacam-se as geotecnologias, conjunto de técnicas para coleta, processamento, análise e disponibilização de informação com referência geográfica através de ferramentas computacionais, permitindo uma avaliação precisa dos processos que induzem impactos ambientais (SANTOS, 2017).

As geotecnologias são baseadas em conceitos e fundamentos matemáticos para representação dos processos que ocorrem em um sistema real. Considerando que o ordenamento territorial é considerado um processo complexo e que envolve muitas variáveis, as geotecnologias são ferramentas eficientes para seu delineamento (EUGENIO et al., 2019).

Muitos modelos matemáticos estão associados à módulos em programas de sensoriamento remoto e Sistemas de Informação Geográfica (SIG), compondo uma ferramenta de avaliação geoespacial, que permite a simulação de processos em extensas áreas (JIN; RAY; HANTUSH, 2015). Para os autores, a avaliação geoespacial contribui para identificação da vulnerabilidade do solo e das águas superficiais e subterrâneas em áreas não monitoradas, além de identificar áreas de potencial contaminação por agroquímicos.

A incorporação das geotecnologias em estudos de vulnerabilidade permite o desenvolvimento de diagnósticos, prognósticos e tomada de decisões em uma bacia hidrográfica, produzindo resultados de forma rápida, eficiente e precisa (TEBALDI et al., 2018). Portanto, a análise de vulnerabilidade se faz necessária para a gestão e o planejamento territorial, pois permite mensurar a fragilidade de sistemas ambientais perante determinadas situações e desenvolver medidas mitigadoras visando a redução de possíveis impactos negativos.

1.1 O problema e sua importância

A pesquisa proposta busca explorar um tema pouco fundamentado no universo científico: a avaliação da vulnerabilidade ambiental antrópica em áreas de expansão agrícola onde são desenvolvidas atividades expostas à contaminação por compostos recalcitrantes, como os agrotóxicos. Verificou-se a necessidade de investigação nessa área do conhecimento devido:

- i. À importância em se realizar o planejamento territorial como forma de evitar que áreas potenciais se transformassem em áreas de risco. Observa-se que muitas áreas estão susceptíveis a sofrer danos quando submetida a uma determinada ação (natural ou antrópica), mas a tradução dessa susceptibilidade em mapas de vulnerabilidade facilita o entendimento e a tomada de decisões;
- ii. Ao crescimento da aquicultura no país e a falta de conhecimento sobre a composição e dispersão dos poluentes nessa atividade;
- iii. As limitações para caracterização da água superficial e subterrânea, destacando-se a falta de apoio técnico, recursos financeiros e incentivos ambientais;
- iv. À ausência de informações sobre os agrotóxicos, sua toxicidade e mobilidade do meio ambiente.

A análise de vulnerabilidade ambiental busca avaliar como as atividades antrópicas estão inseridas na área de estudo, identificando seus impactos ambientais e sociais. Embora a proposta seja simplificada, não há no universo científico uma metodologia bem definida para as análises de vulnerabilidade, pois existem dúvidas sobre: quais variáveis devem ser incorporadas, quais ferramentas técnicas devem ser aplicadas e como as informações serão disponibilizadas para promover benefícios sociais.

Um exemplo dessa problemática é a atividade aquícola. No sul do Espírito Santo, região sob domínio da bacia hidrográfica do rio Itapemirim, observa-se a expansão da piscicultura. Os tanques de cultivo estão distribuídos em várias propriedades rurais e em viveiros instalados em pequenas centrais hidrelétricas e a produção e comercialização de pescados gera renda e desenvolvimento para essa região, porém não há informações sobre o impacto ambiental e social dessa prática.

Para obtenção dos resultados esperados, ou seja, para avaliação da vulnerabilidade ambiental antrópica, foram usadas geotecnologias, estatística multivariada e modelos matemáticos para simulação da lixiviação de agrotóxicos. A avaliação da qualidade da água também incorporou análises de toxicidade com microcrustáceos, agregando mais informações à essa avaliação. As técnicas citadas são aplicadas em muitas linhas de pesquisa, mas o direcionamento das mesmas para avaliar a vulnerabilidade em áreas de aquicultura torna a proposta diferenciada e justificada para um projeto a nível de doutorado.

1.2 Objetivos

O objetivo principal dessa pesquisa foi avaliar a vulnerabilidade ambiental antrópica no Instituto Federal do Espírito Santo campus de Alegre (IFES campus de Alegre). Como objetivos específicos, considerando a área do IFES campus de Alegre, estão:

- Analisar a influência do uso e ocupação da terra na qualidade da água;
- Identificar o conflito da vulnerabilidade ambiental antrópica em Áreas de Preservação Permanente;
- Estimar o potencial de lixiviação dos princípios ativos de agrotóxicos utilizados para a cultura do café empregando os métodos GUS, LIX, RF/AF e TLPI;
- Descrever os impactos sociais e econômicos da atividade aquícola para a região sul do estado do Espírito Santo, e;
- Contribuir para gestão ambiental da área em estudo, subsidiando políticas públicas relacionadas ao planejamento territorial.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A revisão de literatura está fundamentada em esferas teóricas que possibilitam uma melhor compreensão do tema em estudo, sendo estruturada com a seguinte composição:

- Tema 1 – Vulnerabilidade Ambiental Antrópica: Por meio dessa discussão pretende-se definir esse termo e expor estudos de realizados em todo mundo visando demonstrar a importância da determinação da vulnerabilidade ambiental antrópica de uma área.
- Tema 2 – Avaliação da Qualidade da Água: O tema fornece o conceito de qualidade da água e os principais fatores intervenientes, como o uso e ocupação da terra.
- Tema 3 – Aquicultura Moderna: Neste tópico será apresentado um panorama geral dessa atividade, os impactos sobre a qualidade da água e os insumos químicos utilizados.
- Tema 4 - Lixiviação de Agrotóxicos: Tópico que conceitua e caracteriza este processo e as principais metodologias aplicadas para sua determinação.
- Tema 5 - Análise Estatística Multivariada: Discussão sobre essa técnica de avaliação e interpretação de dados e como a mesma pode ser aplicada em estudos de vulnerabilidade.
- Tema 6 – Perfil Social: Por último, são apresentadas informações para destacar a importância de se caracterizar os impactos sociais e ambientais da atividade aquícola.

2.1 Vulnerabilidade ambiental antrópica

De acordo com Jordão (2018, p.17), a vulnerabilidade ambiental pode ser definida como o grau em que um sistema natural é suscetível ou incapaz de lidar com os efeitos das interações externas. O autor associa esse termo com resiliência ambiental, que representa a capacidade de um sistema em estabelecer suas condições naturais após um determinado agente modificador, sendo determinada pelo grau de exposição, duração e medidas de mitigação desenvolvidas.

Parizi et al. (2019) menciona o conceito de vulnerabilidade ambiental antrópica, considerada como a susceptibilidade de uma área em sofrer danos quando submetida a uma determinada ação, sendo essas decorrentes de características ambientais naturais ou causada por atividade antrópica.

O conceito de vulnerabilidade ambiental antrópica, segundo Aquino et al. (2017), vem sendo abordado sob uma ótica socioambiental, onde busca-se analisar e mensurar as exposições aos riscos ambientais associadas às condições sociais e econômicas. Para entendimento, os autores utilizam como exemplo áreas sujeitas às inundações em centros urbanos: nesse caso há uma exposição ao risco e a população de baixa renda tende a ser mais susceptível à essa vulnerabilidade.

As geotecnologias têm sido amplamente aplicadas na determinação da vulnerabilidade, sobretudo na indicação de mais áreas vulneráveis a um determinado fator antropogênico. Mapeamentos obtidos por meio de técnicas computacionais permitem avaliar sua vulnerabilidade de uma área, além da visualização de um problema ambiental e sua distribuição espacial, temporal e social (JORDÃO, 2018). Pesquisas em todo o mundo identificam áreas vulneráveis através de geotecnologias, como nos estudos de caso apresentados a seguir.

No noroeste da China, Ge et al. (2019) realizaram estudos para identificar resíduos de sulfonamidas na água. A dissolução desses compostos em águas superficiais é governada por reações de oxidação fotoquímica e, conforme a intensidade de luz e pH do meio, os produtos preservam a estrutura básica das sulfonamidas, sendo necessário investigar áreas vulneráveis a esse composto. Através do mapeamento do curso d'água foram identificadas áreas com vulnerabilidade entre 0 (baixa vulnerabilidade) a 5 (altíssima vulnerabilidade). Para os locais registrados com alta e altíssima vulnerabilidade a legislação foi alterada visando controlar o lançamento e, conseqüente, a concentração de sulfonamidas na água.

Le; Stuckey (2019) usaram geotecnologias para identificar áreas vulneráveis à contaminação de agrotóxicos advindos de plantações de tomates na ilha Rote, Indonésia. Através do método denominado *Head-Guided Zonation* (HGZ) foram identificadas áreas de nascentes vulneráveis, fazendo com que o governo local restringisse o uso de alguns defensivos agrícolas nesses locais.

Na região norte do Irã, país com grandes problemas de escassez de água, faz-se retiradas constantes de aquíferos subterrâneos próximos ao mar Cáspio. Nos últimos anos acelerou-se o processo de intrusão da água no mar nos aquíferos, prejudicando o abastecimento. Estudo realizado por Parizi et al. (2019) produziu um mapeamento de áreas mais vulneráveis a intrusão baseando em parâmetros como gradiente hidráulico, altura do nível do lençol freático, tipo de aquífero e estado de intrusão da água do mar. Observou-se que as áreas mais vulneráveis são as regiões com intensa atividade antrópica onde se realizam constantes bombeamentos para extração da água subterrânea. Pela sequência de mapas foi possível perceber o aumento das áreas vulneráveis ao longo dos anos.

No Brasil, Medeiros (2013) pesquisou eventos críticos de precipitação relacionados a desastres naturais em diferentes regiões do Brasil, elaborando um mapa de vulnerabilidade quanto a riscos de enchentes. Os resultados do trabalho foram utilizados pela Agência Nacional das Águas (ANA) para compor sua base de dados e propor medidas mitigadoras.

Buscando identificar áreas vulneráveis a predadores de tilápia do Nilo em um trecho do Rio Doce, Teixeira (2015) desenvolveu um mapa de vulnerabilidade para classificação de trechos considerados susceptíveis. O mapa continha uma classificação de 0 (áreas não vulneráveis) à 4 (áreas altamente vulneráveis), sendo um subsídio a prática da piscicultura nesta região.

Bila (2018) pesquisou a presença de fármacos em cursos d'água no município do Rio de Janeiro e um dos resultados foi um mapa identificando regiões vulneráveis, ou seja, com elevadas concentrações desses compostos. O resultado foi usado pela companhia de saneamento responsável para desenvolvimento de planos de ação e adoção de tecnologias para remoção desses compostos da água.

Nesta revisão foram apresentados apenas alguns dos trabalhos sobre vulnerabilidade ambiental antrópica, mas observa-se que são crescentes os trabalhos encontrados na literatura.

Como observação, Le; Stuckey (2019) alertam que a identificação de áreas vulneráveis não deve ser simplificada a formulação de mapas de riscos, pois esta análise é complexa e mostra-se cada vez mais relevante para o planejamento territorial, fazendo-se valer a identificação de áreas vulneráveis como forma de evitar que áreas potenciais se transformassem em áreas de risco.

2.2 Avaliação da qualidade da água

A qualidade da água é um conceito associado às características físicas, químicas e biológicas que ela apresenta, sendo essas, determinadas por processos naturais e pelo uso destinado a esse recurso (TUCCI, 2005). Dessa forma, o conceito de qualidade deve estar sempre associado a seu uso, pois uma mesma água pode ser considerada de boa qualidade para uma utilização (como a dessedentação de animais) e não apresentar qualidade satisfatória para outras (como o consumo humano, por exemplo).

O monitoramento e diagnóstico da qualidade das águas têm por finalidade fornecer subsídios ou dados para a elaboração e avaliação de planos de ação. No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) em sua Resolução nº 357, de março de 2005, estabelece níveis de qualidade para as águas, avaliados por parâmetros e indicadores específicos, de modo a assegurar o uso das águas doces, salinas e salobras (BRASIL, 2005). A esta Resolução classifica ainda as águas do território brasileiro, de acordo com a sua salinidade, em águas doces (salinidade inferior ou igual a 0,5%) salobras (salinidade entre 0,5% e 30%) e salinas (salinidade superior a 30%). As águas doces são classificadas em cinco classes: classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4. Esta Resolução determina os parâmetros qualitativos dos recursos hídricos, atribuindo a eles valores limites, relacionados aos usos da água.

Em 2011, a Resolução nº 357/2005 foi complementada e atualizada com a Resolução nº 430 de 2011, a qual dispõe sobre parâmetros, condições, padrões e diretrizes de lançamento de efluentes em corpos receptores. Os parâmetros de qualidade mais comumente utilizados para a caracterização das águas superficiais são temperatura, cor, odor, sólidos totais, turbidez, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, dureza, clorofila, nitrogênio, fósforo, algas, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e coliformes totais (BRASIL, 2011).

A Resolução CONAMA nº 396, de abril de 2008 estabelece níveis de qualidade para águas subterrâneas considerando os usos preponderantes (BRASIL, 2008). A resolução classifica as águas subterrâneas em seis classes: especial, classe 1, classe 2, classe 3, classe 4 e classe 5, sendo a classe especial a mais restritiva, tratando das águas dos aquíferos (ou parte deles) destinados à preservação de ecossistemas. Em seu Artigo 12º é destacado que:

Os parâmetros a serem selecionados para subsidiar a proposta de enquadramento das águas subterrâneas em classes deverão ser escolhidos em função dos usos preponderantes, das características hidrogeológicas, hidrogeoquímicas, das fontes de poluição e outros critérios técnicos definidos pelo órgão competente. Dentre os parâmetros selecionados, deverão ser considerados, no mínimo, Sólidos Totais Dissolvidos, nitrato e coliformes termotolerantes.

Em relação ao consumo humano, existe a Portaria nº 2914 de 2011 do Ministério da Saúde, que estabelece os procedimentos e as responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano, bem como seu padrão de potabilidade. Esta Portaria determina, entre outros, os parâmetros e limites permitidos para esse uso (BRASIL, 2011).

2.2.1 Influência do uso do solo e ocupação da terra

O uso e ocupação da terra, associado ao regime de precipitações, são os principais fatores que influenciam a qualidade da água, devendo ser incorporados nos programas de monitoramento (MO; WANG; JACOBS, 2016).

A precipitação é a principal componente de entrada de água em um ciclo hidrológico, influenciando o regime de vazões. Os estudos sobre regime de chuvas visando identificar e projetar cenários futuros são essenciais para o planejamento territorial (NOORI; KALIN, 2016). Em relação ao uso do solo e ocupação da terra, a identificação dos usos preponderantes é essencial para avaliar os impactos sobre a qualidade da água. É importante que se faça o mapeamento dos usos do solo e dos tipos de cobertura vegetal, indicando categorias de ocupação e a participação percentual de cada uma, além de descrever e mapear as principais ocupações existentes (dos SANTOS et al., 2017).

A presença de cobertura vegetal influencia a estabilidade do solo e qualidade da água. Para Noori; Kalin (2016), este processo é notável em longo prazo, pois nos períodos chuvosos ocorre a recarga do lençol freático e durante a estiagem este efeito é refletido sobre a manutenção de vazão dos cursos d'água. O controle da vazão também interfere na diluição e transporte de poluentes, influenciando diretamente a qualidade da água. Bannwarth et al. (2016) e Noori; Kalin (2016) utilizaram o programa computacional *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para avaliação dos impactos da cobertura vegetal sobre o regime de cursos d'água e qualidade da água. Nos estudos, o impacto dos poluentes sobre a qualidade da água foi menor nos períodos chuvosos.

Reid et al. (2016) pesquisaram o efeito da cobertura vegetal sobre a qualidade da água superficial em áreas de mineração no Canadá. A avaliação demonstrou que a cobertura vegetal contribuiu para preservação da qualidade das águas e controle da poluição, por agir como unidade de acúmulo e retenção de poluentes, principalmente em áreas marginais onde existiam macrófitas aquáticas.

Por outro lado, a retirada da cobertura vegetal pode comprometer a qualidade da água. Zhou et al. (2017) estudaram a qualidade da água no interior da China, constando que o crescimento do país ao longo das últimas décadas resultou na deterioração da qualidade, avaliada através da DQO. Para os autores, a abertura de frentes agrícolas e de polos industriais ocasionou a poluição das águas superficiais devido ao aumento da concentração de DQO.

A retirada da cobertura vegetal na China também foi pesquisada por Feng e Liu (2015). No noroeste do país, região basicamente agrícola, o desmatamento de áreas ocupadas por florestas, gerou efeitos sobre o aumento na concentração de poluentes. Através das análises de qualidade da água observou-se um aumento da turbidez, DQO e sólidos sedimentáveis em toda área de estudo.

Dada a importância do planejamento do uso do solo para preservar a qualidade da água, Swartjes; Otte (2017) alertam que países de todo o mundo, principalmente os considerados “em desenvolvimento” ou com crescimento intenso como China, têm que reorganizar suas políticas para evitar a deterioração dos recursos hídricos. Para os autores, a maioria dos programas existentes integrando solo e qualidade da água, são para controle imediato da poluição, havendo poucos planos de caráter preventivo. Conforme Burgess et al. (2017), ao se tratar da qualidade da água subterrânea, as limitações são ainda maiores devido à complexidade de fatores nesta análise.

2.2.2 Avaliação da água subterrânea

As águas subterrâneas são águas que ocorrem naturalmente ou artificialmente no subsolo (BRASIL, 2008). Os trabalhos desenvolvidos para avaliação da sua qualidade vêm crescendo nos últimos anos em função dos problemas de escassez enfrentados em todo o mundo.

Dados fornecidos pela Agência Nacional das Águas (ANA, 2018), demonstram que mais de 74% da população mundial é abastecida por fontes subterrâneas e os programas de gestão ainda estão em fase de implantação. Burgess et al. (2017) descrevem que o levantamento de informações sobre esse tema ainda é de caráter pontual e correspondem aos trabalhos desenvolvidos nas universidades e órgãos de pesquisas na área ambiental, havendo poucas pesquisas em escala regional.

No Brasil não existe uma rede nacional de monitoramento de águas subterrâneas, por isso há uma grande carência de informação a respeito da qualidade deste recurso, resultando em problemas diversos. Em 2014 muitas regiões do país enfrentaram sérios problemas de escassez, com destaque às bacias hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá que abastecem a cidade de São Paulo. Com os baixos índices pluviométricos registrados neste ano, houve uma exploração desordenada dos recursos subterrâneos, ocasionando a redução no nível do lençol freático e contaminação desta água. O órgão ambiental do estado não possuía um sistema eficiente de fiscalização e mais de 75% dos poços perfurados não foram registrados (LÉO, 2014).

Outro exemplo de uso não planejado ocorreu em Marrocos, país localizado ao norte da África e que enfrenta sérios problemas de escassez. Em 2010 o governo investiu em programas de irrigação com água subterrânea, o que gerou o desenvolvimento da agricultura em regiões semi-áridas, apresentando-se como um fator de crescimento econômico e transformação social. Em meio aos benefícios dessa prática, não houve programas eficientes de monitoramento e registrou-se uma redução do nível do lençol freático, comprometendo usos prioritários como o abastecimento humano (AMEUR et al., 2017).

Entre as dificuldades para avaliação da água subterrânea, Zhang et al. (2016) apontam: as técnicas para quantificação, instalação de pontos de coleta de água e manutenção de um banco de informações ao longo dos anos. A quantificação da água subterrânea é um tema complexo, pois envolve diversas variáveis. A posição do lençol

freático no subsolo não é estável, variando conforme a região, tipo de cobertura vegetal e características climatológicas. Em períodos de estiagem a posição do lençol sofre, normalmente, um abaixamento e no período das cheias, se eleva (TUCCI, 2005). De acordo com Villela e Mattos (1975), o monitoramento desse nível permite observar situações como: oscilações correspondentes aos períodos de chuva e seca; oscilações irregulares, indicando mudanças no regime de bombeamento; decaimento contínuo do nível indicando uma extração maior que a capacidade de renovação do aquífero.

Mesmo com o uso de geotecnologias, para a obtenção de dados e levantamento de informações devem ser instalados poços subterrâneos de observação. Quando não existem poços já perfurados nas áreas de estudo o custo de implantação é alto e pode inviabilizar as pesquisas caso os recursos financeiros sejam limitados, como nos países em desenvolvimento como o Brasil.

2.2.3 Qualidade da água para piscicultura

Conforme Pádua (2015), entre os principais parâmetros de qualidade da água de interesse na piscicultura, principal atividade aquícola, destacam-se: turbidez, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, temperatura, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e clorofila. Seguem algumas considerações sobre esses parâmetros.

pH:

O pH ideal para o cultivo de peixes encontra-se entre 6,5-9,5, faixa onde a presença de bicarbonatos é predominante. A acidificação das águas pode diminuir a produção primária e interferir no processo reprodutivo dos peixes. O pH também pode influenciar na solubilidade de substâncias no tanque de produção, alterando o metabolismo celular das espécies (MISCHKE, 2012). He et al. (2017) destacam que pH acima de 9,5 provoca inibição nas células reprodutivas de peixes, comprometendo sua produtividade no ambiente.

Turbidez:

A turbidez está relacionada à penetração de luz nos ambientes de cultivo, pois a maior ou menor penetração da luz determina a profundidade da zona fótica, onde concentra-se a atividade fotossintética. Se a luz alcançar o fundo pode propiciar o desenvolvimento de macrófitas submersas que, em função da concentração, são prejudiciais ao cultivo de peixes (SINGH et al., 2015). Em geral, recomenda-se como ideal manter a transparência entre 5,0 a 7,0 unidades de turbidez (UT).

Oxigênio Dissolvido (OD):

A concentração de OD determinadas condições de fotossíntese e respiração nos meios de produção. Para peixes, a faixa de OD considerada ideal é entre 4,0 a 6,0 mg/L e concentrações abaixo de 1,0 mg/L são consideradas letais. Mirzoyan; Gross (2013) avaliaram tanques de piscicultura ao longo de cinco anos de monitoramento, verificando que concentrações de OD abaixo de 1,0 m/L reduziu em até 47% a produtividade, enquanto que tanques na faixa ideal tiveram uma elevada produtividade ao longo dos anos.

As concentrações de OD também sofrem uma variação diária e sazonal. As variações diárias podem envolver a crescente saturação durante o dia até a supersaturação no final da tarde, seguida de queda intensa durante a noite. As variações sazonais ocorrem ao longo do ano, sendo o inverno o período mais crítico.

Em tanques mais profundos existem uma variação ao longo do tanque, sendo as concentrações de OD menor quando se aproxima do fundo do tanque (PADUA, 2015). Singh et al. (2015) afirmam que recirculação de água nos tanques de cultivo é uma maneira simples e eficiente de promover a oxigenação das águas, mantendo a concentração de OD na faixa ideal.

Temperatura:

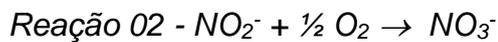
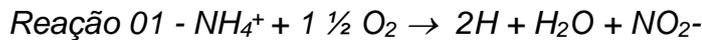
Para a maior parte das espécies de peixes, a faixa ideal de conforto térmico entre 20°C e 30°C; a faixa letal varia muito conforme a espécie. A temperatura está associada ao metabolismo dos organismos aquáticos da comunidade biótica no ambiente de cultivo.

No mesmo ambiente há organismos produtores primários (fitoplâncton, perifíton e, por vezes, macrófitas), heterotróficos (os próprios peixes, zooplâncton e zoobentos) e decompositores (bactérias e fungos) e a qualidade da água do viveiro depende do equilíbrio estabelecido nesta comunidade (KUBTIZA, 2013). O crescimento excessivo de algumas espécies, causado por alterações na temperatura, provoca impacto em todo o sistema, podendo alterar a reprodução das espécies.

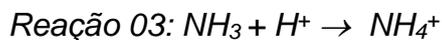
Nitrogênio:

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos por estar envolvido na formação de proteínas, podendo atuar como fator limitante na produção primária desses ecossistemas e, em determinadas condições, tornar-se tóxico a organismos aquáticos (MEDEIROS, 2017),

No ambiente aquático, o nitrogênio pode ser encontrado sob diferentes formas, dentre outras, o nitrogênio orgânico, a amônia (NH₃), o nitrito (NO₂⁻) e o nitrato (NO₃⁻). Essas formas são conversíveis e fazem parte do ciclo biogeoquímico do nitrogênio. As reações são realizadas por bactérias especializadas: o gênero, as *Nitrosomonas*, realizam a oxidação da amônia a nitritos (Reação 01) seguida das *Nitrobacter*, responsáveis pela oxidação dos nitritos a nitratos (Reação 02).



A amônia está presente em diversos produtos industrializados como fertilizantes e produtos de limpeza, sendo encontrada em águas superficiais através do esgoto sanitário e lixiviação de resíduos da agricultura. Nas águas subterrâneas a concentração é geralmente baixa pela sua adsorção aos sólidos particulados e à argila e por não ser prontamente lixiviável no solo (MONTEIRO, 2014). No meio líquido, a amônia apresenta-se conforme a reação de equilíbrio:



A forma da amônia está associada principalmente ao pH e a temperatura do meio. A amônia livre (NH₃) é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada (NH₄⁺) não. Para a piscicultura essa relação é de grande importância, pois a amônia livre é tóxica aos peixes. Segundo Prehn et al. (2012), as principais fontes de amônia nos tanques são os fertilizantes, os excrementos dos peixes e a degradação bacteriana de compostos nitrogenados

Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH₃. A 20°C, no pH em torno da neutralidade, praticamente toda a amônia encontra-se na forma de NH₄⁺. No pH próximo a 9,5, aproximadamente 50% da amônia está na forma de NH₃ e 50% na forma de NH₄⁺. Em pH superior a 11, praticamente toda a amônia está na forma de NH₃ (PADUA, 2015).

Para Mischke (2012), outro problema é a assimilação de compostos nitrogenados pelo fitoplâncton, que pode acarretar no crescimento descontrolado dessa comunidade, provocando florações de algas no ambiente, processo conhecido como eutrofização. As florações podem ocorrer em função do manejo inadequado de fertilizantes químicos, provocando graves problemas à qualidade da água.

Fósforo:

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um importante elemento para metabolismo de ecossistemas aquáticos por estar envolvido na formação de proteínas. O fósforo é um elemento limitante em tanques de piscicultura por ser um nutriente essencial a toda a cadeia alimentar e estar em baixas concentrações na água (TEIXEIRA, 2015). A forma predominante do fósforo em águas de tanques de piscicultura é o ortofosfato, prontamente assimilável pelo fitoplâncton e fonte de nutrientes para os peixes.

Clorofila-a:

A clorofila-a é uma medida da produtividade primária e do estado trófico do ambiente aquático. O fitoplâncton e o zooplâncton constituem importantes componentes da alimentação de diversas espécies de peixes cultivadas em todos os estágios de crescimento, sendo uma fonte metabólica (PADUA, 2015). Apesar dessa vantagem, elevadas concentrações de clorofila-a induzem o crescimento de algas, podendo haver produção de cianofíceas que produzem toxinas letais aos peixes e tóxicas ao homem.

2.2.4 Avaliação da toxicidade

A toxicidade pode ser definida como a capacidade inerente de a substância química produzir efeito nocivo após interação com organismo (BRASIL, 2011). Já a ecotoxicidade é um termo aplicado atualmente dada a necessidade de se conhecer os efeitos que produtos químicos lançados no meio ambiente podem ter sobre indivíduos, populações e comunidades de organismos, além de identificar como o homem pode ser afetado (MAGRO et al., 2018).

Os testes de toxicidade devem ser considerados como uma análise indispensável no controle da poluição hídrica, pois detectam os efeitos dos poluentes sobre a biota, enquanto as análises químicas apenas identificam e quantificam as substâncias presentes nas amostras ambientais (VERMEIRSEN et al., 2017). A legislação federal não especifica quais ensaios ecotoxicológicos devem ser utilizados, não estabelece valores para a classificação de um efluente como tóxico ou não, e nem aborda a avaliação dos perturbadores endócrinos. A mais recente reformulação da legislação federal sobre a qualidade das águas superficiais, a Resolução nº 430/2011 determina:

Art. 18. O efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

§ 1º Os critérios de ecotoxicidade previstos no caput deste artigo devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos aceitos pelo órgão ambiental, realizados no efluente, utilizando organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes.

§ 2º Cabe ao órgão ambiental competente a especificação das vazões de referência do efluente e do corpo receptor a serem consideradas no cálculo da Concentração do Efluente no Corpo Recepto, além dos organismos e dos métodos de ensaio a serem utilizados, bem como a frequência de eventual monitoramento.

Os ensaios ecotoxicológicos foram primeiramente realizados com peixes e os primeiros relatos de uso de tais ensaios datam de 1920. Durante as décadas de 1940 e 1950 aumentaram os trabalhos nesta área, surgiram diferentes métodos de ensaios e os pesquisadores perceberam que diferenças nas condições-teste acarretam diferentes resultados, demonstrando a necessidade de padronização dos testes (BILA, 2018). Apesar da importância das análises ecotoxicológicas, as pesquisas ainda são incipientes, principalmente nos países em desenvolvimento. No Brasil, apenas os estados de São Paulo e Santa Catarina dispõem de legislação com critérios ecotoxicológicos para regulamentação do lançamento de efluentes líquidos.

Os ensaios podem avaliar a toxicidade aguda e a crônica, sendo os testes realizados com o emprego de organismos os quais sejam habitantes dos ecossistemas aquáticos (organismos testes) para que seja avaliado o efeito de um determinado poluente sobre a comunidade aquática (COORS et al., 2018). Os testes de toxicidade aguda envolvem a exposição de curta duração e absorção rápida do agente tóxico com efeito observado em 24 a 48 h, sendo que o efeito avaliado é a mortalidade ou a imobilização do organismo-teste; já os testes de toxicidade crônica envolvem exposições repetidas durante uma parte relativamente grande do ciclo de vida do organismo-teste (pelo menos um décimo da vida) até os sintomas se manifestarem. (WHO, 2017).

Conforme Magro et al. (2018), a escolha de um organismo teste deve considerar: disponibilidade da espécie se possível a espécie deve ser endógena para melhor representatividade dos ecossistemas, ciclo de vida relativamente curto. Bila (2018) cita os microcrustáceos *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* como organismos

teste de ampla utilização no que diz respeito à avaliação ecotoxicológica de efluentes pelo fato de serem sensíveis a diversos compostos e possibilitarem a obtenção de resultados precisos.

Os microcrustáceos desempenham um papel importante na cadeia alimentar, pois são consumidores primários, alimentam-se de algas e servem de alimento para os consumidores secundários, como peixes e outros vertebrados. Assim sendo, mudanças no comportamento destes organismos podem interferir os outros níveis tróficos do ecossistema aquático (PAN et al., 2017). Os autores citam outras características que favorecem a utilização dos microcrustáceos, como: a possibilidade de cultivo em laboratório, ciclo de vida curto, disponibilidade dos organismos nas diferentes épocas do ano e facilidade na obtenção de lotes uniformes de organismos.

Para apresentação dos resultados dos testes de toxicidade são utilizadas análises estatísticas como o objetivo de determinar a concentração do agente químico que causa (ou não) efeito sobre uma população de organismos teste. Bila (2018) cita que grande parte dos resultados são apresentados na forma de algumas concentrações de importância, como:

- CE_{50} = Concentração Efetiva: concentração do efluente que causa efeito agudo a 50% dos organismos aquáticos em determinado período de exposição (%);
- CL_{50} = Concentração Letal Mediana - concentração do efluente que causa efeito agudo (letalidade) a 50% dos organismos aquáticos em determinado período de exposição (%);
- CENO = Maior Concentração de Efeito não Observado: maior concentração do efluente que não causa efeito crônico observável em determinado período de exposição (%);
- CEO = Menor Concentração de Efeito Observado: menor concentração que causa efeito estatisticamente significativo em relação ao controle (%).
- CI_{25} = Concentração de Inibição - concentração da amostra que reduz em 25% o crescimento do organismo teste.

Em ensaios de toxicidade aguda procura-se estimar a concentração da substância teste que causa morte ou imobilidade a 50% da população exposta, durante um período de tempo determinado (24, 48, 72, 96 horas). Tal concentração pode corresponder a CE_{50} ou CL_{50} , obtidas a partir de dados quantais, como número de vivos e de mortos. Nos ensaios de toxicidade crônica o objetivo é definir, entre as concentrações utilizadas, aquela em que não são detectados efeitos de importância

biológica sobre a variável de interesse, seja sobrevivência, reprodução ou crescimento. Tal concentração corresponde a CENO ou a CEO e o VC (valor crônico), que é a média geométrica da CEO e CENO. A toxicidade crônica também pode ser expressa como a Cl_{25} , que representa a concentração da amostra estudada que reduz em 25% o crescimento do organismo teste.

2.3 Aquicultura moderna

Informações disponibilizadas pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO) indicam que a produção mundial de pescados ultrapassou 200 milhões de toneladas em 2018. O maior consumo desses alimentos ainda é localizado nos países orientais com destaque para Japão e China, no entanto, o continente americano tem apresentado as maiores taxas de crescimento (FAO, 2018).

A produção de pescados é uma atividade agropecuária que inclui a pesca extrativista e a aquicultura. A diferença entre essas atividades é descrita por Vieira Filho; Fishlow (2017, p.13) como:

A pesca é a atividade que se baseia na retirada de recursos pesqueiros do ambiente natural, e a aquicultura é o cultivo, normalmente em um espaço confinado e controlado, de organismos aquáticos, tais como peixes, crustáceos, moluscos, algas, répteis e qualquer outra forma de vida aquática de interesse econômico produtivo. A atividade produtiva se divide em diferentes modalidades: piscicultura (criação de peixes); carcinicultura (criação de camarões); ranicultura (criação de rãs); malacocultura (criação de moluscos, ostras e mexilhões); algicultura (cultivo de algas) e outras espécies com menor apelo comercial, tais como a quelonicultura (criação de tartarugas e tracajás) e a criação de jacarés.

Gentry et al. (2017) defini a aquicultura como o cultivo de organismos aquáticos, em qualquer fase de seu desenvolvimento, em ambiente confinado e controlado, visando maior produtividade. Este sistema reuni técnicas para produção, planejamento e pesquisa de mercado. A piscicultura é a principal atividade aquícola e conforme Chun et al. (2018), o consumo de peixes apresentou o maior crescimento nos últimos cinco anos quando comparado a outras tipologias de carnes, fato que explica o desenvolvimento da piscicultura em todo o mundo. Para os autores a população tem procurado estabelecer hábitos de vida mais saudáveis, substituindo as chamadas carnes vermelhas por outras com menores teores de gorduras.

No Brasil, dados fornecidos pela Associação Brasileira da Piscicultura (PEIXE BR, 2018) indicam um crescimento expressivo ao longo dos anos: em 2010 o consumo per capita de pescados no país era de 8,6 kg/habitante aumentando para 24,1 kg/habitante em 2018; o país também é o quarto maior produtor mundial de tilápia, espécie que representa 51,7% da produção nacional.

De acordo com França (2016), alguns fatores contribuem para o desenvolvimento da aquicultura no país como clima favorável, extensa área costeira, disponibilidade de recursos hídricos continentais e ocorrência natural de espécies aquáticas que compatibilizam interesse zootécnico e mercadológico. Outra vantagem se dá ao fato do país ser essencialmente agrícola, viabilizando uma grande diversidade de produtos e subprodutos para serem utilizados como insumos na produção animal, reduzindo os custos de produção.

O termo aquicultura moderna tem sido amplamente utilizado para representar o novo perfil de produção e processamento dos organismos, pois observa-se uma maior profissionalização e intensificação tecnológica em toda cadeia de produção. Apesar dessa consideração, nos países em desenvolvimento ainda são encontradas práticas sem eficiência técnica e ambiental, havendo um grande potencial para expansão e um desafio ambiental para tornar a atividade sustentável (CHEN et al., 2018).

He et al. (2017) considera que a sustentabilidade atrelado ao conceito de aquicultura moderna deve ser baseada em três pilares: produção lucrativa, preservação do meio ambiente e desenvolvimento social. Embora muitas melhorias estejam ocorrendo, há necessidade de pesquisas para tornar a aquicultura uma atividade sustentável em nível mundial, sendo a falta de informações o principal fator limitante.

Esta limitação foi observada por Gentry et al. (2017), que realizaram um mapeamento, em nível mundial, indicando áreas oceânicas passíveis do desenvolvimento da aquicultura. A metodologia baseou-se no uso de geotecnologias para classificar regiões conforme características das espécies e da área. Como resultado, verificou-se que quase todos os países costeiros são adequados para a aquicultura, mas apenas 2,4% do espaço potencialmente apto é utilizado para essa prática. Os pesquisadores afirmam que a ausência de informações técnicas prejudica o crescimento da aquicultura em águas marinhas.

Gephart et al. (2017) avaliaram problemas relacionados ao uso de água doce em cadeias de produção de frutos do mar na América Latina, destacando que o crescimento da aquicultura mundial não foi acompanhado por programas de

monitoramento da qualidade da água, dificultando a implantação de parâmetros gerais para controlar a poluição. Em seu trabalho, os autores notaram que a caracterização da água em termos quantitativos e qualitativos não é realizada de forma eficiente, inviabilizando o controle operacional do processo produtivo e a comparação entre sistemas de diferentes regiões.

A identificação dos poluentes provenientes da aquicultura também é uma limitação para garantir a sustentabilidade da atividade. Como citado, a aquicultura gera efluentes líquidos caracterizados pela elevada carga de matéria orgânica, nutrientes e compostos recalcitrantes. Esses compostos são persistentes no meio ambiente e há uma carência de pesquisas visando sua identificação e técnicas para remoção (CHEN et al., 2018).

Outra possível fonte de compostos recalcitrantes são os agrotóxicos provenientes de plantações agrícolas que, podem atingir os tanques de cultivo por processos de carreamento. Os aspectos relacionados aos poluentes das aquiculturas estão abordados no tópico seguinte.

2.3.1 Poluentes provenientes da aquicultura

Para desenvolvimento da rotina de cultivo de organismos aquáticos existem três elementos básicos: água, rações e produtos veterinários. Dessa forma, a origem dos poluentes provenientes da aquicultura pode ser dividida em três fontes principais: (i) a ração animal, sendo esta enriquecida com medicamentos, fertilizantes, hormônios e outros aditivos químicos; (ii) a matéria orgânica e nutrientes presente nos tanques de cultivo em função dos organismos aquáticos e suas excreções; (iii) os agentes externos, como os agrotóxicos carregados para os tanques de cultivos em processos de lixiviação.

Quanto à ração animal:

A ração animal usada na aquicultura é formulada conforme a espécie cultivada, estágio de crescimento, meio de produção, produtividade desejada e recursos disponíveis, havendo muitas composições químicas disponíveis no mercado (PREHN et al., 2012). A formulação deve ser produzida a partir de uma mistura de ingredientes em diferentes proporções para atender as exigências nutricionais. Uma dieta adequada deve fornecer proteínas, carboidratos, vitaminas e minerais, visto que a proteína é o principal componente visceral e estrutural do organismo animal (HEPHER, 2009).

Além dessa composição básica, medicamentos e hormônios comumente têm sido adicionados na formulação de rações para peixes como ingredientes diários na dieta desses organismos.

Os hormônios agem estimulando a assimilação de proteínas e nutrientes, aumentando a taxa de crescimento das espécies (KUBITZA, 2014). Os medicamentos são usados para fins terapêuticos e de profilaxia, sendo os antimicrobianos e antibióticos os mais prescritos. O Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), através da Instrução Normativa nº 26/2009, autoriza o uso de aproximadamente 35 antimicrobianos como aditivos na alimentação animal e outros 62 para fins terapêuticos (BRASIL, 2009).

Bukowska et al. (2017) descreve que a ração animal, enriquecida por aditivos químicos, é introduzida nos tanques de produção sendo assimilada pelos organismos ou dissolvida no meio líquido, ocasionando a poluição da água. No organismo dos peixes, parte dos compostos é metabolizada e uma parcela é excretada para o ambiente aquático, formando uma nova rota de poluição. Os poluentes podem ainda atingir o lençol freático por processos como percolação e lixiviação.

A aplicação desordenada da ração também é um fator complicador para essa questão. Segundo He et al. (2017), em muitos locais de cultivo a aplicação da ração é realizada sem um estudo prévio para determinar uma dosagem ideal e os residuais, incluindo os aditivos químicos, são transportados para o meio ambiente.

Em relação aos medicamentos e hormônios específicos da ração animal, há poucas informações. Tais compostos, devido à composição química, são classificados como disruptores endócrinos, uma categoria de contaminantes ambientais que interferem nas funções do sistema endócrino. Os disruptores alteram o funcionamento do sistema hormonal mediante um dos três mecanismos: substituição dos hormônios naturais, bloqueio da ação hormonal ou aumento ou diminuição dos níveis de hormônios naturais (GUO et al., 2017).

Gall et al. (2016) destaca que a contaminação por disruptores ocorre de forma indireta, pela ingestão do produto, ou seja, pelo consumo de peixes com residuais de disruptores em seu tecido, ou de forma direta, pela ingestão de água contaminada. Como esses compostos são de difícil degradação, tendem a se acumular ao longo dos anos, caracterizando sua elevada persistência no ambiente e bioacumulação nos organismos.

O acúmulo de residuais de medicamentos nos peixes foi avaliado por He et al. (2017). Em sua pesquisa, foi investigado o material genético de peixes para detectar genes resistentes a antibióticos e metais pesados. Os peixes foram expostos a concentrações de antibióticos (tetraciclina, sulfanilamida e cefotaxima) e metais (zinco e cobre) durante 180 dias, sendo ministradas soluções desses compostos no tanque de produção. Os resultados demonstraram uma elevada concentração dos compostos no tecido dos peixes, indicando uma resistência dos organismos à altas concentrações dos fármacos e metais. Estudo similar de investigação genética foi realizado por Gao et al. (2012) para avaliar a resistência de peixes à sulfonamida e à tetraciclina, concluindo que as espécies expostas à elevadas concentrações tornam-se mais resistentes ao longo dos anos.

Bila (2018) alerta que existe um problema potencial quanto aos disruptores endócrinos, pois as concentrações dos mesmos vêm aumentando ao longo dos anos e os efeitos adversos não estão bem delineados. A autora descreve que muitos estudos com espécies de peixes expostos a elevadas concentrações de disruptores apresentam alterações hormonais, mas não se sabe o real efeito no homem.

A falta de informações é reflexo da própria legislação. No Brasil, a Portaria nº2914 que estabelece os padrões de potabilidade, não contempla os mencionados desreguladores endócrinos. O mesmo ocorre para os padrões de potabilidade internacionais, principalmente devido à ausência de dados toxicológicos que permitam o estabelecimento de concentrações máximas permissíveis para tais compostos na água de consumo. Contudo, vale destacar que a identificação dessas substâncias é muito importante para não comprometer a saúde humana e animal.

Um exemplo de investigação é o nonilfenol, produto intermediário usado na produção de resinas e plásticos. Esse composto possui propriedades de desregulação endócrina já identificadas e por esse motivo tem seu uso restrito em muitos países. Para prevenção de danos à saúde humana, na União Europeia estabeleceu-se que a concentração média anual em águas superficiais não deve superar 0,3 µg/L e a máxima não deve superar 2 µg/L. No Brasil não existem concentrações limites quanto ao nonilfenol.

Caso as pesquisas na área fossem intensas, muitos desreguladores endócrinos estariam com seu uso restrito em todo o mundo, evitando potenciais problemas. Por esse fato, nota-se que há uma lacuna nesse campo do conhecimento a ser preenchida, buscando o uso consciente de muitos produtos químicos.

Quanto a matéria orgânica e nutrientes:

A biomassa animal e suas excreções, juntamente com a ração introduzida nos tanques de cultivo geram um aumento na concentração de matéria orgânica e nutrientes na água, além de sólidos em suspensão e organismos patogênicos.

No tanque de piscicultura o oxigênio dissolvido é requerido para a respiração dos microorganismos aeróbios. Como as reações demandam oxigênio, quando a demanda é maior do que a disponível, devido ao excesso de matéria orgânica, as águas (KUBITZA, 2014). A falta de oxigênio prejudica o desenvolvimento das espécies aquáticas ou mesmo, pode levar à morte caso os níveis estejam abaixo do mínimo exigido.

A elevada concentração de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, torna o ambiente eutrofizado, quadro que compromete o crescimento das espécies e inviabiliza o cultivo em grande escala. Conforme Bukowska et al. (2017), a eutrofização é um processo de afloração de plantas aquáticas, em sua maioria algas, devido ao excesso de nutrientes na água. A camada espessa de algas na superfície líquida impossibilita a entrada de luz na água e impede a realização da fotossíntese pelos organismos presentes nas camadas mais profundas, levando à redução na concentração de oxigênio dissolvido do meio.

Quanto aos agentes externos:

Os tanques de cultivo podem receber poluentes advindos de processos como escoamento superficial e lixiviação. Este processo é preocupante quando a área de cultivo está próxima a regiões agrícolas que utilizam agrotóxicos e fertilizantes. Uma vez carregados para ambientes aquícolas, ocorre contaminação da água.

No Espírito Santo, dos Santos et al. (2016) utilizaram SIG para compor um mapa de zoneamento agroclimatológico para a cultura de tomate, relacionando com amostras de resíduos de agrotóxicos. Através do zoneamento foram definidas classes de aptidão, ou seja, regiões sensíveis à contaminação por agrotóxicos. Pelos resultados pode-se observar que dos 41 municípios produtores de tomate, apenas 26 possuíam áreas aptas acima de 50%. Como muitos municípios apresentaram áreas sensíveis a contaminação, recomendou-se uma ampliação nos programas de monitoramento de resíduos para englobar áreas consideradas vulneráveis.

Ainda no Espírito Santo, Tebaldi et al. (2018) investigaram o potencial de lixiviação de agrotóxicos usados em plantações de café na bacia do rio Itapemirim, região sul do estado. Pela metodologia aplicada observou-se que para os agrotóxicos

identificados (ametrina, ciproconazol, diuron, epoxiconazole, flutriafol, triadimenol e triazophos) existia uma probabilidade de contaminação de 44,7% de águas superficiais e 23,7% da água subterrânea. Os autores registraram que a população local estava sujeita a altos riscos de exposição aos agrotóxicos.

A aquicultura é uma atividade em expansão na bacia hidrográfica do rio Itapemirim e muitos dos viveiros ou tanques de cultivos estão próximos a plantações agrícolas que fazem uso de agrotóxicos. Mesmo não havendo informações específicas para o setor de aquicultura, a estimativa do potencial de lixiviação de agrotóxicos (para cursos d'água ou água subterrânea) próximos ao tanque de cultivo, fornece uma noção sobre a vulnerabilidade da área a esses compostos.

2.4 Lixiviação de agrotóxicos

As atividades agrícolas, em sua maioria, são dependentes da utilização de insumos químicos, principalmente agrotóxicos. O impacto desses compostos na qualidade das águas tem sido objeto de estudos científicos, especialmente em áreas onde a aplicação no solo ocorre próximo a fontes de abastecimento para consumo.

Uma pesquisa a nível nacional foi realizada na Turquia entre 2012 a 2018. Inicialmente foram identificados os principais produtos químicos usados na agricultura em todo país e tomando esses compostos como base, realizou-se uma avaliação da qualidade da água superficial e subterrânea buscando encontrar residuais na água. Observou-se mais de 90% das amostras continham traços de agrotóxicos (DEMIR; DILEK; YETIS, 2019). A próxima etapa deste projeto será o estabelecimento de limites máximos permitidos.

Levantamento similar foi realizado no Japão em 2014 para avaliar a contaminação de águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos usados em plantações de arroz, como descreve Boulange et al. (2014). Traços residuais dos agrotóxicos investigados foram encontrados na água subterrânea em de todo o país, fazendo com que o governo japonês reestruturasse suas políticas para uso de defensivos agrícolas visando preservar os recursos hídricos. Nos Estados Unidos Jankovic et al. (2017) descrevem que projetos realizados pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) em 2015 demonstraram que mais de 80% de amostras de águas subterrâneas, coletadas em todo seu território, continham traços de agrotóxicos.

A lixiviação dos insumos químicos no perfil do solo é um dos principais processos que ocasionam a contaminação de águas, estando relacionada ao escoamento superficial, infiltração de água no solo e transporte de solutos no solo (JIN; RAY; HANTUSH, 2015). Burgess et al. (2017) descrevem que para ocorrência da lixiviação, o composto químico tem que estar na solução do solo ou adsorvido às partículas de baixo peso molecular, como argilas, ácidos fúlvicos e húmicos. No estudo desses processos deve-se considerar também o perfil do lençol freático, pois os riscos de contaminação são maiores em áreas onde ele se encontra próximo à superfície, o que torna menor a distância de deslocamento do contaminante até a água subterrânea.

Em função das muitas variáveis e reações envolvidas, a quantificação do fluxo de água e do transporte de solutos no solo pode ser realizada por meio de medidas em campo ou por modelagem física e matemática. Segundo Taylor; He e Hiscock (2016), as medidas em campo, embora necessárias, demandam tempo para coleta de dados e podem ter custos elevados devido: às grandes áreas que se deseja investigar, à diversidade de produtos químicos utilizados e ao alto custo das análises.

A modelagem possibilita a incorporação de muitas variáveis para simulação dos processos, além de ser uma metodologia precisa e de baixo custo, principalmente quando associada ao uso de geotecnologias. Para Singh (2016) devido à dificuldade em se obter dados de lixiviação em campo, os programas computacionais em SIG fornecem estimativas do índice de lixiviação em determinada área, desde pequenas propriedades até grandes áreas.

2.4.1 Índices de lixiviação

Muitos princípios ativos são aplicados em diferentes concentrações em todo o mundo, não havendo informações sobre sua dispersão no meio. As análises químicas para identificação possuem elevado custo e demandam muito tempo, limitando os programas de monitoramento ambiental (dos SANTOS et al., 2016). Para Tavakoly et al. (2019), uma alternativa viável para o estudo da mobilidade dos agrotóxicos no solo é a estimativa indireta realizada por modelos para estimar a lixiviação. Entre os modelos mais aplicados estão:

- Índice GUS: *Groundwater Ubiquity Score* (GUS) - Índice de Vulnerabilidade de Águas Subterrâneas (GUSTAFSON, 1989);

- Critérios da EPA: *Environmental Protection Agency* – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (COHEN et al., 1995);
- Índice LIX: *Leaching Index* – Índice de Lixiviação (SPADOTTO, 2002);
- Método RF/AF: *Retardation and Attenuation Factor* – Fator de Retardação e Atenuação (RAO et al., 1985);
- Método TLPI: *Temperature Leaching Potential Index* (TLPI) - Índice Potencial de Lixiviação por Temperatura (SPADOTTO, 2002).

Os métodos RF/AF e TLPI são aplicados para estimar o potencial de lixiviação dos princípios ativos dos agrotóxicos baseando-se nas características físico-químicas do produto químico, propriedades do solo e condições geoclimáticas da área de estudo. Por envolver um maior número de variáveis, os métodos citados são considerados mais complexos, porém, como associam uma variedade de características, conduzem a uma classificação mais adequada (SPADOTTO, 2002). Segundo Çeliker et al. (2019), o método GUS e o índice LIX são metodologias consideradas simplificadas mas possuem grande importância para estimativa do potencial de lixiviação em regiões que não dispõem das informações necessárias aos métodos mais complexos.

Um dos objetivos deste trabalho é a estimativa da lixiviação de agrotóxicos através do uso dos índices citados. Outras informações, incluindo as equações usadas para estimativa, estão indicadas na metodologia.

2.4.2 Geotecnologias – Estudos de caso para lixiviação

A modelagem matemática aplicada para simular o movimento de insumos químicos é uma ferramenta útil na avaliação do risco de contaminação dos solos e dos recursos hídricos em bacias hidrográficas. Conforme Tebaldi et al. (2018), a modelagem associada ao uso de geotecnologias têm possibilitado a simulação de processos, como a lixiviação, em áreas que não dispõem de um banco de dados para esta avaliação.

Pesquisa realizada por Santos (2017) avaliou o risco de lixiviação de agrotóxicos em áreas de aptidão edafoclimática para a cultura do café no estado do Espírito Santo. Foram definidas as áreas de aptidão edafoclimática para o café conilon e arábica e, posteriormente, foi avaliado o risco de lixiviação dos princípios ativos de 10

agrotóxicos empregando os métodos GUS, LIX e RF/AF. O método RF/AF foi associado ao SIG por meio do aplicativo computacional ArcGIS, sendo os resultados expressos em forma de mapas temáticos; as informações sobre o risco de contaminação foram espacializadas para as áreas de aptidão edafoclimática, considerando as classes de solos. Entre os dez princípios ativos utilizados, cinco apresentaram muito baixo potencial de lixiviação e os demais princípios ativos indicaram valores variando de muito baixo a muito alto potencial de lixiviação.

No trabalho de Tebaldi et al. (2018) (já citado, onde investigou-se o potencial de lixiviação de agrotóxicos em plantações de café na bacia do rio Itapemirim), foi usado o software AGROSCORE para avaliar o risco de contaminação de princípios ativos pelos métodos GOSS, GUS e critérios da EPA. Muitos dos compostos foram classificados como potencialmente tóxicos, apresentando concentrações ambientais superiores ao padrão de segurança para água potável.

Çeliker et al. (2019) pesquisaram o risco de lixiviação de arsênio para águas subterrâneas no norte da Turquia, importante região de exploração mineral no país. Um dos métodos aplicados foi o TLPI, sendo as informações, espacializadas em SIG, gerando mapas de vulnerabilidade ao metal pesado. Mais de 60% da área foi identificada com moderado a alto potencial de lixiviação e cerca de 8%, com altíssimo potencial. Essa constatação alertou as autoridades, uma vez que os poços subterrâneos são a principal fonte de abastecimento para consumo humano nessa região.

No norte da França, Tavakoly et al. (2019) estudaram a dispersão de nitratos no solo e na água em uma importante sub bacia do rio Sena. Uma de suas análises foi a adaptação do modelo TLPI para pesquisar a lixiviação desse composto para águas subterrâneas. Mais de 50% da área da bacia foi classificada como alto potencial de lixiviação de nitratos, provavelmente, advindos de plantações agrícolas nesta região.

No estado da Flórida, Estados Unidos, a qualidade da água é significativamente impactada por nitrato. Marchi et al. (2016) adaptaram o Índice LIX pra determinação do potencial de lixiviação por nitratos, obtendo resultados satisfatórios. Os dados foram espacializados para todo estado, sendo possível classificar o solo conforme níveis de riscos de perdas de nitrato via lixiviação.

Jin; Ray; Hantush (2015) aplicaram uma ferramenta de modelagem que possibilita a estimativa do risco relativo de lixiviação de agrotóxicos voláteis e não voláteis para águas subterrâneas do Havaí. A metodologia foi desenvolvida em SIG

contendo mapas digitais de uso anual de pesticidas (em escala nacional), propriedades detalhadas do solo e taxas de recarga mensais (em alta resoluções espaciais e temporais) para examinar as variações na lixiviação de pesticidas ao longo do perfil do solo. Os resultados mostraram que a ferramenta, estendida para nível nacional, delineou com sucesso áreas de vulnerabilidade aos pesticidas selecionados.

2.5 Estatística Multivariada

O estabelecimento de relações entre as variáveis é um dos papéis da ciência. Para tanto, é necessário controlar, manipular e medir as variáveis que são consideradas relevantes ao entendimento do fenômeno analisado. A avaliação estatística das informações busca identificar estas relações, fornecendo respostas mais precisas sobre a investigação (CLARKE, 2002).

Os métodos estatísticos usados para analisar variáveis são compostos por dois grupos: a estatística univariada, que observa as variáveis de maneira isolada, e a estatística multivariada, que analisa as variáveis de forma conjunta, estabelecendo as relações entre elas (HAIR et al., 2009). A estatística multivariada é composta por um grande número de métodos e técnicas que utilizam, simultaneamente, todas as variáveis na interpretação teórica do conjunto de dados obtidos (REGAZZI, 2001).

A análise multivariada é o principal método estatístico para estudos de qualidade da água devido à grande quantidade de variáveis e processos envolvidos. Por exemplo, ao se avaliar a qualidade da água em uma bacia hidrográfica, em geral, ocorrem coletas frequentes nos mesmos pontos de amostragem seguidas por análise em laboratório, resultando em muitas informações para serem processadas. Na maioria dos casos, poucos parâmetros contêm informações relevantes (em termos qualitativos) para interpretação dos resultados. Através da estatística multivariada é possível reduzir o número de variáveis e identificar “grupos de variáveis”, facilitando a compreensão dos fenômenos.

Os métodos multivariados mais comuns são: Análise de Agrupamentos, Análise de Componentes Principais, Análise Fatorial e Análise de Correlação Canônica. Cada método deve ser definido de acordo com o tipo de dados e com os resultados que se pretende obter com a pesquisa.

2.5.1 Análise de Agrupamento

A Análise de Agrupamento (AA) ou Cluster Analysis, constitui uma metodologia numérica multivariada, com o objetivo de propor uma estrutura classificatória ou de reconhecimento da existência de grupos. A finalidade é dividir o conjunto de observações em um número de grupos homogêneos, segundo algum critério de homogeneidade, facilitando a compreensão dos processos naturais (CLARKE, 2002).

Esta análise estatística é realizada através de quatro etapas principais: composição de uma matriz de variáveis, definição de uma medida de similaridade ou dissimilaridade, aplicação de um método de agrupamento e interpretação dos resultados (REGAZZI, 2011). A primeira etapa é a composição de uma matriz de dados, como indicado na Figura 01. Cada vetor linha da matriz representa uma unidade amostral e cada vetor coluna representa uma variável. A variável x_{ij} representa a i -ésima ($i = 1, 2, \dots, n$) observação da j -ésima ($j = 1, 2, \dots, p$) variável.

Figura 1 – Matriz de dados com n observações e p variáveis

$$X = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & x_{13} & \cdots & x_{1p} \\ x_{21} & x_{22} & x_{23} & \cdots & x_{2p} \\ x_{31} & x_{32} & x_{33} & \cdots & x_{3p} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{n1} & x_{n2} & x_{n3} & \cdots & x_{np} \end{bmatrix}$$

Fonte: Regazzi (2001)

Se os dados estiverem todos no mesmo padrão de medida, as variabilidades de cada variável são homogêneas ou quase homogêneas e podem ser usados os dados originais. Caso contrário, é preciso padronizar os dados, sendo mais comum utilizar a padronização das variáveis, como indicado na Equação 02 (NAGHETTINI; PINTO, 2002). As variáveis de qualidade da água são, em sua maioria, parâmetros com unidades de medida diferentes, sendo o procedimento de padronização comum.

$$Z_{ij} = \frac{X_{ij} - X_j}{s(X_j)} \quad (01)$$

- Z_{ij} = valor padronizado da variável;
- X_{ij} = valor original da variável;
- X_j = média da j -ésima variável original; e j X
- $s(X_j)$ = desvio padrão da j -ésima variável original.

Formada a matriz de variáveis padronizadas é calculada uma medida de similaridade (ou dissimilaridade) entre as variáveis. As medidas de similaridade são utilizadas na AA de forma a determinar a distância entre elementos, normalmente representada na forma de uma matriz de similaridade (REGAZZI, 2001). A matriz de similaridade é simétrica e utiliza, principalmente, os métodos: Distância Euclidiana, Distância Euclidiana Média e Distância de *Mahalanobis*.

A Distância Euclidiana entre dois objetos, i e i' , considerando p variáveis, é calculada através da Equação 03. Em estudo sobre percolação de água no solo, Geistlinger e Mohammadian (2015) relataram que quanto menor o valor da distância euclidiana entre duas variáveis, mais próximas elas se apresentam em termos de parâmetros quantitativos por classe.

$$d_{ii'} = \sqrt{\sum_{j=1}^p (X_{ij} - X_{i'j})^2} \quad (02)$$

Um problema no uso dessa medida é que a Distância Euclidiana cresce à medida que cresce o número de variáveis. Para contornar este problema, pode-se dividir o valor da distância pela raiz quadrada do número de variáveis, formando a chamada Distância Euclidiana Média:

$$\Delta_{ii'} = \frac{1}{\sqrt{p}} * d_{ii'} \quad (03)$$

A Distância de *Mahalanobis*, representada pela Equação 05, é usada para a quantificação das distâncias entre duas populações, quando existe repetição de dados. Segundo Hair et al. (2009), a técnica de classificação de *Mahalanobis* parte do princípio que as observações seguem uma distribuição normal p -variada, e associam uma área pequena da distribuição quando essa distância é grande. Portanto, se a distância de uma observação ao centro da distribuição é grande é indicativo de que essa observação não deve pertencer a esse grupo ou população.

$$D_{ii'}^2 = \sum_{j=1}^p (X_{ij} - X_{i'j})^2 \quad (04)$$

A aplicação de um método para agrupamento é a última etapa da análise. Os métodos foram desenvolvidos com base em modelos computacionais, existindo muitos algoritmos para essa técnica. Os métodos são classificados em hierárquicos e não hierárquicos, sendo os hierárquicos (técnicas aglomerativas ou divisivas) os mais utilizados.

As técnicas aglomerativas iniciam pela fusão sucessiva dos indivíduos que se combinam por suas semelhanças, repetindo-se o processo até que todos os “n” indivíduos estejam reunidos num único agrupamento. O método mais comum é o encadeamento único que se baseia na distância mínima ou regra do vizinho mais próximo. As técnicas divisivas iniciam com a população completa e, por divisões sucessivas, formam-se agrupamentos cada vez menores. Em cada etapa de subdivisão procuram-se as diferenças dentro dos agrupamentos para separar aqueles que diferem entre si (REGAZZI, 2001). Observa-se que as técnicas aglomerativas buscam a similaridade entre indivíduos, enquanto as técnicas divisivas buscam a dissimilaridade.

A AA foi aplicada por Li et al. (2017) na China. Os pesquisadores avaliaram a remoção de poluentes na água subterrânea através da atividade bacteriana. Realizou-se um mapeamento genético das células de microrganismos presentes no meio aquático, formando grupos de similaridade. Após agrupamento definiu-se grupos de genes com estrutura funcional similar, sendo possível associar esses genes à remoção de diversos poluentes. Com essa informação, em áreas contaminadas com arsênio, inoculou-se bactérias com material celular especializado em absorver esse elemento, promovendo melhorias na qualidade da água.

Na Suíça, Moeck et al. (2016) aplicaram as técnicas aglomerativas para interpretação de processos geoquímicos e estudo da poluição em áreas onde o lençol freático, através de técnicas de engenharia, era abastecido por águas superficiais para evitar problemas de escassez. A AA foi usada para identificar grupos de poluição, sendo possível a identificação de seis grupos, divididos através dos tipos de poluentes. Nas áreas mais distantes dos pontos de abastecimento, os poluentes orgânicos biodegradáveis estavam em menores concentrações.

As técnicas aglomerativas também são muito usadas em estudos de hidrologia. Ridolfi et al. (2016) desenvolveram estudos para modelar o fluxo de água no solo. Para tanto, utilizaram a AA visando identificar áreas hidrologicamente homogêneas para indicação do fluxo. Zhang et al. (2016) e Taylor; He; Hiscock (2016) estudaram variáveis climáticas aplicando métodos de AA associada à lógica Fuzzy. A técnica de agrupamento permitiu que anos hidrológicos fossem divididos em períodos climáticos, formando um banco de dados para o programa SWAT.

2.5.2 Análise de Componentes Principais

A Análise de Componentes Principais (ACP) é uma técnica multivariada que consiste em transformar um conjunto de variáveis originais em outro conjunto de variáveis de mesma dimensão, denominadas de componentes principais. Esta análise é associada à ideia de redução de massa de dados, com menor perda possível da informação (CLARKE, 2002).

Martínez-Espiñeira et al. (2017) afirmam que o uso da ACP possibilita a formação de grupos, de maneira que o critério para a junção das unidades de análise corresponde à semelhança ou heterogeneidade da amostra, tornando possível avaliá-la quanto às suas similaridades, ou dissimilaridades. De acordo com Ghesquière et al. (2015) a técnica possui como objetivos principais: examinar a correlação entre as variáveis e resumir um grande volume de variáveis em outro menor e de sentido equivalente. Avaliando a importância de cada variável é possível eliminar aquelas que contribuem pouco em termos de variação.

A técnica consiste no cálculo dos autovalores e correspondentes autovetores de uma matriz de variâncias-covariâncias. Essa matriz é simétrica e os elementos da diagonal principal são as variâncias das variáveis; os demais elementos são valores de covariâncias entre os pares de variáveis (HAIR et al., 2009).

Os autovalores são valores que representam a contribuição relativa de cada componente na explicação da variação total dos dados. Os autovetores são conjuntos de valores que representam o peso de cada variável original sobre cada componente e são escalados como coeficientes de correlação e variam de +1,0 a -1,0 (passando pelo zero). Para cada componente, todas as variáveis têm um conjunto de autovetores correspondentes, e quanto mais próximo de +1,0 ou -1,0 está o autovetor, mais importante é a variável para o componente (REGAZZI, 2001).

Para composição da análise é necessário montar a matriz de variáveis: matriz de ordem 'n x p' denominada de matriz "X" (Figura 01). Em seguida, procede o cálculo da matriz de covariância de uma população π (Figura 02). Neste caso também é preciso padronizar as variáveis para não gerar resultados tendenciosos. A matriz Z das variáveis padronizadas z_j é igual a matriz de correlação da matriz de dados X (NAGHETTINI; PINTO, 2002).

Figura 2 - Matriz de covariância das p variáveis

$$S = \begin{bmatrix} \hat{\text{Var}}(x_1) & \hat{\text{Cov}}(x_1x_2) & \hat{\text{Cov}}(x_1x_3) & \cdots & \hat{\text{Cov}}(x_1x_p) \\ \hat{\text{Cov}}(x_2x_1) & \hat{\text{Var}}(x_2) & \hat{\text{Cov}}(x_2x_3) & \cdots & \hat{\text{Cov}}(x_2x_p) \\ \hat{\text{Cov}}(x_3x_1) & \hat{\text{Cov}}(x_3x_2) & \hat{\text{Var}}(x_3) & \cdots & \hat{\text{Cov}}(x_3x_p) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \hat{\text{Cov}}(x_px_1) & \hat{\text{Cov}}(x_px_2) & \hat{\text{Cov}}(x_px_3) & \cdots & \hat{\text{Var}}(x_p) \end{bmatrix}$$

Fonte: Naghettini; Pinto (2002).

Os componentes principais são determinados através da Equação 06. Seja S a matriz de variância-covariância quadrada $p \times p$, e I a matriz identidade $p \times p$, então os autovetores, satisfazem a equação polinomial gerando a matriz R:

$$\det[R - \lambda I] = 0 \text{ ou } |R - \lambda I| = 0 \quad (05)$$

Conforme Regazzi (2001), se a matriz R for de posto completo igual a 'p', isto é, não apresentar nenhuma coluna que seja combinação linear de outra, a equação terá 'p' raízes chamadas de autovalores. Para cada autovalor λ_i existe um autovetor \tilde{a}_i , sendo esses normalizados (soma dos quadrados dos coeficientes é igual a 1) e ortogonais entre si. Assim é possível considerar:

$$\sum_{j=1}^p a_{ij}^2 = 1 \quad (\tilde{a}_i^* \tilde{a}_i = 1) \quad (06)$$

$$\sum_{j=1}^p a_{ij} \cdot a_{kj} = 0 \quad (\tilde{a}_i^* \tilde{a}_k = 0 \text{ para } i \neq k) \quad (07)$$

Sendo \tilde{a}_i o autovetor correspondente ao autovalor λ_i , então o i-ésimo componente principal é dado por:

$$Y_i = a_{i1} \cdot X_1 + a_{i2} \cdot X_2 + \dots + a_{ip} \cdot X_p \quad (08)$$

A contribuição C_i de cada componente principal Y_i é expressa em porcentagem. É calculada dividindo-se a variância de Y_i pela variância total. Representa a proporção de variância total explicada pelo componente principal Y_i (Equação 10). A importância de um componente principal é avaliada por meio de sua contribuição, isto é, pela proporção de variância total explicada pelo componente.

$$C_i = \frac{Var(Y_i)}{\sum_{j=1}^p Var(Y_j)} * 100 = \frac{\lambda}{\sum_{j=1}^p \lambda} * 100 = \frac{\lambda}{traço(S)} * 100 \quad (09)$$

Se o objetivo da análise for comparar os indivíduos, ou agrupá-los, deve-se calcular, para cada indivíduo, os seus valores (escores). Após a redução de p para k dimensões, os k componentes principais serão os novos indivíduos e toda análise é feita utilizando-se os escores desses componentes (REGAZZI, 2001).

Como exemplo de aplicação da contribuição C_i , têm-se a pesquisa realizada por Salifu et al. (2012), que investigaram águas subterrâneas com concentração elevadas de fluoreto no norte de Gana, África. Através da ACP foram identificados quatro componentes principais que explicaram 72% da variação de dados. Esses grupos de contribuição estavam associados à processos químicos de dissolução de compostos na água, como reações de dissolução mineral e processos de troca iônica, potencializando a dissolução e mobilidade do flúor no meio líquido.

Vonberg et al. (2013) trabalharam com um banco de dados de 20 anos para monitorar atrazina em águas subterrâneas. Esta substância é um herbicida usado intensivamente na década de 80, mas teve seu uso proibido em 1991 na Alemanha. Os autores verificaram que a concentração é variável ao longo da área monitorada. Por meio da ACP foi possível identificar quatro grupos de áreas, sendo o grupo 1 associado às áreas agrícolas onde utiliza-se defensivos. Quando os defensivos entram em contato com a água contaminada por atrazina, desencadeia reações químicas que levam à maior mobilidade desta substância, levando à sua dispersão no meio.

A ACP foi aplicada por Rosa et al. (2017) investigando fatores intervenientes nos sistemas de aproveitamento de água de chuva no estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. A ACP foi aplicada para agrupar fatores que interferem na eficiência de economia de água de acordo com as variáveis hidrológicas analisadas. Assim foram identificados três componentes principais (área de telhado, coeficiente de escoamento e custo operacional) que explicaram 78% da variação de dados.

2.5.3 Análise Fatorial

A Análise Fatorial (AF), assim como as demais técnicas de análise multivariada, aborda o problema de analisar as correlações entre um grande número variáveis definindo um conjunto de dimensões latentes comuns, chamados fatores. Segundo

Machiwal; Jha (2015), com esta análise o pesquisador pode primeiro identificar as dimensões separadas da estrutura e então determinar o grau em que cada variável é explicada por cada dimensão.

Na análise fatorial, as variáveis estatísticas (fatores) são formadas para maximizar seu poder de explicação do conjunto inteiro de variáveis, e não para prever uma ou mais variável dependente (NAGHETTINI; PINTO, 2002). Para Ghesquière et al. (2015), na análise os fatores são extraídos na ordem do mais explicativo para o menos explicativo. Teoricamente, o número de fatores é sempre igual ao número de variáveis, mas alguns poucos fatores são responsáveis por grande parte da explicação total.

Em resumo, a AF é realizada em quatro etapas: entrada de dados, cálculo das correlações entre as variáveis, extração inicial dos fatores e a rotação da matriz. Como nas outras técnicas, os dados de entrada são formados por uma matriz de variáveis: matriz de ordem 'n x p' denominada de matriz "X", sendo esta padronizada. Após formação da matriz de dados padronizados, é desenvolvida uma matriz de correlações.

Em seguida, é realizada a extração dos fatores, com objetivo de encontrar um conjunto de fatores que formem uma combinação linear das variáveis originais ou da matriz de correlações. Desta forma, se as variáveis $X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$ são altamente correlacionadas entre si, elas serão combinadas para formar um fator, e assim, sucessivamente, com todas as demais variáveis da matriz de correlação. Regazzi (2001) relata que a combinação linear entre variáveis pode ser definida pela Equação 11, onde F_j é uma combinação linear das variáveis X_1, X_2, \dots, X_n e é denominado de componente principal.

$$F_j = C_{1j}.X_1 + C_{2j}.X_2 + \dots + C_{nj}.X_n \quad (10)$$

Martínez-Espiñeira et al. (2017), consideram que a análise permite transformar um conjunto de variáveis iniciais, correlacionadas entre si, num outro conjunto de variáveis não correlacionadas (ortogonais), que são as componentes principais, que resultam das combinações lineares do conjunto inicial. Para os autores, o objetivo da ACP não é explicar as correlações existentes entre as variáveis, mas encontrar funções matemáticas, entre as variáveis iniciais, que expliquem o máximo possível da variação. A última etapa é a interpretação dos fatores extraídos, obtida por meio das técnicas de rotação de matriz ou giro de fatores, técnica que busca identificar alguns fatores que possuam variáveis que tenham alta correlação e outros com variáveis que possuam baixa correlação (GHESQUIÈRE et al., 2015).

As duas formas mais comuns de rotação de matriz são: a rotação ortogonal (ou rotação varimax), que mantém os fatores não correlacionados e a rotação oblíqua, que torna os fatores correlacionados entre si. A realização da rotação de matrizes demanda uma quantidade tão grande de cálculos que a utilização da AF em pesquisas só passou a ser viável com o advento dos computadores e dos programas de análises que possibilitaram a realização dos cálculos de forma rápida e precisa (HAIR et al., 2009).

Muitos são os trabalhos realizados com o uso dessa técnica. Seguem alguns exemplos de estudos de caso:

Martínez-Espiñeira et al. (2017) investigaram problemas de vazamentos em sistemas de distribuição de água de 2257 municípios na Espanha. Foram avaliados 24 parâmetros através da Análise Fatorial e ACP, identificando que o melhor comportamento das variáveis foi aquele composto por três fatores, explicando 78,40% da variância total. Dessa forma, os pesquisadores concluíram que os problemas de vazamentos foram associados a três grupos: um grupo operacional, causado pela ausência de manutenção; um grupo reativo à resistência de materiais, influenciado principalmente pela estrutura física das redes de distribuições e; um grupo de vazão, relacionado à sobrecargas na rede.

Para avaliação da água subterrâneas, Ghesquière et al. (2015) monitoraram 113 poços na província de Quebec, Canadá, compreendendo 39 parâmetros de qualidade. Através da Análise Fatorial e ACP foram identificados quatro grupos de amostras: grupo 1 que compreende águas de baixa salinidade, indicando pontos de recarga recente nos aquíferos; grupo 4, águas com elevada concentração de sais e; grupos 2 e 3, intermediários entre os grupos 1 e 4. A composição dos grupos foi um suporte para definição de pontos de monitoramento nessa área.

Na Índia, Machiwal; Jha (2015) associaram técnicas de estatística multivariada ao SIG para avaliar águas superficiais e subterrânea em todo o país. Através da metodologia foi possível identificar grupos de poluição ao longo dos anos e observar a distribuição espacial dessas tendências. Por meio da Análise Fatorial a caracterização da qualidade da água foi composta por três fatores principais, explicando mais de 80% da variância total. Assim a qualidade da água foi definida por um grupo de poluentes associados ao efluente doméstico, um grupo de nutrientes associados às regiões agrícolas e um grupo associados de sólidos que indicam processos erosivos nas bacias estudadas.

2.5.4 Análise de Correlação Canônica

A técnica de Análise de Correlação Canônica (ACC) foi desenvolvida por Hotelling em 1936 e o princípio da análise é a correlação entre uma combinação linear de variáveis de um grupo com uma outra combinação linear das variáveis do outro grupo (ROSA et al., 2017). Para desenvolvimento, inicialmente pretende-se determinar as combinações lineares dos dois grupos que possuem a maior correção. Em seguida é determinado o par de maior correlação que seja ainda, não correlacionado com o par selecionado inicialmente. O processo continua até se esgotar as dimensões dos grupos. Os pares de combinações lineares são denominados de variáveis canônicas e suas correlações são chamadas de correlações canônicas (MENEZES et al., 2014).

Para Naghettini e Pinto (2002), a análise de correlação canônica é considerada uma extensão da análise de regressão múltipla. Na análise de regressão múltipla, as variáveis formam o conjunto das covariáveis X ($p - 1$ variáveis independentes) e a variável resposta Y (variável única dependente). Assim, o problema na análise de regressão consiste em buscar a combinação linear $\beta'X$ que é altamente correlacionada com a variável Y . Por outro lado, na análise de correlação canônica tem-se o conjunto X com $p \geq 1$ variáveis, portanto, devendo-se achar os vetores a' e b' para os quais a correlação entre $U = a'.X$ e $V = b'.Y$ seja máxima.

Para medir a associação entre dois grupos de variáveis: seja o primeiro grupo, de p variáveis, representado pelo vetor aleatório X ($p \times 1$). O segundo grupo, de q variáveis, é representado pelo vetor aleatório Y ($q \times 1$) considerando $p \times q$. Para os vetores aleatórios X e Y , tem-se (REGAZZI, 2001):

$$E(X) = \mu_1 \text{ ---- } \text{Cov}(X) = \Sigma_{11} \quad (11)$$

$$E(Y) = \mu_2 \text{ ---- } \text{Cov}(Y) = \Sigma_{22} \quad (12)$$

$$\text{Cov}(X, Y) = \Sigma_{12}. \Sigma'_{21} \quad (13)$$

Considerando X e Y conjuntamente temos as relações indicadas na Figura 03, que apresenta a operação entre matrizes. Como resultado, observa-se que as covariâncias entre os pares de variáveis dos diferentes conjuntos, uma variável de X e outra de Y , estão contidas em Σ_{12} ou equivalentemente, em Σ'_{21} . Isto é, os pq elementos medem a associação entre os dois conjuntos de variáveis. Quando p e q são relativamente grandes, a interpretação dos elementos de Σ_{12} torna-se impraticável. Em consequência, as combinações lineares são introduzidas para tornar possível a interpretação desejada.

As operações matemáticas, conforme Regazzi (2001), estão indicadas nas equações a seguir, sendo os vetores U e V .

Figura 3 - Relações estabelecidas pela análise multivariada canônica.

Vetor aleatório

$$\underbrace{X}_{((p+q) \times 1)} = \begin{bmatrix} X \\ Y \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} X_1 \\ X_2 \\ \vdots \\ X_p \\ Y_1 \\ Y_2 \\ \vdots \\ Y_q \end{bmatrix}$$

Vetor das médias

$$\underbrace{\mu}_{((p+q) \times 1)} = E(X) = \begin{bmatrix} E(X) \\ E(Y) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \mu^{(1)} \\ \mu^{(2)} \end{bmatrix}$$

Matriz de covariância

$$\begin{aligned} \underbrace{\Sigma}_{(p+q) \times (p+q)} &= E(X - \mu)(X - \mu)' = \\ &= \begin{bmatrix} E(X - \mu^{(1)})(X - \mu^{(1)})' & E(X - \mu^{(1)})(Y - \mu^{(2)})' \\ E(Y - \mu^{(2)})(X - \mu^{(1)})' & E(Y - \mu^{(2)})(Y - \mu^{(2)})' \end{bmatrix} \\ &= \begin{bmatrix} \Sigma_{11} & \Sigma_{12} \\ \Sigma_{21} & \Sigma_{22} \end{bmatrix} \end{aligned}$$

Fonte: Regazzi (2001).

Operações Matemáticas:

$$U = a'X$$

$$V = b'Y$$

$$Corr(U, V) = \frac{Cov(U, V)}{\sqrt{V(U) \cdot V(V)}} = \frac{E[(U - U_v) \cdot (V - V_v)]}{\sqrt{V(U) \cdot V(V)}} \quad (14)$$

Onde:

$$- Var(U) = a' Cov(X) \cdot a = a' \Sigma_{11} a \quad (15)$$

$$- Var(V) = b' Cov(Y) \cdot b = b' \Sigma_{22} b \quad (16)$$

$$- Cov(U, V) = a' Cov(X, Y) b = a' \Sigma_{12} b \quad (17)$$

Logo a correlação (U,V) é dada por:

$$Corr(U,V) = \frac{a' \sum_{11} b}{\sqrt{a' \sum_{11} a} \cdot \sqrt{b' \sum_{22} b}} \quad (18)$$

Menezes et al. (2014) investigaram a correlação entre parâmetros de uso da terra e de qualidade da água subterrânea no sul do estado do Espírito Santo. Por meio da ACC foi possível estimar dois índices: índice de uso da terra e índice de qualidade da água, ambos padronizados. A correlação canônica foi significativa entre o primeiro par de variáveis canônicas, indicando relação linear entre os grupos, possibilitando a observação que o uso da terra influenciou a qualidade da água subterrânea, principalmente pelo incremento da concentração de alguns elementos químicos. Com uma significância de 5% observou-se correlação significativa e positiva entre os parâmetros STD (sólidos dissolvidos totais), Na⁺ e Ca⁺²; Ca⁺² e pH; e entre P total e Fe⁺³. Os resultados indicam que os elementos compartilham um mecanismo de liberação similar, que pode estar relacionado aos intemperismos das rochas.

No trabalho de Rosa et al. (2017) (já citado nesta revisão) foi analisada a relevância de quatro variáveis hidrológicas no desempenho de um sistema doméstico de coleta de água de chuva através da correlação canônica. As variáveis foram precipitação anual média, grau concentração de precipitação, período de tempo seco antecedente e relação entre dias secos e dias chuvosos. Para a área de estudo (estado do Rio Grande do Norte), verificou-se que as variáveis hidrológicas mais influentes são a precipitação média anual e concentração de precipitação, que devem ser utilizadas em modelos empíricos. Na determinação de equações de estimativa de custos, o uso do variável grau concentração de precipitação como variável independente, foi mais relevante do que a precipitação anual, gerando resultados mais próximos das condições reais.

Na região de sul do Québec, Canadá, Mazouz; Assani; Rodríguez (2013) investigaram os fatores intervenientes em inundações através da análise de correlação canônica. Foram estabelecidos dois vetores, um de variáveis hidrológicas e outro de índices de oscilações climáticas na região. Os resultados indicaram que os regimes climáticos *Atlantic Multi-decadal Oscillation* (AMO) e *Nord Atlantic Oscillation* (NAO) estão correlacionados às variáveis temperatura e tempo, indicando que os regimes de oscilações estão associados a mudanças de temperatura na região que ocasionam derretimento de geleiras nessa região, sendo esse processo crescente nos últimos anos.

2.6 Perfil Social

Os estudos sobre vulnerabilidade ambiental antrópica devem identificar áreas sensíveis a determinados fatores, por exemplo, áreas vulneráveis à contaminação por agrotóxicos. Essas informações devem ser usadas como ferramenta não apenas para o planejamento territorial, mas também como instrumento de organização social (GE et al., 2019). Com a condição de vulnerabilidade sendo identificada, a população pode ser orientada a buscar alternativas para melhorias: um pequeno produtor rural ao saber que utiliza um manancial contaminado pode buscar outra fonte de abastecimento, modificar suas técnicas de produção, utilizar outros defensivos agrícolas ou mesmo, procurar apoio técnico para evitar o uso dos produtos químicos em doses excessivas ou a aplicação em períodos não indicados.

Como descreve Tebaldi et al. (2018), a população que vive na região de domínio da bacia hidrográfica do rio Itapemirim está vulnerável a altos riscos de exposição aos agrotóxicos usados na cafeicultura. Com essa informação surgem perguntas: os princípios ativos mais usados poderiam ser substituídos por outros produtos? a dosagem aplicada nas propriedades rurais está correta? a população faz uso de água contaminada? quais os efeitos para saúde humana e animal? As informações produzidas através dos estudos científicos devem ser disponibilizadas e divulgadas para promover benefícios sociais e responder a questionamentos como os citados.

Quando o tema é a aquicultura sabe-se que a produção de pescados tem apresentado crescimento expressivo nos últimos anos, modificando o perfil social das regiões que são contempladas pelo crescimento e desenvolvimento gerado pelas atividades e, ao mesmo tempo, são impactadas pelos problemas ambientais e sociais decorrentes da cadeia de produção. Os números expressivos sobre o crescimento da aquicultura apontam os inúmeros benefícios sociais da atividade, com ênfase à geração de empregos e desenvolvimento regional. Já os danos sociais não estão bem delineados, restringindo-se a pesquisas de impactos em estudos de casos de abrangência local ou regional (SILVA, 2017). Entre os principais impactos sociais negativos o autor cita: a interrupção dos sistemas tradicionais de produção, o desemprego rural e a migração da população costeira.

Para Akhmadiyeva e Abdullaev (2019) a redução da pesca extrativista foi o primeiro impacto da modernização da aquicultura. Segundo os autores, a pesca é baseada no extrativismo e no uso dos recursos naturais, sendo executada por

profissionais que não visam produtividade e que não possuem noções de planejamento. Como resultado, essa modalidade de pesca vem perdendo espaço para as intensas atividades aquícolas.

O desemprego rural e a migração da população foram impactos identificados por Ribeiro et al. (2014) que pesquisaram sobre o desenvolvimento da carcinicultura no Brasil e por Silva (2017) que investigou danos sociais devido a construção de reservatórios de hidroelétricas no nordeste do Brasil.

No trabalho de Ribeiro et al. (2014) a localização e a construção dos tanques de carcinicultura foram apontados como as principais problemas. Foi descrito que as florestas de manguezais são frequentemente derrubadas e ocupadas para a implantação de fazendas de criação de camarão, ocorrendo uma alteração significativa da paisagem e comprometendo os ecossistemas costeiros. Além do dano ambiental, esse processo resulta no deslocamento das comunidades tradicionais que tinham como renda principal a pesca extrativista nos manguezais.

Já Silva (2017) observou que a construção de reservatórios ocasionou uma rotina comum para a maioria dos pescadores extrativistas da região nordeste, descrita como (2017, p.51):

Um ribeirinho, que culturalmente depende da pesca, passa a criar peixes em um sistema intensivo, como tanques redes, totalmente dependente de ração porque o rio fora represado e se transformou em um grande reservatório. Considerando apenas uma melhor “sustentabilidade social e econômica” como algumas correntes têm propagado, este indivíduo encontrará dificuldades em manter-se nesta atividade, vindo a migrar para outra região na busca por uma nova atividade que venha suprir suas despesas.

A procura por uma nova atividade envolve aspectos culturais, pois os pescadores tradicionais mantêm essa profissão como “ofício de família” e o deslocamento para outra área resulta no rompimento de tradições fortes e culturalmente necessárias. Não há como estimar os impactos sociais gerados por essa situação (ANNYS et al., 2019).

Kubitza (2014) cita os possíveis danos à saúde humana como um impacto social da aquicultura. O resíduo líquido contém matéria orgânica, nutrientes, organismos patogênicos e insumos químicos, tais como antibiótico e antimicrobianos. A ausência de informação sobre a quantidade e a qualidade dos insumos, dificulta a mensuração da magnitude e da extensão dos impactos causados por esses produtos.

França (2016) menciona a barreira técnica para obtenção da licença ambiental como outro impacto de ordem negativa. Segundo sua descrição, a piscicultura comercial necessita de licenciamento para o uso da água e dependendo do órgão responsável, essa tarefa torna-se cada vez mais difícil, pois a burocracia embutida no processo de licenciamento ambiental e nas autorizações de uso de águas é uma barreira para obtenção de crédito por parte dos pequenos e médios produtores, restringindo a entrada de novos produtores e minimizando os investimentos privados no setor.

As consequências negativas podem ser minimizadas através da identificação dos impactos, o que permite a elaboração de planos de ação para controle dos mesmos. Essa pesquisa busca identificar os impactos e propor melhorias para área de estudo, contribuindo para mudanças no perfil social da região.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A área de estudo compreende as delimitações do Instituto Federal do Espírito Santo campus de Alegre (Ifes campus de Alegre). A área está situada no distrito de Rive, zona rural do município de Alegre, ocupando uma superfície de 323,51 ha (3,23 km²) entre as coordenadas geográficas de 20°44'05" a 20°45'51" latitude Sul e 41°25'50" a 41°29'44" longitude Oeste (FERRARI, 2018). O mapa de localização da área está apresentado na Figura 04.

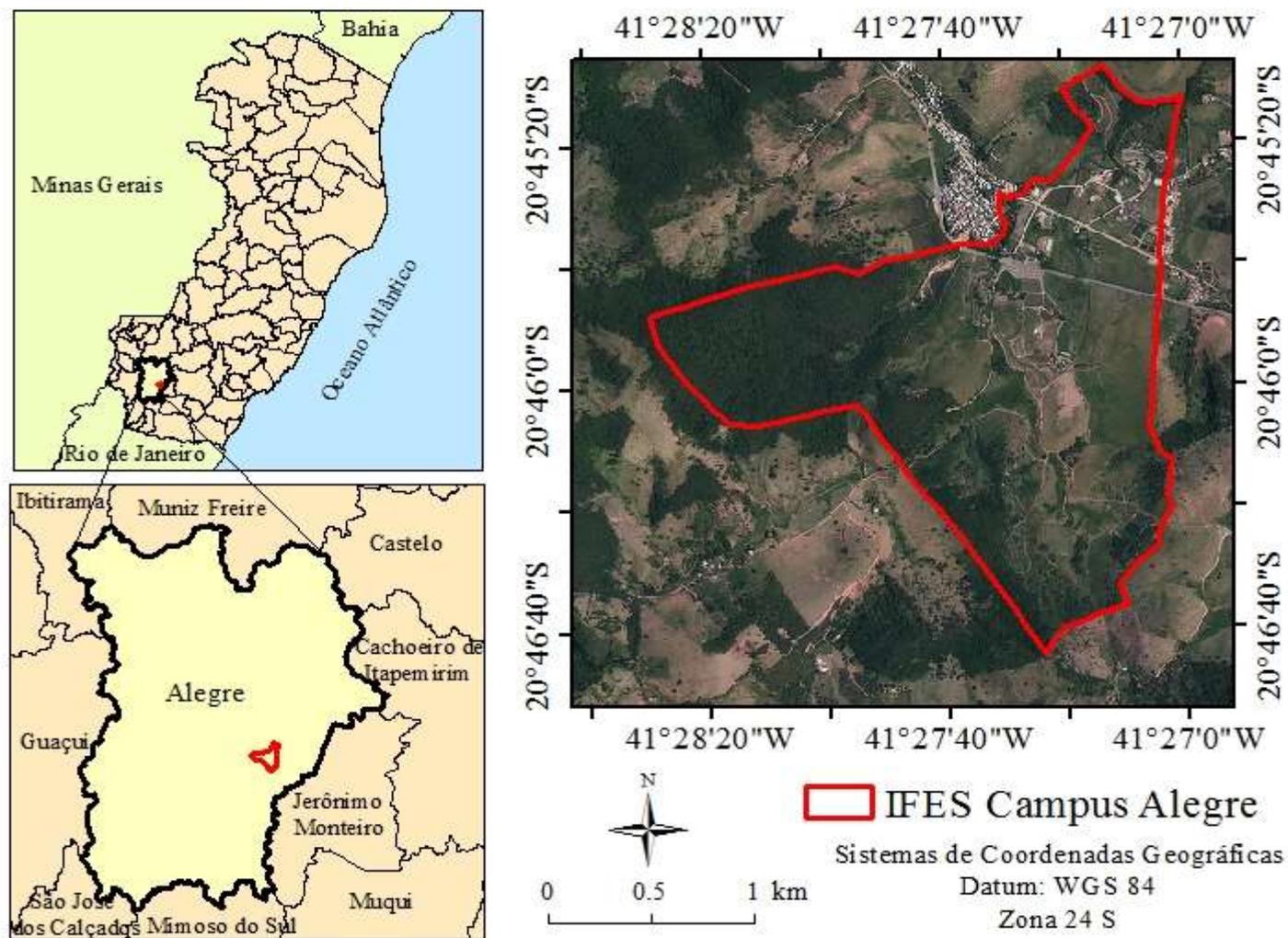
A área está na região de domínio da bacia hidrográfica do Córrego do Horizonte, sub bacia do rio Itapemirim. De acordo com a classificação climática de Köppen, o clima é Cwa - verão quente úmido e inverno seco. Em 2018 a temperatura média anual foi de 23,4^o C e precipitação média anual de 1.245 mm (OLIVEIRA, 2018).

Os solos predominantes são do tipo Latossolo Vermelho Amarelo Álico A moderado, Latossolo Una Álico A moderado, e Cambissolo Álico Tb A moderado, com textura média a argilosa. O relevo é caracterizado por altitude média de 400 m e declividades que variam de fortemente ondulado a montanhoso, revestido por floresta subperinifolia (IBGE, 2006).

A escolha deste local foi motivada em função da diversidade de cenários existentes e sua importância econômica e social. Entre algumas características da área estão:

- A realização de práticas agrícolas, incluindo a piscicultura, áreas agricultáveis e pastagens;
- A influência urbana devido ao distrito de Rive, limítrofe à área de estudo;
- A presença de agentes de poluição como esgoto sanitário e plantações agrícolas que fazem uso de agrotóxicos;
- A disponibilização de informações técnicas como monografias, dissertações e imagens aéreas.

Figura 4 - Mapa de localização do Instituto Federal do Espírito Santo campus de Alegre.



Fonte: a autora.

O Ifes campus de Alegre é um polo em educação da região sul do estado, apresentando-se como um veículo de crescimento regional. Atualmente com 22 campi em funcionamento o Ifes se faz presente em todas as microrregiões capixabas atuando nos diversos níveis de ensino: desde a formação inicial de trabalhadores à pós graduação, passando pelo nível médio e pela graduação (PIROVANI, 2018). No Instituto em questão existe a graduação em Engenharia de Aquicultura, curso que surgiu devido a expansão da atividade aquícola nesta região e conseqüente demanda por profissionais que atuassem neste setor. Para estruturação do curso existem vários tanques de piscicultura construídos para condução de aulas práticas e realização de pesquisas.

3.2 Análise e coleta da água

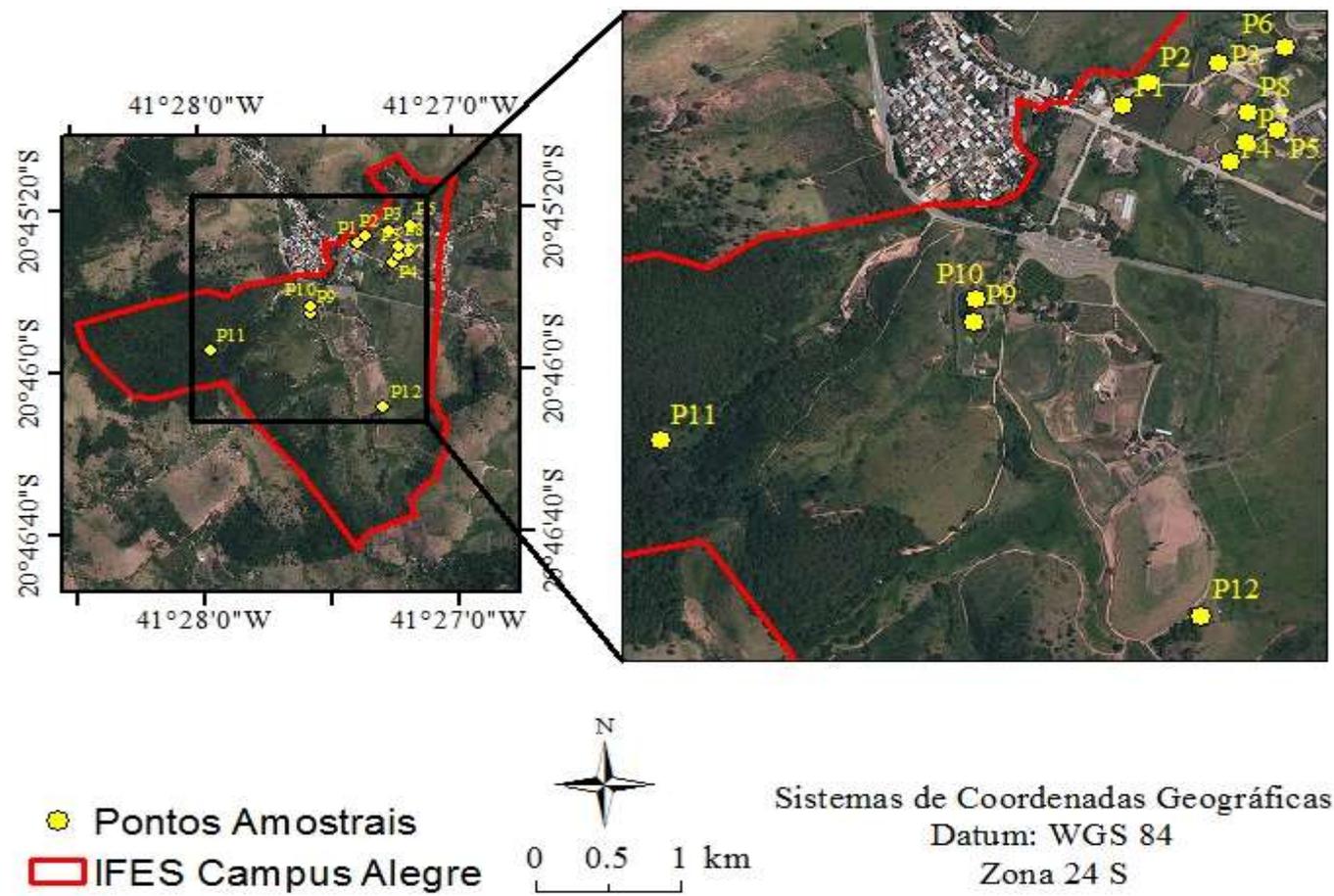
A avaliação da qualidade da água na área de estudo foi realizada através da definição de 12 (doze) pontos de amostragem, indicados na Figura 05. Os pontos mapeados e suas respectivas coordenadas geográficas estão indicados na Tabela 01.

Os pontos foram escolhidos buscando uma representatividade sobre a qualidade da água em todo o campus e como observado, existem: 03 (três) pontos de coleta em lagoas paisagísticas, 05 (cinco) pontos em lagoas usadas para piscicultura, 01 (um) ponto de amostragem de água subterrânea e 03 (três) amostras retiradas de córregos, entre eles o córrego Horizonte, principal curso d'água desta área. A avaliação da água subterrânea se restringiu a um ponto de amostragem, pois em toda delimitação do Ifes existia apenas um poço onde foi possível coletar água para avaliação.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta de água.

Ponto	Coordenada S	Coordenada WO
1	20°45'29,0"	41°27'22,3"
2	20°45'27,2"	41°27'20,4"
3	20°45'25,7"	41°27'15,2"
4	20°45'33,6"	41°27'14,3"
5	20°45'31,1"	41°27'10,7"
6	20°45'24,6"	41°27'10,0"
7	20°45'32,0"	41°27'13,0"
8	20°45'29,7"	41°27'12,8"
9	20°45'45,9"	41°27'33,8"
10	20°45'44,2"	41°27'33,7"
11	20°46'45,9"	41°27'37,5"
12	20°46'34,3"	41°27'39,7"

Figura 5 - Pontos de amostragem de coleta de água no Ifes campus de Alegre.



Fonte: a autora.

Pontos de amostragem

A seguir estão comentários para identificação de cada área de amostragem. Alguns dos pontos estiveram próximos em função da própria distribuição das lagoas paisagísticas e de piscicultura no campus.

- Ponto 1 (P1): lagoa de piscicultura próximo à portaria principal do Ifes;
- Ponto 2 (P2): córrego Horizonte, trecho localizado próximo ao prédio de pesquisa e extensão;
- Ponto 3 (P3): lagoa paisagística localizada próximo ao prédio de pesquisa e extensão;
- Ponto 4 (P4): lagoa de piscicultura localizada próximo ao prédio de pós graduação;
- Ponto 5 (P5): lagoa de piscicultura localizada próximo ao prédio de pós graduação;
- Ponto 6 (P6): lagoa paisagística e barragem localizada próximo ao refeitório;
- Ponto 7 (P7): lagoa de piscicultura localizada próximo à portaria secundária do campus;
- Ponto 8 (P8): lagoa de piscicultura localizada próximo à portaria secundária do campus;
- Ponto 9 (P9): lagoa paisagística localizada na unidade de suinocultura;
- Ponto 10 (P10): poço subterrâneo localizado na unidade de suinocultura;
- Ponto 11 (P11): córrego Horizonte, trecho localizado próximo a uma área de fragmentos florestais;
- Ponto 12 (P12): córrego localizado próximo a uma área de pastagem.

Campanhas de coleta

Foram realizadas três campanhas de coleta no período de seca, compreendendo os meses de maio (03/05), junho (01/06) e julho (02/07) de 2018. Devido ao menor volume de água nos períodos de seca, o que interfere na diluição dos poluentes na água, os parâmetros são considerados de qualidade inferior quando comparados ao período chuvoso, principalmente em relação à oxigênio dissolvido, matéria orgânica e nutrientes. Por esse fato, as campanhas de coleta foram realizadas nesse período.

Para as três campanhas, em cada lagoa foram coletadas amostras compostas. As lagoas são ambientes lênticos devido ao menor grau de movimentação e aeração natural da água, apresentando perfis de oxigênio dissolvido e mistura de sólidos variável ao longo do dia. Visando reduzir esta oscilação, optou-se pela coleta de amostras compostas.

A amostragem composta foi realizada com a seguinte sequência de procedimentos: ao longo do dia, com intervalo entre três horas (horários estimados entre 07:00, 10:00, 13:00 e 16:00 horas), retirou-se amostras de dois litros de cada lagoa, sendo estas transferidas para recipientes maiores, totalizando quatro amostragens diárias, somando 8,0 litros. Ao final da coleta, a amostra foi homogeneizada e retirou-se uma amostra composta de três litros para realização das análises físico químicas, sendo esta armazenada em recipiente de polietileno devidamente identificado.

Nos córregos e no poço subterrâneo optou-se pela coleta de amostras simples. Esta escolha foi feita em função de dificuldades encontradas para retirar amostras de água nesses pontos: os córregos estão situados em locais de difícil acesso e o poço subterrâneo demanda bombeamento para retirada de água.

Análise físico química:

As análises físico químicas, exceto quando as medições se deram em campo, foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água do Ifes campus de Ibatiba. A metodologia esteve de acordo com os padrões e recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and wastewater* (APHA, 2005). Os parâmetros avaliados para os doze pontos de amostragem foram:

- pH: Medições em campo com pHmetro (Digimed DR20, São Paulo) previamente calibrado com soluções padrão;
- Turbidez: Medições em campo por turbidímetro (Digimed DS20, São Paulo) previamente calibrado com soluções padrão;
- Oxigênio dissolvido: Medição em campo com oxímetro (AT101C – Bioland);
- DQO: Método colorimétrico a 600 nm após refluxo fechado;
- Nitrato (N-NH₃): Método de titulometria para a quantificação de nitrogênio kjeldahl total (NKT), nitrogênio nas formas orgânica e amoniacal;
- Fósforo total: Método colorimétrico a 690 nm.

A forma de preservação das amostras, prazo para análise, volume mínimo a ser coletado e frascos a serem utilizados seguiram as recomendações da NBR 9898 (ABNT, 1987) referente à preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.

Análise de toxicidade:

Durante a primeira campanha de amostragem (maio de 2018), além da amostra composta, para oito pontos foi coletada uma amostra de dois litros de água para realização de testes de toxicidade aguda e crônica. As amostras foram identificadas, armazenadas e transportadas até o Laboratório de Controle da Qualidade da Água da Universidade Federal de Viçosa (UFV) para realização dos ensaios.

Toxicidade Aguda:

A toxicidade aguda foi avaliada em teste estático de 48 horas, com avaliação da sobrevivência do microcrustáceo *Daphnia similis*, seguindo a norma NBR 12713 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004).

Foram preparadas soluções teste nas concentrações de 6,25%, 12,5%, 25%, 50%, 75% e 100% de cada amostra e uma solução controle contendo apenas água de diluição. Em seguida foram retiradas quatro alíquotas de 30 ml de cada concentração e do controle, transferindo-se para recipientes plásticos com capacidade de 50 ml. A esse recipiente foram adicionados cinco neonatos (de 6:00 a 24:00 h de idade) de *Daphnia similis* para serem expostos, perfazendo um total de vinte organismos expostos para cada concentração. As soluções foram mantidas a 22°C, sob fotoperíodo de 12h luz/12h escuro. Ao término das 48 horas de exposição, foi feita uma contagem dos organismos imobilizados (mortos) em cada solução teste.

Após verificar a normalidade e homocedasticidade dos dados, determinou-se a CL₅₀ 48 horas e seu intervalo de confiança, com auxílio do programa computacional Probit, disponibilizado gratuitamente pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) (*United States Department of Agriculture*).

Toxicidade Crônica:

A toxicidade crônica foi avaliada através de teste com microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* de acordo com NBR 13373 (ABNT, 2006). Foram realizados testes com duração de oito dias onde avaliou-se a sobrevivência e reprodução do microcrustáceo.

Soluções teste nas concentrações de 6,25%, 12,5%, 25%, 50%, 75% e 100% do efluente e uma solução controle contendo apenas água de diluição e alimento foram preparadas. Uma fêmea de *Ceriodaphnia dubia* (6:00 a 24:00 horas de idade) foi transferida para cada uma das dez réplicas de 15 ml das soluções-teste e do controle. Após a transferência, todas as amostras foram incubadas a 22°C, sob fotoperíodo de 12h luz/12h escuro.

De três em três dias, as fêmeas originais foram transferidas para novos recipientes contendo as soluções teste e alimento. Os números de fêmeas adultas sobreviventes e de jovens (filhotes) por fêmea foram registrados. Ao final do período do teste, foi verificada a existência de diferença significativa entre os dados de sobrevivência dos organismos em cada solução teste com os do controle.

Não havendo diferença significativa em termos de sobrevivência, foi verificada a existência de diferença significativa na reprodução em relação ao controle. Os resultados foram expressos como CI_{25} , ou seja, a concentração do efluente que reduziu em 25% o crescimento do microcrustáceo em relação ao controle. O CI_{25} foi estimado com auxílio do programa ICPin (USEPA, 2018), também disponibilizado gratuitamente pelo USDA.

Observação:

Uma limitação para realização desses ensaios foi a disponibilidade de microrganismos: para um ensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* são demandados 140 organismos testes e para toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, 70 organismos. No laboratório da UFV o cultivo dos microcrustáceos ocorre em pequena escala, apenas para atender a demanda de pesquisas na Instituição. Desta maneira, foram cedidos uma quantidade de organismos testes suficientes apenas para realização de oito ensaios.

3.3 Uso e ocupação da terra

Em sua pesquisa, Ferrari (2018) gerou um mapa de uso e ocupação da terra (UOT) para o Ifes campus de Alegre, conforme indicado na Figura 06. Os resultados obtidos estão armazenados num banco de dados georreferenciados do Departamento de Desenvolvimento Educacional do Ifes e foram disponibilizados para realização dessa pesquisa.

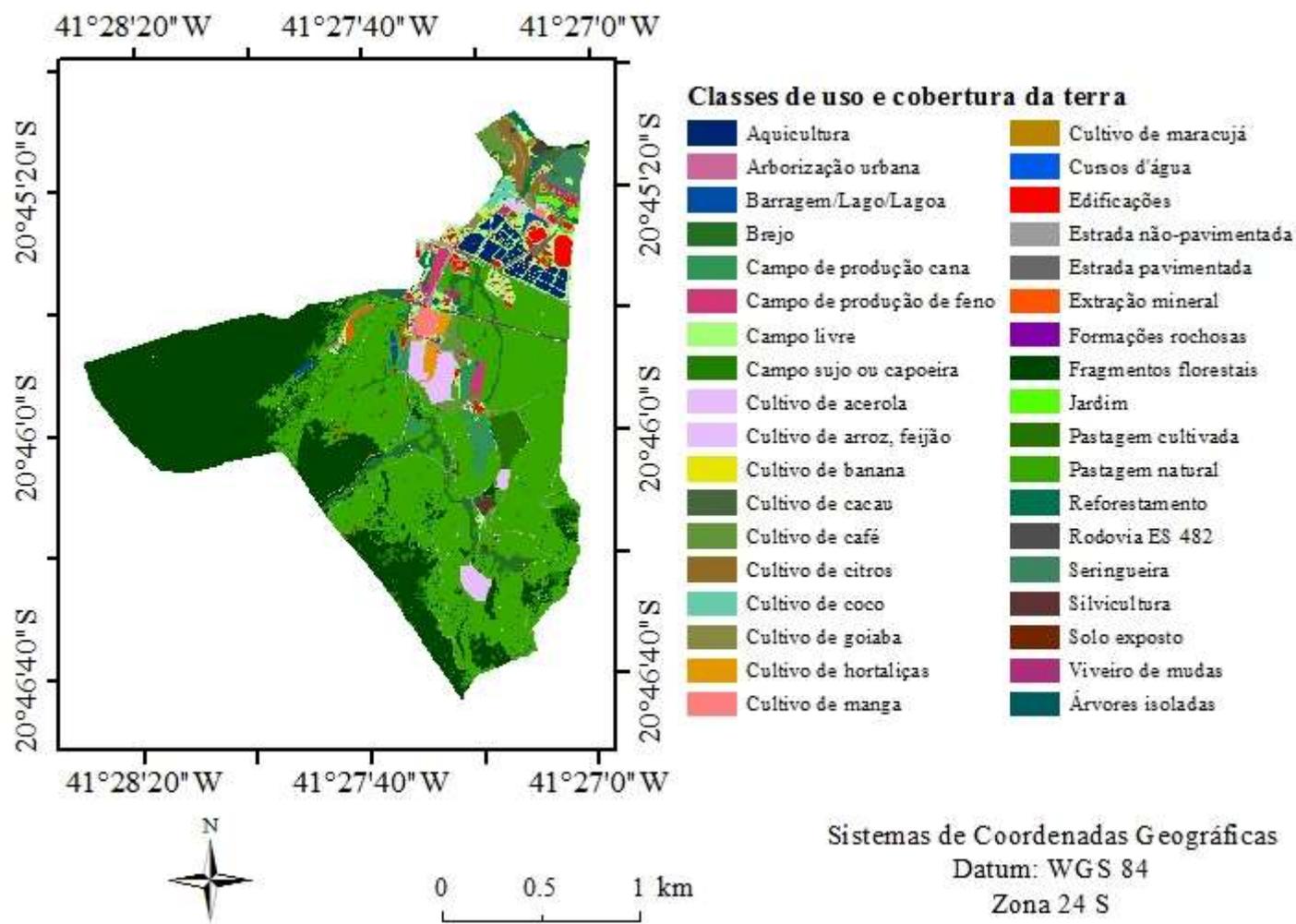
O mapeamento foi obtido por fotointerpretação em tela sobre imagem ortorretificada do satélite Geoeye – 1, referente a novembro de 2009; a escala cartográfica utilizada foi de 1:400. Segundo Geoeye (2010), o satélite Geoeye-1 apresentava resolução espacial de 50 cm, nos intervalos espectrais do visível (0,45 - 0,69 μm) e infravermelho próximo (0,78 - 0,92 μm). As projeções cartográficas e o datum original da referida base de dados foram transformadas em projeção cartográfica Universal Transversa de Mercator (UTM) e o Datum Horizontal SIRGAS 2000, para cumprir o Decreto N° 5334/2005 e Resolução N° 1/2005 do IBGE, que estabelecia o SIRGAS 2000 como o novo Sistema de Referência Geocêntrico para o Brasil.

Em seguida, de posse do memorial topográfico do Ifes campus de Alegre, contendo as coordenadas planimétricas, foi delimitado o polígono da área de estudo e então iniciada a digitalização das classes de UOT. Os princípios para a escolha, definição e padronização das classes de uso e cobertura da terra foram baseados no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2006). As dúvidas ocorridas durante a interpretação da imagem de satélite foram dirimidas por sucessivas idas a campo.

Foram identificadas trinta e seis classes, agrupadas em quatro níveis: áreas antrópicas agrícolas, áreas antrópicas não agrícolas, áreas naturais e água. A quantificação dos níveis e das classes de uso e cobertura da terra estão sintetizados na Tabela 02.

Ao analisar os resultados, constata-se a diversidade de culturas de interesse comercial trabalhadas no Ifes campus de Alegre. As áreas de agricultura I, II e III totalizam 24,41 ha, 7,33% da área total. Os campos de produção de feno e outras forrageiras bem como a pastagem natural ocupam 2,07 ha (0,89%), 5,11 ha (1,53%) e 3,42 ha (1,03%), respectivamente. Todavia, numa análise global, percebe-se que o predomínio é de pastagem (40,35%) e de formações florestais em sucessão ou regeneração (29,05%).

Figura 6 - Mapa de uso e ocupação da terra do Ifes campus de Alegre.



Fonte: Ferrari (2018).

Tabela 2 - Quantificação dos níveis e das classes de uso e cobertura da terra do Ifes Campus de Alegre.

Nível	Classe	Atributos	Área (ha)	Área (%)		
Áreas antrópicas agrícolas	Área agricultura I	Cultivo de hortaliças	1,59	0,49		
	Área agricultura II	Área agricultura II	Cultivo de arroz, feijão, milho e mandioca	7,03	2,11	
			Cultivo de acerola	0,08	0,02	
			Cultivo de banana	0,15	0,05	
			Cultivo de cacau	0,89	0,27	
			Cultivo de café	4,83	1,45	
			Cultivo de citros	2,96	0,89	
			Cultivo de coco	1,20	0,36	
			Cultivo de goiaba	0,56	0,17	
			Cultivo de manga	1,95	0,59	
			Cultivo de maracujá	2,95	0,07	
	Área agricultura III	Área agricultura III	Cultivos de seringueira e seringueira/cacau	2,07	0,89	
			Campo de produção de feno	<i>Coast cross</i>	2,07	0,62
			Campo de produção de forrageiras	<i>Cana e sorgo</i>	5,11	1,53
			Pastagem natural	Pastagem destinada à pecuária extensiva	134,37	40,35
			Pastagem cultivada	Pastagem destinada a pecuária intensiva	3,42	1,03
			Reflorestamento	Formações com espécies florestais nativas e/ou exóticas	2,70	0,81
Silvicultura			Formações arbóreas, disciplinadas e homogêneas	0,91	0,27	
Solo exposto	Exposição indesejada do subsolo	0,99	0,30			
Viveiro de mudas	Produção de mudas de frutíferas e ornamentais	0,84	0,25			
Sub total	-		174,82	52,49		

Continua.

Tabela 02 - (continuação).

Nível	Classe	Atributos	Área (ha)	Área (%)
Áreas antrópicas não agrícolas	Arborização urbana	Palmeiras, frutíferas e outras árvores e arbustos isoladas	3,16	0,95
	Edificações	Prédio principal, residências, salas de aulas	5,32	1,60
	Estradas não-pavimentadas	Vias de rodagem interna	6,46	1,94
	Estradas pavimentadas	Vias de rodagem interna	2,46	0,74
	Extração mineral	Jazida mineral de saibro	0,56	0,17
	Jardim	Áreas de embelezamento da paisagem	1,88	0,56
	Rodovia ES-482	Via de rodagem estadual	0,89	0,27
Sub total	-	-	20,72	6,22
Áreas naturais	Árvores e arbustos isolados	Angicos, pau d'alho e outras árvores individualizadas	3,14	0,94
	Brejo	Pântano alagado sem a presença de vegetação	9,49	2,85
	Campo livre	Áreas sem uso específico coberta por vegetação	11,53	3,46
	Campo sujo ou capoeira	Arbustos e subarbustos sem a presença de árvores altas	8,22	2,47
	Formações rochosas	Afloramento rochoso	0,08	0,02
	Fragmentos florestais	Formações florestais em sucessão/regeneração	0,08	29,05
Sub total	-	-	129,21	38,80
Água	Aquicultura	Viveiros destinados a cultivos de organismos aquáticos	6,28	1,89
	Barragem/Lago/Lagoa	Represamentos artificiais d'água	1,46	0,44
	Cursos d'água	<i>Córregos e canais</i>	0,54	0,16
Sub total	-	-	8,28	2,49
Total	-	-	333,04	100

Fonte: Ferrari (2018).

3.4 Mapeamento das Áreas de Preservação Permanentes

A caracterização do UOT também compreende o mapeamento das Áreas de Preservação Permanentes (APP) na área de estudo. A delimitação das APP teve como base o atual código florestal brasileiro estabelecido pela lei federal nº 2.651 de 2012 (BRASIL, 2012), considerando cinco classes:

Quadro 1 - Legislação adotada para delimitação das cinco classes de APP.

Classes de APP	Lei nº 12.651/2012
APP de cursos d'água	“I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de: a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura; b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura; c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura; d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura; e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;”
APP de nascentes	“IV - as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros;”
APP de encostas	“V - as encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% (cem por cento) na linha de maior declive;”
APP de topo de morro	“IX - no topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25°, as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água;”
APP de altitude	“X- as áreas em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação;”

Fonte: Adaptado de Brasil (2012).

Os procedimentos metodológicos estão indicados a seguir. A metodologia utilizada foi uma adaptação da metodologia proposta por Peluzio et al. (2010) realizada no aplicativo computacional ArcGIS®, versão 10.3.

Mapeamento da APP de cursos d'água:

Para obtenção da APP de cursos d'água foi necessária uma base de dados contendo os cursos hídricos e suas larguras para aplicação das normas pertinentes a cada categoria de curso d'água, sendo esses dados disponibilizados pelo Ifes campus Alegre (cursos hídricos em formato vetorial de linha).

A edição dos cursos hídricos foi realizada no Google Earth Pro®. Ao resultado deste processamento aplicou-se o comando buffer, disponível no módulo Arc-Toolbox do programa ArcGIS® 10.3, delimitando-se as zonas tampões estabelecidas com 30 m em cada margem, considerando que no período chuvoso a largura de cada curso d'água não ultrapassa 10 m.

De posse do mapeamento do UOT fornecido por Ferrari (2012), exportou-se a classe de corpos d'água de formato poligonal. Foi necessária a edição desta classe para remoção de polígonos de lagos, lagoas e represas, permitindo a seleção dos polígonos delimitadores de cursos d'água. Em seguida, os polígonos dos cursos d'água foram divididos, manualmente no editor do ArcGIS® 10.3, de acordo com a largura de seus trechos. Foram encontrados trechos de 30, 40 e 50 metros de largura de leito e com base na legislação aplicou-se o comando buffer delimitando a largura da APP (50 metros).

Mapeamento da APP de nascente:

O mapeamento da APP ao redor das nascentes foi obtido semelhante ao mapeamento das APP dos cursos d'água. Estas nascentes foram marcadas manualmente utilizando o editor do ArcGIS® 10.3 embasando-se na hidrografia gerada na etapa anterior, cada início de curso d'água foi demarcado com um ponto, gerando um vetor de pontos contendo apenas 14 nascentes. Foi executado o comando buffer, disponível no programa ArcGIS® 10.3, delimitando-se um raio de preservação de 50 metros no entorno de cada uma das nascentes, obteve-se como resultado a APP de nascente.

Mapeamento da APP de encosta:

Para delimitação de APP de encosta foi realizado o download dos dados de elevação SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) (FARR et al., 2007). O produto SRTM selecionado foi o SRTM V3 fornecido pela NASA com resolução de 30 metros.

A plataforma escolhida para download foi a plataforma de monitoramento de ambiente on-line *Google Engine* que fornece dados pré-processados, submetidos a um processo de preenchimento de lacunas. O script inserido no *Google Engine* para download do modelo digital de elevação (MDE) da área de estudo está no Quadro 02.

Quadro 2 - Script de utilizado para download do modelo digital de elevação da área de estudo.

```
var elevation = ee.Image('USGS/SRTMGL1_003');
var fc = ee.FeatureCollection('ft:1p3kzNtfigP-A_BqBCjpp_vH9x1j9soU2a_mKN_s5')
Export.image.toDrive,
image: elevation,
description: 'elevation',
folder: 'Tais',
region: fc,
scale: 30,
maxPixels: 10000000000000
Map.centerObject(fc);
Map.addLayer(elevation);
Map.addLayer(fc);
```

Fonte: Moreira (2017)

Mapeamento da APP de topo de morro:

Para delimitação da APP de topo de morro foi utilizado a extensão de delimitação automática, proposta por Oliveira e Fernandes Filho (2013), no ArcGIS® tendo como entrada o MDE e saída a APP de topo de morro.

Mapeamento da APP de altitude:

A APP de altitude foi obtida por meio da reclassificação do MDE no ArcGIS®, atribuindo *NoData* para altitudes menores que 1800 metros e valor 1 para altitudes superiores. O *raster* resultante deste processamento foi convertido em vetor, gerando a APP de altitude.

Mapeamento da APP Total:

Por meio dos dados obtidos individualmente de cada uma das cinco classes de APP geraram-se mapas que foram agrupados, gerando o mapa de APP total da área de estudo. As áreas de preservação permanentes foram confrontadas com o uso e ocupação da terra por meio de cruzamento tabular dos dois mapas, utilizando-se a técnica de sobreposição no ArcGIS®. Assim foi possível quantificar e determinar a porcentagem que cada classe de uso e ocupação da terra ocupa dentro da APP para toda a bacia.

3.5 Análise Estatística

A análise estatística dos dados é aplicada para avaliar a qualidade da água e sua conseqüente correlação com o uso e ocupação da terra. Nesta pesquisa utilizou-se a estatística multivariada pelo método de Análise de Correção Canônica (ACC). A metodologia baseou-se nas seguintes etapas:

Etapa I – Padronização dos dados

A padronização ou normalização dos dados é aplicada para tornar comparáveis descritores medidos em diferentes unidades, como no caso dos parâmetros de qualidade da água onde as variáveis apresentam unidades e escalas distintas. A matriz de dados padronizados foi construída através da Equação 20, sendo X_{sij} uma variável normalizada ou padronizada - média igual a zero ($\mu=0$) e variância igual a um ($\sigma=1$).

$$X_{sij} = \frac{X_{ij} - X_m}{S_i} \quad (19)$$

Onde:

- X_{sij} = i-ésima observação da variável j-ésima padronizada;
- X_{ij} = valor i-ésimo observado da j-ésima variável;
- X_m = média da j-ésima e i-ésima variável;
- S_i = desvio padrão da variável X_{ij} ;
- i = média da amostra X_{ij} ;
- i = número de variáveis, e;
- j = número de pontos de coleta.

Observação: A padronização dos dados já foi descrita na *Revisão de Literatura* e identificada conforme a Equação 02. Neste item esta equação foi apenas reescrita de maneira mais explicativa.

Etapa II – Construção da matriz de correlação

A matriz de correlação consiste em uma matriz [R] em (p x p) para p igual ao número de variáveis analisadas. A matriz correlaciona as diversas variáveis entre si, sendo útil para visualizar de forma imediata as potenciais correlações entre as variáveis envolvidas, já que é possível identificar as correlações significativas. Neste estudo a matriz foi construída conforme a Equação 21:

$$R = \frac{1}{p-1} (D^{-1/2} * SD^{-1/2}) \quad (20)$$

Onde:

- $D^{-1/2}$ = matriz diagonal (p x p), em que p é o número de variáveis;
- $S = X'_d X_d$;
- S = matriz de covariância dos quadrados das médias padronizados;
- X'_d = matriz transposta de X_d , e;
- X_d = matriz normalizada de dados.

A matriz de correlação foi gerada a partir dos dados originais das variáveis (parâmetros de qualidade da água por exemplo), sendo utilizada posteriormente para a análise estatística multivariada.

Etapa III – Definição dos vetores X e Y

Como descrito na revisão de literatura, a técnica de ACC busca resumir as informações dos vetores X e Y em combinações lineares. As combinações que podem ser construídas são as chamadas variáveis canônicas e a correlação entre essas variáveis é a correlação canônica.

Neste trabalho foi definida uma amostra aleatória de doze pares de vetores aleatórios X e Y. O vetor X é um vetor aleatório no qual os componentes correspondem aos parâmetros de qualidade de água e os componentes do vetor aleatório Y correspondem às classes de uso e ocupação da terra. Através da correlação entre esses vetores, será avaliada a influência do uso e ocupação da terra na qualidade da água.

Vetor X

O vetor X e suas componentes estão indicados a seguir. Para composição do vetor X, apenas o parâmetro turbidez não foi selecionado, pois houve um problema com a solução de calibração em uma das campanhas de coleta, impossibilitando a leitura em alguns pontos.

$$\tilde{X} = \begin{bmatrix} X_1 \\ X_2 \\ X_3 \\ X_4 \\ X_5 \end{bmatrix} \quad \begin{array}{l} - X_1 = \text{pH} \\ - X_2 = \text{Oxigênio dissolvido} \\ - X_3 = \text{DQO} \\ - X_4 = \text{Nitrogênio NKT} \\ - X_5 = \text{Fósforo total} \end{array}$$

Vetor Y

O vetor Y corresponde a classes de uso e ocupação da terra e tendo como base o mapa desenvolvido por Ferrari (2012) observa-se que existem trinta e seis classes na área de estudo. Para estimar as componentes do vetor Y definiu-se a área de influência de cada ponto de amostragem, obtendo “mapas de uso e ocupação da terra individualizados”. A metodologia consistiu na delimitação de um *buffer* em torno de cada ponto amostral e consequente confecção dos mapas de uso e ocupação da terra, etapas realizadas através do o aplicativo computacional ArcGis®.

Para a delimitação dos *buffers* foram usados os *shapefiles* (shp) dos pontos coletados em campo. Esta delimitação atende apenas a fatores de ordem de área, ou seja, define um raio em relação ao ponto de coleta. Neste estudo, por se tratar de uma área relativamente pequena e de pontos de amostragem próximos, adotou-se um raio de 10 (dez) metros. Com os *buffers* definidos foram gerados os mapas individuais para cada ponto.

A composição do vetor Y e suas componentes estão indicados a seguir. As componentes do vetor Y foram obtidas dividindo-se a área de cada tipo de uso de solo pela área total, gerando assim valores adimensionais.

$$\tilde{Y} = \begin{bmatrix} Y_1 \\ Y_2 \\ Y_3 \\ Y_4 \end{bmatrix} \quad \begin{array}{l} Y_1 = \% \text{ áreas naturais} \\ Y_2 = \% \text{ áreas agrícolas e pastagem} \\ Y_3 = \% \text{ arborização urbana} \\ Y_4 = \% \text{ estradas e edificações} \end{array}$$

Observação: A definição dos componentes está associada à percentagem de classes de uso do solo que possuem as maiores interferências antrópicas. O mapa de uso e ocupação com a área de influência de cada ponto, assim como as justificativas para definição das componentes, estão apresentadas junto ao item *Resultados e Discussão*.

Etapa IV – Análise exploratória dos dados

Após definidos os vetores aleatórios X e Y realizou-se uma análise exploratória dos dados. A média de cada uma das variáveis dos componentes foi comparada com o objetivo de identificar variáveis assimétricas ou valores discrepantes. Ao comparar as médias das variáveis entre si, também foi possível verificar as discrepâncias entre as escalas.

Etapa V – Definição de auto valores e auto vetores

A etapa seguinte foi a definição dos auto valores e auto vetores. Foram obtidos os auto valores e os auto vetores normalizados associados das matrizes $R_{\tilde{X}\tilde{X}}^{-1}R_{\tilde{X}\tilde{Y}}R_{\tilde{Y}\tilde{Y}}^{-1}R_{\tilde{Y}\tilde{X}}$ e $R_{\tilde{Y}\tilde{Y}}^{-1}R_{\tilde{Y}\tilde{X}}R_{\tilde{X}\tilde{X}}^{-1}R_{\tilde{X}\tilde{Y}}$. Os auto valores de $R_{\tilde{X}\tilde{X}}^{-1}R_{\tilde{X}\tilde{Y}}R_{\tilde{Y}\tilde{Y}}^{-1}R_{\tilde{Y}\tilde{X}}$ são os mesmos de $R_{\tilde{Y}\tilde{Y}}^{-1}R_{\tilde{Y}\tilde{X}}R_{\tilde{X}\tilde{X}}^{-1}R_{\tilde{X}\tilde{Y}}$, e correspondem aos quadrados da correlação entre os pares de variáveis canônicas. E os auto vetores de $R_{\tilde{X}\tilde{X}}^{-1}R_{\tilde{X}\tilde{Y}}R_{\tilde{Y}\tilde{Y}}^{-1}R_{\tilde{Y}\tilde{X}}$ e de $R_{\tilde{Y}\tilde{Y}}^{-1}R_{\tilde{Y}\tilde{X}}R_{\tilde{X}\tilde{X}}^{-1}R_{\tilde{X}\tilde{Y}}$ correspondem aos coeficientes das combinações lineares que constituem as variáveis canônicas.

Etapa VI – Correlação canônica

Com os vetores definidos, os pares das variáveis canônicas são representados da seguinte forma:

- $U_1 = a'_1 \cdot X^*$
- $V_1 = b'_1 \cdot Y^*$

Os valores a' e b' representam os vetores de coeficientes normalizados e os vetores X^* e Y^* representam, os vetores X e Y padronizados. As equações são:

$$\underline{a}_1 = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1p} \end{bmatrix}' \text{ e } \underline{b}_1 = \begin{bmatrix} b_{11} & b_{12} & \dots & b_{1q} \end{bmatrix}'$$

- \underline{a}_1 é o primeiro auto vetor normalizado de $R_{\tilde{X}\tilde{X}}^{-1}R_{\tilde{X}\tilde{Y}}R_{\tilde{Y}\tilde{Y}}^{-1}R_{\tilde{Y}\tilde{X}}$
- \underline{b}_1 é o primeiro autovetor normalizado de $R_{\tilde{Y}\tilde{Y}}^{-1}R_{\tilde{Y}\tilde{X}}R_{\tilde{X}\tilde{X}}^{-1}R_{\tilde{X}\tilde{Y}}$.

$$\tilde{\mathbf{X}}^* = \begin{bmatrix} \mathbf{X}_1^* \\ \mathbf{X}_2^* \\ \vdots \\ \mathbf{X}_5^* \end{bmatrix} = \mathbf{D}_{\tilde{\mathbf{X}}} (\tilde{\mathbf{X}} - \bar{\tilde{\mathbf{X}}}) \quad \mathbf{D}_{\tilde{\mathbf{X}}} = \text{diag} \left(\mathbf{S}_{ii}^{(X)-1/2} \right) \quad i = 1, 2, \dots, 5.$$

$$\tilde{\mathbf{Y}}^* = \begin{bmatrix} \mathbf{Y}_1^* \\ \mathbf{Y}_2^* \\ \vdots \\ \mathbf{Y}_4^* \end{bmatrix} = \mathbf{D}_{\tilde{\mathbf{Y}}} (\tilde{\mathbf{Y}} - \bar{\tilde{\mathbf{Y}}}) \quad \mathbf{D}_{\tilde{\mathbf{Y}}} = \text{diag} \left(\mathbf{S}_{jj}^{(Y)-1/2} \right) \quad j = 1, 2, \dots, 4.$$

Para este estudo de caso temos $p=5$ e $q=4$. Com esses valores, o primeiro par de variáveis canônicas pode ser escrito:

$$\begin{cases} \mathbf{U}_1 = \tilde{a}_1 \tilde{\mathbf{X}}^* = a_{11} \mathbf{X}_1^* + a_{12} \mathbf{X}_2^* + \dots + a_{15} \mathbf{X}_5^* \\ \mathbf{V}_1 = \tilde{b}_1 \tilde{\mathbf{Y}}^* = b_{11} \mathbf{Y}_1^* + b_{12} \mathbf{Y}_2^* + \dots + b_{14} \mathbf{Y}_4^* \end{cases}$$

Logo a correlação (U,V) é dada por:

$$\text{Corr}(U,V) = \frac{a' \sum 14b}{\sqrt{a' \sum 14a} \cdot \sqrt{b' \sum 15b}} \quad (21)$$

Os pares de variáveis canônicas apresentam variância igual a 1 (um) e a correlação entre as variáveis U e V é máxima dentro as possíveis combinações lineares de X^* com as combinações de Y^* .

3.6 Estimativa do potencial de lixiviação de agrotóxicos

Ao analisar o mapa de UOT do Ifes campus Alegre observa-se que as áreas agricultáveis totalizam 24,41 ha, 7,33% da área total, sendo a cultura do café a maior área agrícola: 4,83 ha. Uma das etapas da pesquisa foi a estimativa do potencial de lixiviação dos agrotóxicos aplicados no cultivo deste grão.

As informações sobre o plantio de café na área de estudo, assim como os princípios ativos mais frequentemente aplicados, foram obtidas através de um levantamento junto aos gestores do Ifes campus Alegre, que repassaram informações sobre as espécies cultivadas e os produtos químicos aplicados. Foram cedidas anotações técnicas, notas fiscais indicando a compra dos produtos químicos e planilhas

eletrônicas com informações sobre a produção. Verificou-se que a maior parte da produção é destinada ao cultivo de café conilon e arábica e o levantamento também permitiu selecionar seis princípios ativos para investigação: 2,4-D, Diuron, Glifosato, Pendimetalina, Sulfentrazone, Tiametoxam. Estes compostos químicos estão sendo aplicados ao longo de vários anos e por isso foram escolhidos para avaliação do potencial de lixiviação.

Os agrotóxicos estudados foram aqueles que estão na lista de ingredientes ativos autorizados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2018), fiscalizados pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) e pelo Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do estado do Espírito Santo (IDAF). Os produtos selecionados também foram indicados nos trabalhos de Santos (2017) e Tebaldi et al. (2018) que realizaram estudo similar no Espírito Santo.

A estimativa do potencial de lixiviação foi calculada empregando os métodos GUS, LIX, RF/AF e TLPI, conforme metodologia indicada a seguir:

3.6.1 Índice GUS

Em 1989 Gustafson Glueir propôs o Índice de Vulnerabilidade de Águas Subterrâneas (GUS) (*Groundwater Ubiquity Score*). O GUS indica o risco de um composto orgânico atingir o lençol freático utilizando apenas o coeficiente de partição carbono-água e a meia vida do produto no solo (GUSTAFSON, 1989).

$$GUS = (\log t_{1/2}) \cdot (4 - \log K_{oc}) \quad (22)$$

Onde:

- GUS = índice de lixiviação (adimensional);
- $t_{1/2}$ = meia vida do produto no solo (dias⁻¹);
- K_{oc} = coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (mLg⁻¹).

Posteriormente, o valor de GUS obtido para cada princípio ativo foi classificado em uma das categorias definidas por faixas pré-estabelecidas:

- o GUS < 1,8 são não-lixiviadores;
- o GUS > 2,8 são lixiviadores; e
- o 1,8 < GUS < 2,8 são intermediários.

3.6.2 Índice LIX

O Índice LIX foi desenvolvido por Spadotto (2002) e avalia o potencial de lixiviação dos agrotóxicos para águas subterrâneas segundo a expressão matemática da Equação 24.

$$LIX = \exp(.k_x \cdot K_{oc}) \quad (23)$$

$$K_x = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} \quad (24)$$

Onde:

- K_x : constante de degradação de primeira ordem do pesticida (dias^{-1});
- K_{oc} - coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (mLg^{-1}).
- $t_{1/2}$ = meia vida do produto no solo (dia).

Após obtenção do índice, o potencial de lixiviação é classificado em função dos valores obtidos.

- o Potencial de lixiviação nulo - $LIX=0$
- o Potencial de lixiviação na zona de transição - $0 < LIX < 0,1$
- o Potencial de lixiviação alto - $LIX \geq 0,1$

3.6.3 Método RF/AF

O fator de atenuação (AF) (*Attenuation Factor*) representa uma fração da massa que permanece no solo após um determinado tempo. O método foi proposto por Rao et al. (1985) e aplicado para estimar o retardo da lixiviação do composto orgânico relativo à percolação da água (RF) e a atenuação estimada por meio do aporte relativo de massa de um composto orgânico na água subterrânea (AF) (SANTOS, 2017). As Equações para estimativa são:

$$AF = \exp\left(\frac{-0,693 \cdot L \cdot RF \cdot FC}{q_l \cdot t_{1/2}}\right) \quad (25)$$

$$RF = 1 + \frac{\rho_b \cdot OC \cdot K_{oc}}{FC} + \frac{\delta \cdot K_h}{FC} \quad (26)$$

Onde:

- L = profundidade da água subterrânea a partir da superfície do solo (m);
- RF = fator de retardo (adimensional);
- FC = capacidade de campo do solo (v^{-1});
- q = recarga líquida da água subterrânea (mdia^{-1});
- $t_{1/2}$ = meia vida do produto no solo (dia).
- ρ_b = densidade específica do solo (gcm^{-3});
- OC = teor de carbono orgânico (gg^{-1});
- K_{oc} = coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo ($\text{cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$);
- δ = porosidade do solo na capacidade de campo (v^{-1});
- K_h = coeficiente de partição ar-água do agrotóxico ($\text{cm}^3\cdot\text{g}^{-1}$).

Os métodos RF/AF foram associados ao Sistema de Informação Geográfica (SIG) por meio do aplicativo computacional ArcGIS® versão 10.3, sendo os resultados expressos em forma de mapas temáticos. As informações sobre o risco de contaminação da água foram espacializadas para as áreas de produção de café na forma de classes de potencial de lixiviação de acordo com a Tabela 03.

Tabela 3 - Classes de potencial de lixiviação para o método RF/AF.

Fator de Atenuação	Potencial de Lixiviação	Fator de Retardamento	Potencial de Adsorção
0,0	Nulo	1,0	Muito baixo
0,0 a 0,0001	Muito baixo	1,0 a 2,0	Baixo
0,0001 a 0,01	Baixo	2,0 a 3,0	Médio
0,01 a 0,1	Médio	3,0 a 10,0	Alto
0,1 a 0,25	Alto	> 10,0	Muito alto
0,25 a 1,0	Muito alto	-	-

Fonte: Adaptado de Rao et al. (1985).

3.6.4 Método TLPI

O método do Índice Potencial de Lixiviação por Temperatura (*Temperature Leaching Potential Index*) (TLPI) foi proposto por Paraíba; Spadotto (2002) e está apresentado pela Equação 28.

$$TLPI = \frac{1000.Jw}{K(l,t).L.RF(l,h).FC} \quad (27)$$

$$K(L,t) = \left(\frac{\ln(2)}{t_{1/2}} \right) \cdot \exp \left(\frac{Ea}{R} \left(\frac{1}{Tr + 273} - \frac{1}{T(L,t)} \right) \right) \quad (28)$$

$$T(L,t) = T_a + A_0 \cdot \exp \left(-\frac{L}{d} \right) \cdot \text{sen} \left(\varpi \cdot t - \frac{L}{d} - \varphi_0 \right) + 273 \quad (29)$$

$$T_a = \frac{T_{\max} + T_{\min}}{2} \quad (30)$$

$$A_0 = T_{\max} - T_{\min} \quad (31)$$

$$d = \sqrt{\frac{2\pi}{C_h \cdot \varpi}} \quad (32)$$

$$\varpi = \frac{2\pi}{365} \quad (33)$$

$$\varphi_0 = \frac{\pi}{2} + \varpi \cdot t_0 \quad (34)$$

$$R_f(l,t) = 1 + \frac{\rho \cdot K_d \cdot (L,t)}{\theta_{fc}} + \frac{\delta \cdot H(l,t)}{\theta_{fc}} \quad (35)$$

$$K_D(L,t) = (f_{oc} \cdot K_{oc}) \cdot \exp \left(\frac{\Delta Ha}{R} \left(\frac{1}{Tr + 273} - \frac{1}{T(L,t)} \right) \right) \quad (36)$$

$$\Delta Ha = -4,17 \cdot \ln \left(\frac{foc \cdot Koc}{1.1000 \cdot SSA} \right) - 88,1 \quad (37)$$

$$SSA = 100 - (100 \cdot f_{oc} + 2f_{cl} + 0,4f_{st} + 0,005 \cdot f_{sd}) \quad (38)$$

Onde:

- Jw: recarga líquida da água subterrânea (mm dia⁻¹);
- k(L,t): constante de degradação de primeira ordem do agrotóxico no solo, considerando a profundidade e o tempo (dias⁻¹);
- t_{1/2}: tempo de meia vida do agrotóxico (dias⁻¹);
- Ea: energia de ativação da degradação do agrotóxico (kJ mol⁻¹);
- R: constante dos gases (kJ mol⁻¹ k⁻¹);
- Tr: temperatura de referência (°C);
- T(L,t): temperatura do solo, considerando a profundidade e o tempo (°C);

- T_a : temperatura média anual da superfície do solo ($^{\circ}\text{C}$);
- T_{max} : temperatura máxima da superfície do solo ($^{\circ}\text{C}$);
- T_{min} : temperatura mínima da superfície do solo ($^{\circ}\text{C}$);
- A_0 : amplitude anual entre a temperatura máxima e a temperatura mínima anual da superfície do solo ($^{\circ}\text{C}$);
- L : profundidade da água subterrânea a partir da superfície do solo (m);
- t : tempo (dias^{-1});
- φ_0 : constante de fase (adimensional);
- τ : condutividade térmica do solo ($\text{wm}^{-1} \text{k}^{-1}$);
- C_h : capacidade volumétrica de calor do solo (v v^{-1});
- t_0 : período anual da aplicação de herbicida (dias^{-1}).
- $R_f(L,t)$: fator de retardação considerando a profundidade e o tempo (adimensional);
- ρ : densidade do solo (g cm^{-3});
- $K_D(L,t)$: coeficiente de sorção do agrotóxico (mL g^{-1});
- θ_{fc} : teor volumétrico de água do solo na capacidade de campo (%);
- δ : porosidade do solo na capacidade de campo (%);
- $H(L,t)$: coeficiente de partição do agrotóxico ar-água ($\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$);
- f_{oc} : carbono orgânico do solo (g g^{-1});
- K_{oc} : coeficiente de sorção normalizado ao teor de carbono orgânico do solo (mL g^{-1});
- ΔH_a : entalpia de sorção (kJ mol^{-1});
- SSA : área de superfície específica do solo ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$);
- f_{cl} : fração argila do solo (%);
- f_{st} : fração silte do solo (%); e,
- f_{sd} : fração areia do solo (%).

O TLPI é aplicado para estimar o potencial de lixiviação dos princípios ativos dos agrotóxicos, baseando-se nas características físico-químicas do agrotóxico estudado, características do solo e condições geoclimáticas da área de estudo. De forma análoga ao método RF/AF, os resultados foram espacializados e expressos em potenciais de lixiviação, como mostra a Tabela 04.

Tabela 4 - Classes de potencial de lixiviação para o método TLPI.

TLPI	Potencial de Lixiviação
0 a 24	Muito baixo
24 a 49	Baixo
49 a 74	Moderado
74 a 89	Alto
89 a $+\infty$	Muito alto

Fonte: Adaptado de Spadotto (2002).

Para aplicação dos métodos RF/AF e TLPI foram utilizados dados referentes ao clima, solos e princípios ativos dos agrotóxicos. As variáveis estão indicadas nas Tabelas 05 e 06.

Tabela 5 - Variáveis utilizadas para estimar a lixiviação dos princípios ativos de agrotóxicos.

Agrotóxico	$t_{1/2}$ (dias ⁻¹)	K_{oc} (mLg ⁻¹)	K (dias ⁻¹)	K_H (m ³ mol ⁻¹)
2,4-D	4,4	39,3	0,157533	$4,0 \times 10^{-6}$
Diuron	75,5	813,0	0,009181	$2,00 \times 10^{-6}$
Glifosato	15,0	1.424,0	0,046210	$2,10 \times 10^{-7}$
Pendimetalina	182,3	7.491,0	0,003802	$2,73 \times 10^{-3}$
Sulfentrazone	541,0	43,0	0,001281	$1,878 \times 10^{-4}$
Tiametoxam	50,0	56,2	0,013863	$4,70 \times 10^{-10}$

Fonte: IUPAC (2018). Variáveis: $t_{1/2}$: tempo de meia-vida do agrotóxico no solo; K_{oc} : coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo; k: constante de velocidade de reação de primeira ordem do agrotóxico ($k = \ln 2 / t_{1/2}$); K_H : constante de Henry.

Tabela 6 - Propriedades físico-químicas dos tipos de solos.

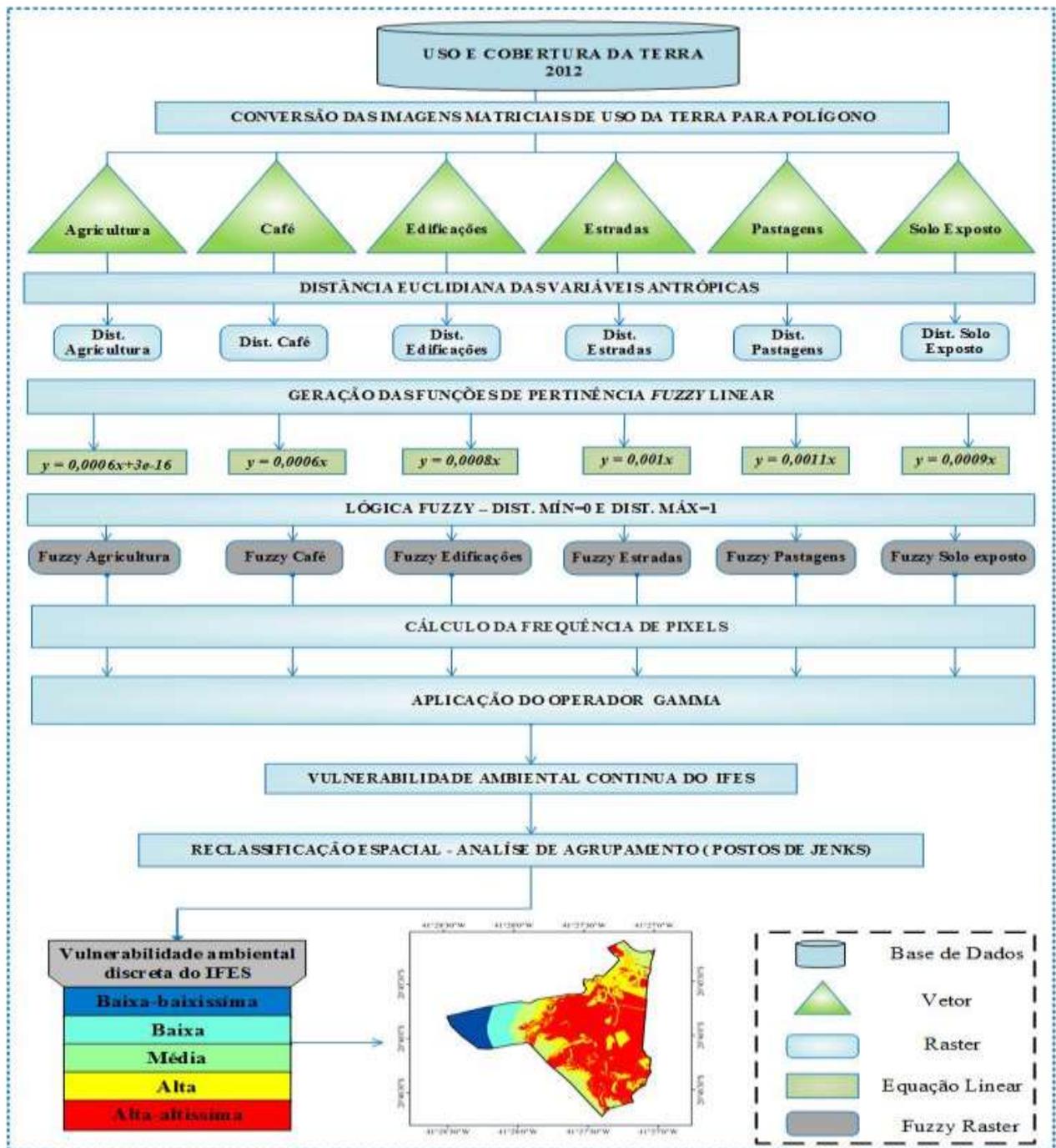
Solo	F_c (v.v ⁻¹)	ρ (g cm ⁻³)	OC (g g ⁻¹)	δ (v.v ⁻¹)
Latossolo Vermelho Amarelo ^{1,2}	0,2625	1,2625	0,0194	0,5875
Latossolo Una Álico ^{1,2}	0,2620	1,2620	0,0180	0,5875
Cambissolo Álico ¹	0,4680	1,4200	0,0296	0,4763

Fonte: ¹Gomes et al. (2001); ²Portugal et al. (2008). Variáveis: F_c : capacidade de campo do solo; ρ : densidade do solo; OC: teor de carbono orgânico do solo; porosidade do solo na capacidade de campo.

3.7 Análise da vulnerabilidade ambiental antrópica

A análise de vulnerabilidade ambiental antrópica foi realizada pelo desenvolvimento de um mapeamento que classificou a área de estudo conforme classes de vulnerabilidade. As etapas metodológicas estão representadas no fluxograma da Figura 07.

Figura 7 - Etapas metodológicas para análise da vulnerabilidade ambiental.



Fonte: a autora.

A descrição de cada etapa está indicada a seguir. Todas os procedimentos metodológicos foram realizados utilizando o aplicativo computacional ArcGIS® versão 10.3.

Etapa 1 - Edição e seleção das classes de uso e ocupação antropogênicas para o meio ambiente

De posse dos dados vetoriais poligonais em formato *shapefile* (shp) representativos da área de estudo com seu respectivo UOT, iniciou-se o processo de formatação da base de dados com o propósito de edição, seleção e exportação das classes de UOT consideradas antropogênicas ao meio ambiente.

Com base no mapa de classificação desenvolvido por Ferrari (2012) foram selecionadas seis classes antropogênicas: (1) cultivo de café; (2) agricultura; (3) edificações; (4) pastagem; (5) solo exposto, e; (6) estradas pavimentadas e não pavimentadas. A cultura de café foi segregada das demais classes de cultivo agrícola pelo fato de possuir uma área mais extensa e receber adubação diferenciada, tanto em termos dos produtos químicos utilizados quanto em relação a forma e período de aplicação. Cada polígono foi editado (na forma de vetor) e exportado para prosseguimento da metodologia.

Etapa 2 – Aplicação da distância euclidiana para as variáveis

A distância euclidiana é calculada através de uma linha reta entre os pontos, representando a distância mais próxima do centro da célula de origem (da imagem da matriz) ao centro da célula vizinha (SANTOS, et al. 2017). Este tema foi abordado na *Revisão de Literatura* e a metodologia de cálculo foi indicada por meio da Equação 03. Nesta etapa a distância euclidiana foi aplicada às seis classes antropogênicas selecionadas.

Etapa 3 - Aplicação da lógica Fuzzy à distância euclidiana de variáveis matriciais

O grau de pertinência do conjunto *Fuzzy* é expresso em termos de escala que varia continuamente entre 0 e 1. Indivíduos próximos ao conceito central tem valores da função de pertinência próximos de 1, os que estão distantes recebem valores menores, próximos de 0 (dos SANTOS et al., 2016b). Os modelos baseados em lógica *Fuzzy*, permitem uma maior flexibilidade nas combinações de mapas com pesos e podem ser implementados nos SIG.

Uma função de associação foi definida para cada variável matricial representada pela respectiva distância euclidiana. As áreas consideradas mais vulneráveis, ou seja, mais susceptíveis aos impactos das atividades antropogênicas, foram indicadas quando o valor real da variável era próximo de 0 e as áreas menos vulneráveis quando o valor real da variável era próximo de 1. Em seguida, as variáveis foram modeladas pela função de filiação linear *fuzzy* em que a menor distância euclidiana foi considerada o valor mínimo e a maior distância o valor máximo, gerando uma função linear.

Etapa 4 – Aplicação de uma frequência de pixel para as faixas do conjunto fuzzy

Nesta etapa, as imagens matriciais representativas da função de pertinência *fuzzy* foram reclassificadas em quatro classes de frequência de pixels (classe 01 de 0 a 0,25, classe 02 de 0,26 a 0,5, classe 03 de 0,51 a 0,75 e classe 04 de 0,76 a 1,0) por meio da função de reclassificação. Posteriormente, essas classes e suas frequências de ocorrência percentual foram plotadas em gráfico estatístico.

Etapa 5 – Aplicação do operador Gamma

Para obter um mapa resultante da sobreposição dos planos de informação *Fuzzy* foi utilizado o operador *Gamma*, determinado pelo produto entre a soma algébrica *Fuzzy* e produto *Fuzzy* (Equação 40).

$$U_i = \left(1 - \prod_{i=1}^n w_i (1 - w_i) \right)^{\gamma} * \left(\prod_{i=1}^n w_i \right)^{1-\gamma} \quad (39)$$

Onde:

- n = número de classes;
- γ = valor *Gamma* que varia de 0 a 1;
- w_i = valor de pertinência *fuzzy* para cada mapa a ser combinado.

Através do operador *Gamma* pode-se variar a importância de cada termo (soma algébrica e produto algébrico *Fuzzy*), sendo essa importância definida pela atribuição de valores entre (0,1) para o expoente γ . Os valores dos intervalos foram reclassificados para escala de 0 a 1 de forma a realizar a divisão das grades obtidas com o operador *Gamma* de acordo com o grau de vulnerabilidade ambiental. Desta maneira, foram geradas cinco classes de vulnerabilidade, variando de altíssima a baixíssima.

Etapa 6 - Análise descritiva dos resultados

Por fim, a etapa metodológica consistiu na análise descritiva visando o conhecimento dos resultados para a área de estudo, possibilitando a análise de acurácia desta prospecção em comparação com a situação real.

3.8 Análise social

O termo avaliação social nesta pesquisa refere-se a um levantamento de informações sobre a importância econômica e social da atividade aquícola para a região sul do estado do Espírito Santo. Ao avaliar dados econômicos e sociais oficiais sobre a atividade de aquicultura nesta região, observa-se que esses são insuficientes para composição de uma análise bem estruturada. As informações estão restritas a alguns dados fornecidos pelo Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (Incaper), sendo o último levantamento realizado em 2014.

Como forma de obter informações para realizar uma avaliação social desta atividade, foi realizado um levantamento de informações em três Cooperativas que estão no território de domínio da bacia hidrográfica do rio Itapemirim. Este trabalho foi realizado em parceria com o Ifes campus de Ibatiba com a participação de três docentes e cinco discentes que foram contemplados com bolsas de iniciação científica financiadas por instituições de fomento à pesquisa.

As Cooperativas envolvidas na pesquisa são as únicas atividades de venda e comercialização aquícolas licenciadas pelo órgão ambiental estadual – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA). De acordo com os critérios de classificação do IEMA, as Cooperativas em questão são consideradas atividades de médio porte e médio potencial poluidor, com enquadramento na Classe III. Os três empreendimentos não possuem áreas de criação animal, apenas trabalham com a recepção de produtos (matéria prima), processamento e comercialização.

Para traçar uma avaliação econômica e social em cada Cooperativa foi realizado um levantamento de dados sobre os seguintes itens: (i) capacidade de processamento; (ii) quantidade processada; (iii) número de funcionários (iv) principais produtos processados; (v) principais fornecedores de matéria prima, e; (vi) mercado alvo para comercialização dos produtos alimentícios. Os resultados estão compilados na forma de um Quadro informativo indicado no tópico *Resultados e Discussão*, possibilitando uma análise descritiva sobre esse tema.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Avaliação da qualidade da água

Na Tabela 07 estão apresentadas as variáveis de qualidade da água analisadas para os pontos selecionados. Os resultados representam a média aritmética entre as campanhas de amostragem realizadas: maio, junho e julho de 2018. A avaliação contendo todos os resultados está apresentada no Anexo B.

Mesmo sabendo-se que a água dos pontos de amostragem não é destinada ao consumo humano e nem representa o resultado do tratamento de efluentes, para efeito de comparação e discussão, a Tabela 07 também apresenta os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011, Resolução CONAMA nº 396/2008 e Portaria nº 2914 de 2011 do Ministério da Saúde.

Tabela 7 - Resultado da avaliação físico química da água.

Pontos	pH	OD (mgL ⁻¹)	DQO (mgL ⁻¹)	N-NH ₃ (mgL ⁻¹)	F _{total} (mgL ⁻¹)
1 - Lagoa de piscicultura	7,26	5,43	22,04	0,166	0,178
2 – Córrego - Prédio extensão	6,27	5,31	28,43	0,170	0,171
3 - Lagoa paisagística – Prédio extensão	6,75	4,95	29,37	0,240	0,291
4 - Lagoa de piscicultura	6,10	4,00	34,43	0,300	0,229
5 - Lagoa de piscicultura	5,81	4,32	32,53	0,298	0,237
6 – Barragem/lagoa	7,22	5,15	23,17	0,123	0,191
7 - Lagoa de piscicultura	5,85	4,53	32,77	0,243	0,266
8 - Lagoa de piscicultura	6,07	4,72	32,43	0,257	0,267
9 - Lagoa paisagística - Suinocultura	4,13	2,56	79,10	0,708	0,342
10 - Poço subterrâneo - Suinocultura	6,49	5,29	30,76	0,166	0,021
11 - Córrego – Pastagem	7,13	3,20	34,76	0,569	0,161
12 - Córrego - Floresta	6,83	4,68	24,03	0,025	0,075
Comparativos					
Resolução CONAMA nº430/2011	6,0 – 9,0	> 3,0	-	10,0	1,0
Resolução CONAMA nº396/2008	6,0 – 9,0	> 3,0	-	4,0	1,0
Portaria Ministério Saúde nº2914/2011	6,0 – 8,0	> 3,0	-	2,0	0,050

OBS.: Para melhor visualização, os pontos que representam as lagoas de piscicultura estão grifados

Para fundamentar a discussão e permitir uma melhor interpretação dos dados, a Tabela 08 apresenta o resultado da matriz de correlação do vetor X, correspondente aos parâmetros de qualidade da água. Nesta matriz está indicado o coeficiente de correlação onde a importância linear das variáveis na correlação é determinada pelo intervalo de -1 a 1. O coeficiente positivo sugere que as variáveis variam juntas e no mesmo sentido, enquanto o coeficiente negativo indica que elas variam em sentido contrário.

Tabela 8 - Matriz de correlação do vetor X correspondente aos parâmetros de qualidade da água.

Parâmetros	pH	OD	DQO	N-NH₃	F_{total}
pH	1	-	-	-	-
OD	0,12	1	-	-	-
DQO	0,23	-0,67*	1	-	-
N-NH₃	0,74*	-0,62*	0,53*	1	-
F_{total}	-0,28	-0,45*	0,51*	0,73*	1

* Correlação de Pearson significativa, $p < 0,05$.

Em análise dos dados observa-se que a amostra da lagoa paisagística da suinocultura (Ponto 9) apresentou os piores resultados entre os pontos avaliados: a concentração de oxigênio dissolvido esteve abaixo dos limites estabelecidos pelas normas legais citadas e a concentração de DQO e nutrientes foi elevada. Uma possível causa para essa poluição é o efluente da suinocultura, atividade desenvolvida próxima à esta lagoa. Em 2018 o Ifes campus Alegre instalou um biodigestor para tratamento do efluente dessa unidade, porém as análises apontaram que ainda ocorre contaminação da água.

A suinocultura é uma atividade poluidora do meio ambiente devido à elevada concentração de matéria orgânica e nutrientes em seu efluente. Na China, Lou et al., (2018) estudaram o transporte de tetraciclinas em efluentes de suinocultura, relatando que mesmo em áreas onde ocorre o tratamento do efluente existem fortes indicativos da dispersão dos poluentes. Gardiman Junior (2012) analisou a qualidade da água em microbacias sob atividades silviculturais no município de Aracruz, ES, onde foram coletadas mais de cinquenta amostras de água. A concentração mais alta de DQO foi encontrada em uma microbacia que estava sujeita à contaminação por rejeitos de suinocultura (concentração de 75,38 ml.l⁻¹ neste local).

Outro indicativo da poluição causada pelos rejeitos da suinocultura foi a elevada concentração de DQO na água subterrânea (Ponto 10), cujo poço encontra-se próximo ao biodigestor. Embora não existam limites de DQO para água subterrânea, muitos trabalhos definem que a concentração não deve estar acima de 5,0 mgL⁻¹ (AMEUR et al., 2017; BANO et al., 2017; BURGESS et al., 2017; LE; STUCKEY, 2017).

Ao analisar a matriz de correlação fica evidente a correlação negativa entre os parâmetros OD-DQO; OD-NH₃ e OD-F_{total}, indicando que a variável OD e as demais variam em direções opostas, ou seja, um aumento do parâmetro DQO (por exemplo) acarreta em um decréscimo do parâmetro OD.

Ao comparar as amostras das lagoas paisagísticas (exceto a lagoa da suinocultura), córregos e lagoas de piscicultura não há discrepância entre os valores dos parâmetros, sugerindo que a atividade de piscicultura não é um agente poluidor dos recursos hídricos na área de estudo. No Ifes campus Alegre a piscicultura é desenvolvida com acompanhamento técnico, fato que torna a atividade mais segura e sustentável do ponto de vista ambiental. Associado a esta vantagem existe o fato da produção ser em pequena escala, pois não visa comercialização e sim a didática e a pesquisa, reduzindo a concentração de fontes de poluição como a matéria orgânica.

Algumas correlações entre as variáveis são importantes para piscicultura, como a correlação positiva e significativa entre os parâmetros pH e N-NH₃ (0,74), indicando que a elevação do pH acarreta, em média, em um aumento no parâmetro nitrato. Como já citato, a amônia livre (NH₃) é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada (NH₄⁺) não. Para a piscicultura essa relação é de grande importância, pois a amônia livre é tóxica aos peixes e este composto tende a aumentar com a elevação do pH. Para evitar problemas ao metabolismo dos peixes o pH deve ser mantido abaixo de 9,0 nos tanques de piscicultura.

Observa-se ainda uma correlação positiva entre as variáveis N-NH₃ e F_{total} (0,73), indicando que os parâmetros variam juntos e no mesmo sentido, ou seja, um incremento do parâmetro N-NH₃ acarreta, em média, um aumento no parâmetro fósforo. Segundo Gonzaga (2015) esta relação indica um equilíbrio em termos nutricionais da ração utilizada.

4.1.1 Avaliação da toxicidade

Os testes de toxicidade auxiliam na avaliação da qualidade da água, pois um composto recalcitrante tende a causar algum efeito tóxico aos organismos aquáticos (COORS et al., 2018). Foram realizados ensaios de toxicidade aguda e crônica em oito pontos: P1 - Lagoa de piscicultura, P2 - Córrego - Prédio extensão, P4 - Lagoa de piscicultura, P7 - Lagoa de piscicultura, P9 - Lagoa paisagística – Suinocultura, P10 - Poço subterrâneo – Suinocultura, P11 – Córrego – Floresta e P12 - Córrego – Cafeicultura e. Os dados experimentais estão apresentados em Anexo.

Toxicidade Aguda

Os dados experimentais dos ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis* estão apresentados na Tabela A.23 (Anexo), indicando o número de organismos mortos correspondente a cada concentração. Em nenhum dos testes houve uma mortalidade significativa dos microcrustáceos, indicando que não houve toxicidade aguda por essa metodologia.

Para uma avaliação mais conclusiva sobre a toxicidade aguda das amostras de água seriam necessários ensaios toxicológicos em várias épocas do ano, mas como mencionado, houve uma limitação quanto a disponibilidade dos organismos testes. Apesar deste ponto negativo, a avaliação toxicológica ainda não havia sido realizada na área de estudo, sendo uma importante ferramenta para caracterizar a qualidade da água. Nem mesmo na bacia do rio Itapemirim, região alvo de muitos trabalhos científicos, constatou-se a realização de ensaios ecotoxicológicos, o que reforça a importância desta avaliação.

Toxicidade Crônica

Os dados experimentais dos ensaios de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* estão apresentados em Anexo, onde estão indicados o número de organismos neonatos e a quantificação das fêmeas sobreviventes. Na Tabela 09 estão os resultados expressos na forma da concentração Cl_{25} , que representa a concentração da amostra que reduz em 25% o crescimento do organismo teste. Por esse ensaio, quanto menor a Cl_{25} , maior a toxicidade crônica da amostra.

Tabela 9 - Resultado do teste de toxicidade crônica expresso como Cl₂₅.

Amostras	Pontos	Cl ₂₅ (%)
1	P1 - Lagoa de piscicultura	26,8
2	P2 – Córrego - Prédio extensão	64,2
3	P4 - Lagoa de piscicultura	31,5
4	P7 - Lagoa de piscicultura	32,1
5	P9 - Lagoa paisagística - Suinocultura	14,9
6	P10 - Poço subterrâneo - Suinocultura	58,7
7	P11 - Córrego – Pastagem	40,2
8	P12 - Córrego - Floresta	73,5

A lagoa da suinocultura apresentou a menor Cl₂₅, ou seja, entre as amostras foi a que apresentou a maior toxicidade crônica. Ao se comparar as outras amostras notam-se que as lagoas de piscicultura apresentaram maior toxicidade que as lagoas paisagísticas, córregos e poço subterrâneo.

Bila (2018) realizou ensaios de toxicidade com *Ceriodaphnia dubia* em amostras de efluentes sanitários de 10 estações de tratamento do Rio de Janeiro e cidades do entorno. O valor de Cl₂₅ obtido pelos ensaios oscilou entre 8,0 a 28,5. A autora associou a toxicidade a compostos recalcitrantes no efluente, principalmente fármacos.

Em seu trabalho, Chun et al. (2018) mencionou a realização de ensaios com *Ceriodaphnia dubia* em sistemas de aquicultura na Coréia do Norte, relatando concentrações Cl₂₅ abaixo de 11,5% para efluentes de carcinicultura. Analisando a toxicidade crônica de efluentes de indústria de celulose com processo de polpa Kraft branqueada Raptis; Juraske; Hellweg (2014) encontram valores de Cl₂₅ abaixo de 20% para maior parte das amostras analisadas. Os autores creditaram a toxicidade aos produtos químicos usados no processo de branqueamento da polpa e à lignina.

Utilizando um ensaio de toxicidade similar com o microcrustáceo *Daphnia magna*, Coors et al. (2018) avaliaram a toxicidade de efluentes domésticos contendo fármacos e agrotóxicos. Em síntese, os testes com agrotóxicos apresentaram Cl₂₅ na ordem de 18,5% e os testes com diferentes soluções de fármacos variaram entre 8,0 a 65,0%. Analisando a toxicidade do bisfenol A com *Daphnia magna*, Vermeirssen et al. (2017) encontraram valores de Cl₂₅ da ordem de 10,7%.

A toxicidade da lagoa paisagística da suinocultura pode estar associada aos dejetos animais contendo matéria orgânica e aditivos químicos. Observa-se ainda que essa lagoa está próxima a áreas agrícolas que fazem uso de agrotóxicos, apontando

outras possíveis fontes de toxicidade. As lagoas de piscicultura podem ter sua toxicidade atribuída à ração animal, mas para conclusão teria de ser realizada uma análise mais completa dessas águas.

Assim como foi comentado para o ensaio de toxicidade aguda, para obtenção de resultados mais conclusivos sobre a toxicidade crônica das amostras de água do Ifes campus de Alegre, seriam necessários mais ensaios. No entanto, através dessa pesquisa pode-se observar que em alguns dos pontos de amostragem os valores de Cl_{25} estiveram próximos ao de efluentes sanitários e soluções contendo produtos químicos recalcitrantes como agrotóxicos, fármacos e bisfenol A. Desta maneira, os resultados podem alertar os gestores locais para necessidade de monitoramento visando identificar a toxicidade crônica da água e estabelecer medidas de controle.

4.1.2 Avaliação da influência do uso e ocupação da terra na qualidade da água

A avaliação da influência do uso e ocupação da terra na qualidade da água foi delineada através de uma análise de correlação canônica entre os vetores X (variáveis de qualidade da água) e Y (classes de uso e ocupação da terra). A Tabela 10 apresenta as componentes dos vetores.

Tabela 10 - Variáveis dos vetores X (parâmetros de qualidade da água) e Y (classes de uso e ocupação da terra).

Pontos	X1 pH	X2 OD (mgL ⁻¹)	X3 DQO (mgL ⁻¹)	X4 N-NH ₃ (mgL ⁻¹)	X5 F _{total} (mgL ⁻¹)	Y1 Área natural (%)	Y2 Pastagem agricultura (%)	Y3 Arboriz. urbana (%)	Y4 Estradas e edif. (%)
1	7,26	5,43	22,04	0,166	0,178	27,63	72,37	-	-
2	6,27	5,31	28,43	0,170	0,171	42,46	1,14	14,35	37,42
3	6,75	4,95	29,37	0,240	0,291	22,64	47,03	12,94	17,40
4	6,10	4,00	34,43	0,300	0,229	26,18	73,82	-	-
5	5,81	4,32	32,53	0,298	0,237	32,01	28,09	5,71	34,20
6	7,22	5,15	23,17	0,123	0,191	0,20	45,20	-	3,42
7	5,85	4,53	32,77	0,243	0,266	15,57	12,15	14,74	57,55
8	6,07	4,72	32,43	0,257	0,267	36,06	63,94	-	-
9	4,13	2,56	79,10	0,708	0,342	-	45,42	27,21	-
10	6,49	5,29	10,87	0,166	0,021	-	98,0	-	2,0
11	7,13	3,20	34,76	0,569	0,161	-	100	-	-
12	6,83	4,68	24,03	0,025	0,075	31,28	48,90	-	19,82

Composição do vetor Y

Conforme indicado na metodologia, para definição das componentes do vetor Y a área de influência de cada ponto de amostragem foi determinada através de um *buffer* de 10 metros, gerando um mapa de uso e ocupação da terra para cada ponto. O resultado desse procedimento está representado na Figura 08.

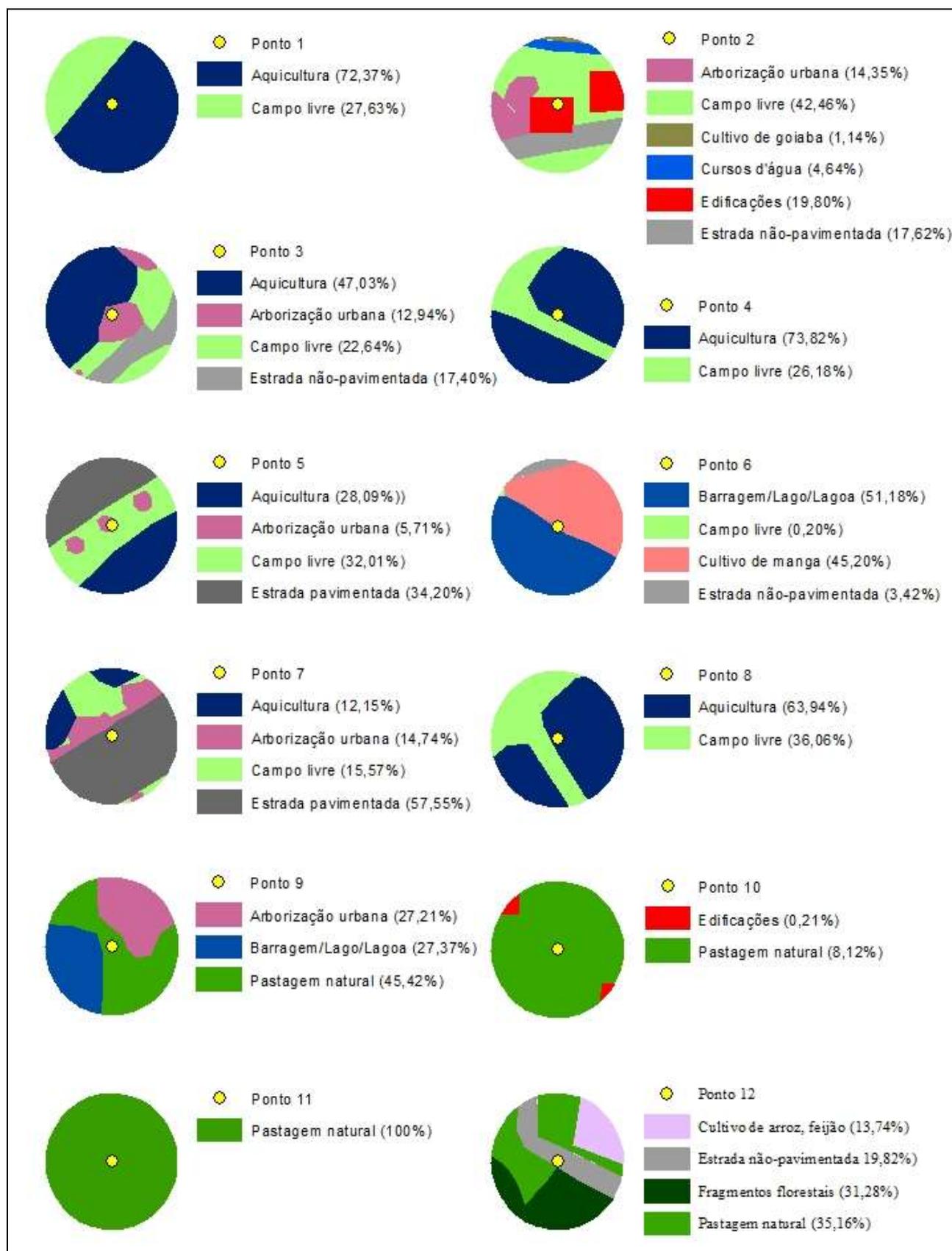
A definição dos componentes do vetor aleatório Y está associada à percentagem de classes de uso do solo que possuem as maiores interferências antrópicas. Tendo em vista o mapeamento realizado as classes mais representativas foram: aquicultura, campo livre, arborização urbana, estradas não pavimentadas, edificações e pastagem natural. As áreas correspondentes a fragmentos florestais ocorreram apenas no Ponto 12 e as áreas agricultáveis nos pontos 02 (cultivo de manga), 06 (cultivo de manga) e 12 (cultivo de arroz e feijão). Devido à variedade de classes foram selecionadas quatro componentes: (1) áreas naturais que incluem os campos livres e fragmentos florestais; (2) áreas agrícolas e pastagem cultivada e natural, sendo a aquicultura e os cultivos citados incorporados nas áreas agrícolas; (3) arborização urbana, e; (4) estradas não pavimentadas e edificações.

As classes arborização urbana, estradas não pavimentadas e edificações são consideradas atividades antrópicas não agrícolas, mas estão analisadas separadamente por impactarem a qualidade da água de forma diferenciada. A arborização tende a ser um fator positivo pelo fato de favorecer a infiltração de água no solo e ser um meio de retenção de poluentes. Por sua vez, as classes estradas não pavimentadas e edificações reduzem a infiltração e favorecem o carreamento de poluentes para água podendo comprometer a qualidade.

Como pôde ser observado na Tabela 10, por se tratar de uma área pequena e com os pontos de amostragem próximos, houve uma limitação ao distribuir o uso e ocupação da terra para a área de influência de cada ponto. As classes mais representativas foram comuns apenas para os pontos: 2, 3, 5 e 7. A Tabela 10 está reescrita apenas com os pontos de interesse para análise estatística.

Vale a observação que foram feitos testes com *buffers* de 5, 10 e 15 metros e o equivalente a 10 metros foi o que reuniu a maior quantidade de pontos com as classes mais representativas.

Figura 8 - Mapa de uso e ocupação da terra conforme a área de influência de cada ponto de amostragem.



Fonte: a autora.

Tabela 10 – Variáveis dos vetores X (parâmetros de qualidade da água) e Y (classes de uso e ocupação da terra).

Pontos	X1 pH	X2 OD (mgL ⁻¹)	X3 DQO (mgL ⁻¹)	X4 N-NH ₃ (mgL ⁻¹)	X5 F _{total} (mgL ⁻¹)	Y1 Área natural (%)	Y2 Pastagem agricultura (%)	Y3 Arboriz. urbana (%)	Y4 Estradas e edif. (%)
2	6,27	5,31	28,43	0,170	0,171	42,46	1,14	14,35	37,42
3	6,75	4,95	29,37	0,240	0,291	22,64	47,03	12,94	17,40
5	5,81	4,32	32,53	0,298	0,237	32,01	28,09	5,71	34,20
7	5,85	4,53	32,77	0,243	0,266	15,57	12,15	14,74	57,55

Obs.: P2 – Córrego próximo ao prédio de extensão, P3 – Lagoa de piscicultura, P5 – Lagoa paisagística da suinocultura, P7 – Córrego próximo a área de pastagem.

Composição das matrizes de correlação

Definidos os componentes dos vetores X e Y foi possível determinar a matriz de correlação do vetor Y (Tabela 11) e a matriz de correlação entre os vetores X e Y (Tabela 12).

Tabela 11 - Matriz de correlação do vetor Y correspondente as classes de uso e ocupação da terra.

Parâmetros	Área natural	Pastagem e agricultura	Arborização urbana	Estradas e edificações
Área natural	1	-	-	-
Pastagem e agricultura	-0,67*	1	-	-
Arborização urbana	0,45	0,22	1	-
Estradas e edificações	-0,71*	0,29	-0,34	1

* Correlação de Pearson significativa, $p < 0,05$.

A matriz de correlação entre as classes de uso e ocupação da terra indica uma correlação significativa e negativa entre as classes área natural e pastagem/agricultura (-0,67) e área natural e estradas/edificações (-0,71), indicando que esses componentes variam em direções opostas, ou seja, incrementos na área de pastagem/agricultura e estradas e edificações tende a reduzir a área natural. Este resultado representa o que de fato ocorre na área de estudo, pois a construção civil, abertura de estradas e a expansão das atividades agropecuárias levam a um desmatamento ou ocupação de áreas naturais.

Tabela 12 - Matriz de correlação entre os vetores X e Y.

Parâmetros	Área natural	Pastagem e agricultura	Arborização urbana	Estradas e edificações
pH	0,21	0,42	0,37	0,25
OD	0,63	-0,59	0,69	-0,16
DQO	-0,36	0,56	0,35	0,41
N-NH ₃	-0,43	0,51	0,24	0,54
F _{total}	-0,32	0,61	0,40	0,60

* Correlação de Pearson significativa, $p < 0,05$.

Para composição da Tabela 12 a ordem das variáveis não altera as correlações, pois as matrizes \tilde{S}_X , \tilde{S}_Y , \tilde{R}_X , \tilde{R}_Y são simétricas, assim como $\tilde{S}_{XY} = \tilde{S}'_{YX}$ e $\tilde{R}_{XY} = \tilde{R}'_{YX}$ além, de suas equivalentes matrizes teóricas $\tilde{\Sigma}_X$, $\tilde{\Sigma}_Y$, \tilde{P}_X , \tilde{P}_Y , $\tilde{\Sigma}_{XY}$ e \tilde{P}_{XY} .

Observa-se uma correlação positiva e significativa entre área natural e OD (0,63) e arborização urbana e OD (0,69) indicando que um incremento em áreas naturais e arborização tende a aumentar a concentração de oxigênio na água. Em sentido contrário está pastagem e agricultura que possui correlação negativa com OD (-0,59) indicando que incrementos nessa classe de uso da terra tende a reduzir a concentração de OD.

As áreas agricultáveis possuem correlação positiva e significativa com as variáveis DQO (0,56), N-NH₃ (0,51) e F_{total} (0,61). As atividades agrícolas fazem uso de adubos químicos contendo nutrientes essenciais ao solo e plantas. Em função de fatores como dosagem aplicada e condições do solo, muitos aditivos químicos tendem a ser lixiviados para água, aumentando a concentração de compostos recalcitrantes (indicados indiretamente pela DQO) e nutrientes como nitrogênio e fósforo. Pesquisas realizadas no estado do Espírito Santo indicaram que em áreas agrícolas a concentração de matéria orgânica e nutrientes tende a aumentar, como apontado por Gardiman Junior (2012) que analisou a qualidade da água em microbacias sob atividades silviculturais no município de Aracruz e por Menezes et al. (2014) que investigaram a correlação entre parâmetros de uso da terra e de qualidade da água subterrânea no sul do estado.

A correlação positiva entre agrotóxicos e DQO foi observada por Hlihor et al., (2019) que investigaram resíduos de pesticidas na água no noroeste da Romênia e Demir; Dilek e Yetis (2019) que estudaram os resíduos desses compostos em águas subterrâneas na Turquia. Tavakoly et al. (2019) observou incrementos na concentração de nitratos em áreas agrícolas na França.

As áreas edificadas e as estradas também apresentaram correlação positiva e significativa com N-NH₃ (0,54) e F_{total} (0,60), indicando que um incremento nessas classes pode favorecer a lixiviação de nutrientes. O principal fator que leva a esse impacto é a impermeabilização do solo, processo que reduz a infiltração de água e contribui para o carreamento de sólidos diversos.

Composição das variáveis canônicas

Os pares de variáveis canônicas (U, V) são estabelecidos através das matrizes de auto vetores (Tabela 13).

Tabela 13 - Matriz de auto vetores de $\tilde{R}_X^{-1} \tilde{R}_{XY} \tilde{R}_Y^{-1} \tilde{R}_{YX}$ e $\tilde{R}_Y^{-1} \tilde{R}_{YX} \tilde{R}_X^{-1} \tilde{R}_{XY}$.

$\tilde{R}_X^{-1} \tilde{R}_{XY} \tilde{R}_Y^{-1} \tilde{R}_{YX}$					$\tilde{R}_Y^{-1} \tilde{R}_{YX} \tilde{R}_X^{-1} \tilde{R}_{XY}$			
a ₁	a ₂	a ₃	a ₄	a ₅	b ₁	b ₂	b ₃	b ₄
-0.121	-0.153	-0.610	-0.076	0.427	-0.087	0.702	-0.658	0.306
-0.653	-0.207	0.286	0.209	0.328	0.382	0.312	-0.209	-0.816
-0.359	-0.587	0.597	-0.665	0.545	0.488	0.621	0.654	0.342
0.456	-0.301	0.201	0.479	0.265	0.753	-0.302	-0.088	0.203
-0.252	0.103	0.266	0.517	-0.679	-	-	-	-

Os pares de variáveis canônicas são formados com os elementos das colunas a e b. O primeiro par (U₁, V₁) é dado por:

$$\text{➤ } U_1 = a_1.X^* = -0,121X_1^* - 0,653 X_2^* - 0,359 X_3^* + 0.456 X_4^*- 0.252 X_5^* \quad (41)$$

$$\text{➤ } V_1 = b_1.Y^* = - 0.087Y_1^* + 0.382 Y_2^* +0.488 Y_3^* + 0.753 Y_4^* \quad (42)$$

Onde: X* é o vetor X padronizado e Y* o vetor Y padronizado.

Em seguida é calculado o vetor de auto valores (λ). Nessa modelagem foram gerados quatro auto valores. Na Tabela 14 estão indicados os auto valores e o módulo da correlação canônica dos pares de variáveis canônicas.

Tabela 14 - Matriz de auto valores e módulo da correlação canônica.

	Vetor de auto valores	Módulo da correlação canônica *
λ_1	0,712	0,84
λ_2	0,398	0,63
λ_3	0,314	0,56
λ_4	0,188	0,43

*Raiz quadrada do auto valor correspondente

Os resultados apontam que a correlação canônica entre U_1 e V_1 , em módulo, é igual a 0,84, ou seja, há uma relação linear entre U_1 e V_1 igual a 0,84. Este valor é significativo, demonstrando a relação crescente entre as variáveis.

Composição dos componentes padronizadas dos vetores X e Y

Na Tabela 15 estão indicadas as componentes padronizadas do vetor X (vetor R_{UX}) e as componentes padronizadas do vetor Y (vetor R_{VY}). Para classificação dessas componentes foi adotada a seguinte classificação do grau de correlação (valores em módulo) (REGAZZI, 2001):

- Abaixo de 0,05: muito fraca;
- 0,05 a 0,20: fraca;
- 0,20 a 0,30: fraca a moderada;
- 0,30 a 0,70: moderada;
- 0,70 a 0,80: moderada a forte;
- 0,80 a 0,95: forte;
- Acima de 0,95: muito forte.

Tabela 15 - Vetores R_{UX} e R_{VY} e suas classificações.

Vetor R_{UX} - canonical loadings			Vetor R_{VY} - canonical loadings		
Parâmetro	Valor	Classificação	Parâmetro	Valor	Classificação
pH	-0,078	Muito fraca	Área natural	0.532	Moderada
OD	-0,704	Moderada a forte	Pastagem e agricultura	-0.751	Moderada a forte
DQO	0,174	Fraca a moderada	Arborização urbana	0.326	Moderada
N-NH ₃	0,303	Moderada	Estradas e edificações	0.389	Moderada
F _{total}	0,324	Moderada	-	-	-

A interpretação da variável R_{UX} indica que: a variável pH padronizada possui uma correlação com U_1 igual a $-0,078$, indicando uma contribuição muito fraca na composição de U_1 . Para os demais resultados apresentados na Tabela 15 a interpretação é similar, podendo assim observar que a variável OD possui uma contribuição de moderada a forte na composição de U_1 . Por esse resultado, caso a variável U_1 possua valores altos, indicada uma alta concentração de OD na água e valores baixos apontam a uma redução de oxigênio, podendo representar poluição por matéria orgânica, nutrientes e compostos recalcitrantes.

Ao analisar o vetor R_{VY} observa-se que a componente pastagem e agricultura possui uma contribuição moderada a forte na composição de V_1 , as componentes área natural, estradas e edificações e arborização urbana possuem uma contribuição moderada. A variável V_1 com altos valores indica uma intensificação de atividades agrícolas e pastagem.

Valores das variáveis canônicas (scores)

Utilizando as componentes padronizadas do vetor X e as componentes padronizadas do vetor Y (Tabela 15) e substituindo nas Equações geradas através da Tabela 13 é possível determinar os valores dos pares das variáveis canônicas, denominados *scores*. As variáveis canônicas U_1 e V_1 serão chamadas daqui por diante de “índice de degradação da água” e “índice de uso do solo”, respectivamente.

Tabela 16 - Valores dos pares de variáveis canônicas (scores) para os pontos 2, 3, 5 e 7.

Pontos	Índice de degradação da água, Índice de uso do solo
2 - Córrego - prédio de extensão	- 0.64, - 0.59
3 - Lagoa de piscicultura	- 0.35, - 0.30
5 - Lagoa paisagística - suinocultura	0,55, -0,47
7 - Córrego – pastagem	-0,39, - 0,21

O córrego próximo ao prédio de extensão (Ponto 2) apresentou o menor índice de degradação da qualidade da água e conseqüentemente, o menor índice de uso do solo. A lagoa próxima a suinocultura apresentou o pior índice de degradação da água, mas o índice de uso do solo foi baixo, o que indica alguma fonte pontual de poluição, que no caso é a atividade de suinocultura.

4.2 Avaliação do conflito em APP

As APP são áreas de grande importância ecológica que têm como função preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem estar das populações humanas (BRASIL, 2012). A área de preservação do Ifes campus de Alegre está disposta na Figura 09, onde é possível identificar uma extensão de 103,45 ha, o que corresponde a 31,08% da área total.

Ao comparar este resultado com a delimitação realizada por Ferrari (2012), observa-se uma pequena redução das áreas preservadas, pois no período avaliado a APP na área de estudo era equivalente à 34,33% da área total. É importante ressaltar que no período de desenvolvimento da pesquisa (meados de 2012) o novo código florestal ainda não estava em vigor, logo a metodologia de avaliação proposta por Ferrari não seguiu os mesmos parâmetros desse trabalho.

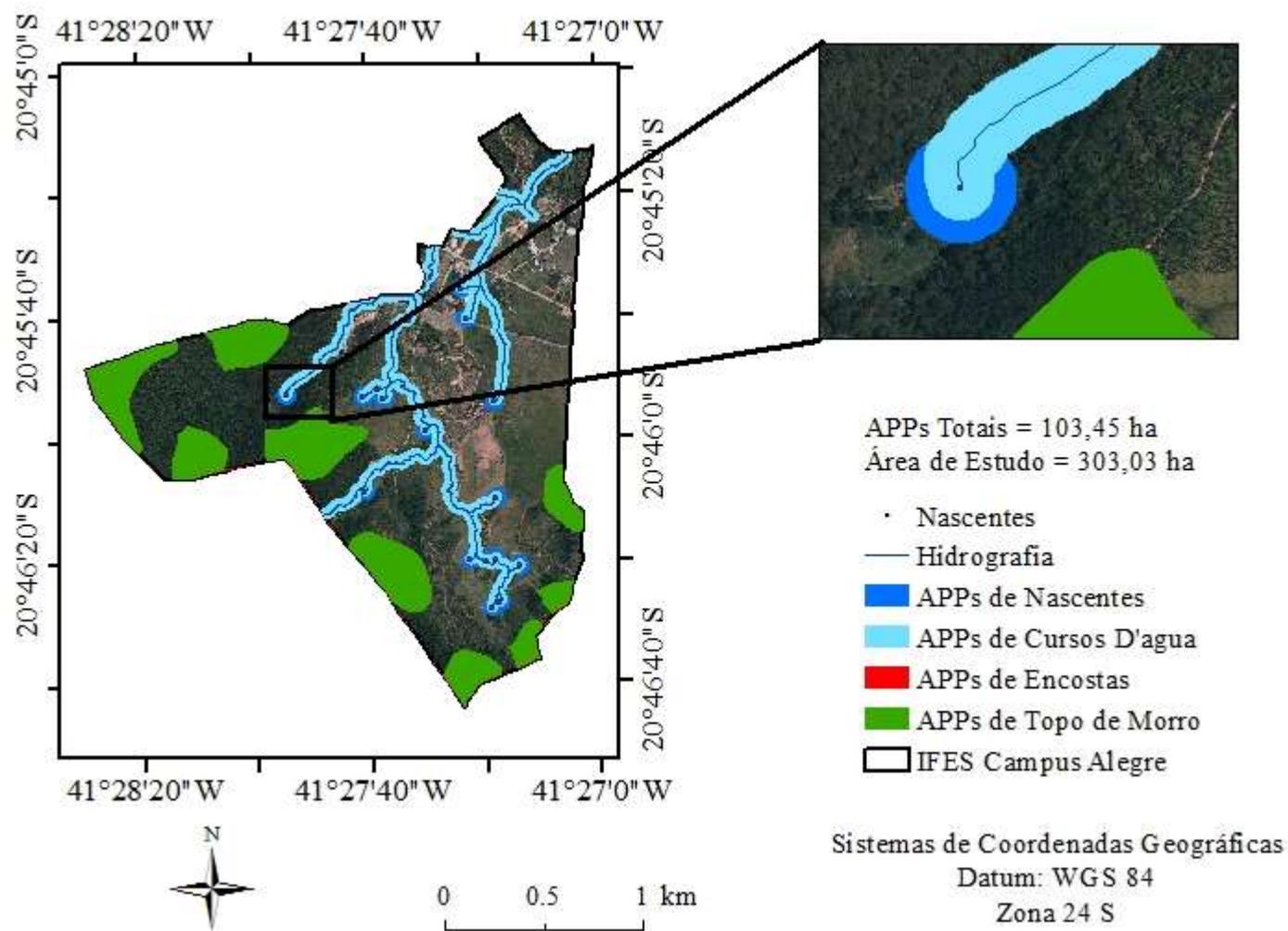
Segundo Peluzio et al. (2010) as APP devem ser parte integrante da paisagem como forma de garantir a sustentabilidade econômica e ambiental. Para os autores as atividades antropogênicas desenvolvidas em harmonia com os critérios de preservação são mais produtivas e benéficas a população. Ge et al. (2019) e Parizi et al. (2019) comentam que regiões que mantêm extensas áreas preservadas também são menos vulneráveis às atividades antropogênicas.

A Tabela 17 apresenta as APP de acordo com as classes citadas no Quadro 01. As APP de topo de morro e cursos d'água são predominantes na área: respectivamente 48,70% e 35,70%, seguidas pelas APP de nascentes (10,20%) e APP de encosta (5,40%).

Tabela 17 - APP do Ifes campus de Alegre.

Classes de APP	Área (ha)	Porcentagem (%)	Porcentagem em relação à área total (%)
APP nascente	10,55	10,20	3,17
APP curso d'água	36,93	35,70	11,10
APP topo morro	50,38	48,70	14,79
APP encosta	5,59	5,40	1,68
APP de altitude	-	-	-

Figura 9 - APP do Ifes campus de Alegre.



Fonte: a autora.

A APP de topo de morro é imprescindível para melhoria da estabilidade do solo, facilitando a infiltração e conservação da água. Pesquisa realizada Mo; Wang; Jacobs (2016) indicou que os cursos d'água em regiões com topo de morro preservado mantêm um volume de água estável, mesmo em períodos de seca. Devido à topografia da área de estudo essa classe de APP foi a mais representativa.

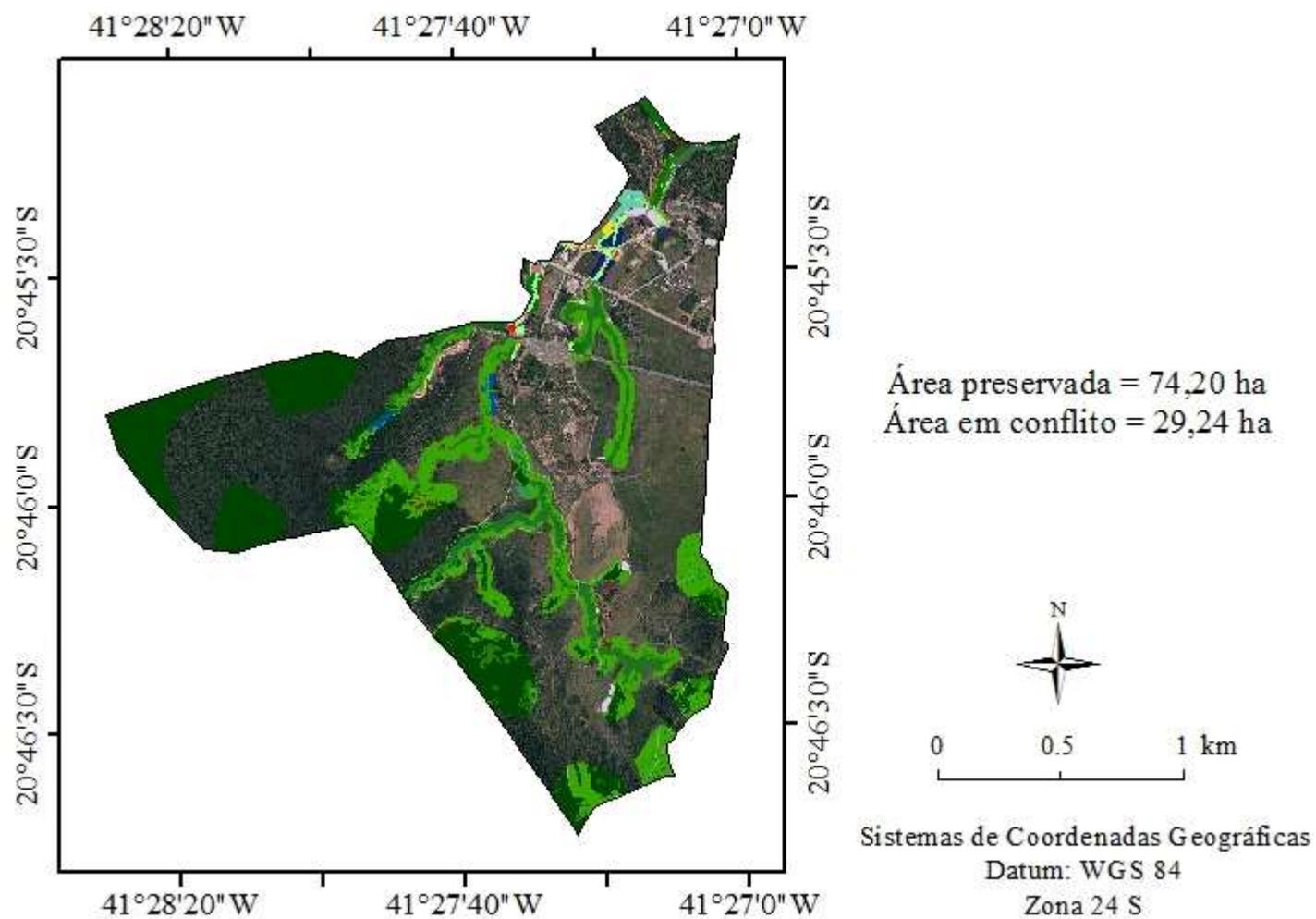
Para Ameer et al. (2017) a proteção dos cursos d'água garante a estabilidade das margens, tendo importância vital no controle de erosão do solo e da qualidade da água, evitando o carreamento direto de sedimentos, nutrientes e produtos químicos provenientes das partes mais altas do terreno. Os dados da pesquisa apontam grande representatividade das APP de cursos d'água: ao somar as áreas de APP pelas aplicações do buffer de 30 m para o córrego Horizonte e buffer de 50 m para o rio Itapemirim, a área chega a quase 118,90 ha, cerca de 11,10% da área total do Ifes.

A preservação da área de entorno das nascentes possibilita uma maior infiltração da água no solo, evitando a perda de água pelo escoamento superficial, além de favorecer o abastecimento dos reservatórios subterrâneos (LE; STUCKEY, 2017). Apenas 14 nascentes foram mapeadas na área de estudo e assim, as APP de nascente representaram apenas 10,55% da área total de APP.

As APP de encosta foram as que apresentaram áreas mais reduzidas. As APP de encostas foram obtidas através de áreas com declividade superior a 45°, o que equivale a 0,34 % da área do Ifes e as APP de altitude, acima de 1800 metros, não foram encontradas para esta área.

As APP foram confrontadas com o uso e ocupação da terra por meio de cruzamento tabular dos dois mapas, sendo os resultados estão indicados na Figura 10. De acordo com o código florestal, do total da área destinada à preservação permanente 28,27% (corresponde a 29,24 ha de extensão) encontra-se em uso conflitante da terra. Para essa quantificação foram desconsideradas as classes que já são de UOT conservadas como fragmentos florestais, reflorestamento, formações rochosas e os cursos d'água.

Figura 10 - Confronto do uso e ocupação da terra em relação às APP.



Fonte: a autora.

Na Tabela 18 está representado o UOT nas áreas de preservação. Como trata-se de 36 classes foram descritos apenas os principais conflitos. De maneira geral, as classes de UOT mapeadas estão situadas nas áreas legalmente protegidas.

Tabela 18 - Conflito do uso e ocupação da terra em APP.

Classes de UOT	Área total da classe (ha)	Área em conflito com APP (ha)	Porcentagem em conflito (%)
Pastagem natural	134,37	16,12	12,0
Áreas agrícolas antrópicas	26,26	5,78	22,0
Estradas pavimentadas	6,46	1,56	24,0
Estradas não pavimentadas	2,46	0,53	21,5
Edificações	5,32	0,5	9,4
Outras classes	158,17	4,75	3,0
Total	333,04	29,24	-

A principal área de conflito de UOT dentro das APP delimitadas ocorre na classe de pastagem natural, onde 16% da área está inserida em áreas de preservação, ou seja, não está em acordo com o código florestal.

As atividades antrópicas agrícolas estão agrupadas em uma única classe que ocupa 5,78 ha da área destinada à proteção ambiental. Entre os cultivos apenas as hortaliças não ocuparam áreas de preservação; já o café foi a cultura que ocupou a maior área preservada, somando 1,02 ha. As atividades antrópicas não agrícolas representadas pelas classes estradas e edificações ocupam 2,59 ha das APP e as demais classes 4,75 ha.

Na área de estudo, além do conflito do UOT nas áreas de preservação verificou-se a necessidade de uma recomposição da vegetação nativa da ordem de 10,3 ha para composição da Reserva Legal¹. Esta situação demonstra a baixa porcentagem de fragmentos florestais neste local.

¹ De acordo com a Lei 12.651/2012 todo imóvel rural deve manter uma área com cobertura de vegetação nativa, a título de Reserva Legal. Trata-se de área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais. Sua dimensão mínima em termos percentuais relativos à área do imóvel é dependente de sua localização e para a área em estudo a Reserva Legal deve ocupar, no mínimo, 20% da área total. Esta área deve ser ocupada por florestas e outras formas de vegetação nativa, ressalvadas as situadas em APP.

A manutenção de áreas de preservação poderia atenuar alguns impactos negativos na área de estudo, como a inconformidade dos parâmetros de qualidade da água e a escassez hídrica. Ao avaliar a qualidade da água no Ifes verificou-se elevadas concentrações de DQO e nutrientes em alguns pontos de amostragem, fato que levou à redução na concentração de oxigênio na água. Outro problema é a escassez hídrica, pois a região sul do Espírito Santo sequencialmente passa por ciclos de escassez devido aos baixos índices pluviométricos e ausência de programas de gestão dos recursos hídricos. A falta de abastecimento prejudica as atividades agropecuárias do campus, principalmente pela ausência da irrigação.

Conforme Oliveira (2018), áreas preservadas contribuem para melhoria da qualidade da água e controle hidrológico, regulando o escoamento superficial e subsuperficial. Caso o Ifes apresentasse áreas preservadas conforme as exigências legais, tais impactos poderiam ser minimizados e controlados.

4.3 Avaliação do potencial de lixiviação de agrotóxicos

4.3.1 Índice GUS e LIX

A avaliação do potencial de lixiviação dos princípios ativos no perfil do solo através dos índices GUS e LIX está apresentada na Tabela 19. Os resultados obtidos por ambos os métodos foram similares e os princípios ativos com maior potencial de lixiviação foram Sulfentrazone e Tiametoxam.

Tabela 19 - Potencial risco de lixiviação dos princípios ativos dos agrotóxicos no Ifes campus de Alegre pelos métodos GUS e LIX.

Agrotóxico	GUS	Classificação*	LIX	Classificação**
2,4-D	1,65555	NL	0,00000	N
Diuron	2,25250	FT	0,00071	ZT
Glifosato	0,98255	NL	0,00000	N
Pendimetalina	-0,55614	NL	0,00000	N
Sulfentrazone	6,53220	PL	0,97643	PL
Tiametoxam	3,45640	PL	0,46872	PL

*GUS: NL: Não Sofre Lixiviação; FT: Faixa de Transição; PL: Provável Lixiviação. ** LIX: N: Nulo; ZT: Zona de Transição; PL: Potencial de Lixiviação.

As substâncias Sulfentrazone e Tiametoxam são aplicadas em culturas de café no Ifes campus de Alegre, sendo classificadas com provável e potencial risco de lixiviação no solo. Em análise das informações repassadas pela gestão do Instituto, observa-se que tais agrotóxicos são usados desde a década de 90 e com aplicação em dois períodos durante o ano, ou seja, são produtos consumidos de maneira intensa nesta área. Conforme Santos (2017), os modelos GUS e LIX indicam que as substâncias classificadas com elevado potencial de lixiviação podem ser transportadas pelo fluxo de água no perfil do solo atingindo as águas subterrâneas e/ou podem ser transportadas pelo escoamento superficial em direção aos corpos de águas. Logo, a avaliação pelos métodos citados indica uma possível acumulação de Sulfentrazone e Tiametoxam ao longo dos anos (no solo e na água) e o consequente potencial dessas substâncias em causar impactos ambientais e danos à saúde humana.

Ao comparar os resultados desta pesquisa com outros trabalhos científicos, as informações corroboram com os dados obtidos por Santos (2017) e Tebaldi et al. (2018) que pesquisaram o risco de lixiviação de agrotóxicos em culturas de café no estado do Espírito Santo; Silva (2018) que pesquisou o risco de lixiviação de agrotóxicos em áreas de aptidão edafoclimática para a cultura do eucalipto também no Espírito Santo; Çeliker et al. (2019) que estudaram princípios ativos em áreas agrícolas da Turquia usando os mesmos métodos, e; Hlihor et al. (2019) em identificação de agrotóxicos usados em plantações de tomate na Romênia.

Os métodos GUS e LIX são considerados simplificados por envolverem poucas variáveis em sua determinação, pois não levam em consideração as condições ambientais, as características pedológicas da área ou as práticas de manejo. As principais variáveis em sua determinação são o tempo de meia vida e o coeficiente de adsorção.

O conceito de meia vida trata especificamente do tempo necessário para a atividade de um elemento ser reduzida à metade. Quanto maior o tempo de meia vida de uma substância, maior será o tempo em que ela estará disponível no ambiente, logo, a possibilidade de ser lixiviada será maior. As substâncias que apresentam tempos de meia-vida menores apresentam menor tempo de disponibilidade no solo por serem degradadas mais rapidamente (SPADOTTO, 2002). Sulfentrazone e Tiametoxam foram as substâncias que apresentaram maior meia vida entre as investigadas, com valores de 541,0 e 50,0 dias⁻¹, respectivamente.

A adsorção é um fenômeno físico químico onde o componente em uma fase líquida ou gasosa é transferido para a superfície de uma fase sólida. Quanto menor for o coeficiente, maior será o potencial de lixiviação dos princípios ativos de cada agrotóxico, pois sua capacidade de sorção em relação ao solo é reduzida (LOURENCETTI et al., 2005). Estas características são inerentes a cada princípio ativo e podem vir a ser uma justificativa pelas diferenças na estimativa do risco de lixiviação obtidos no presente estudo com a aplicação dos métodos GUS e LIX (ÇELIKER et al., 2019). Por exemplo, o composto Pendimetalina apresenta coeficiente de adsorção mais elevado que Sulfentrazone (respectivamente 7.491,0 e 43,0 mgL⁻¹) e conseqüentemente, o seu potencial de lixiviação foi classificado como nulo pelo índice LIX.

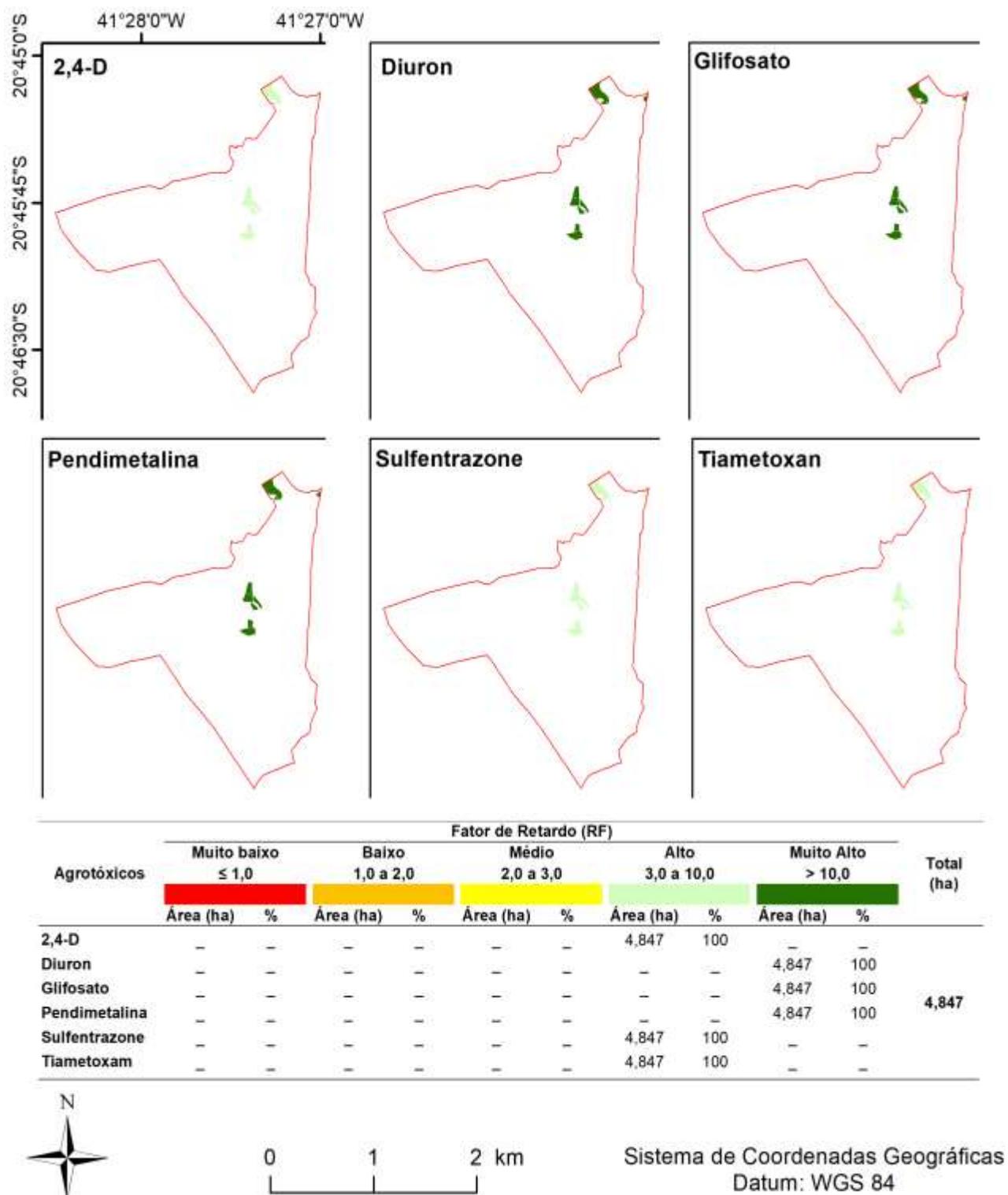
A facilidade de aplicação dos métodos GUS e LIX permite estimar o potencial de lixiviação de agrotóxicos em regiões que não provêm de informações técnicas (SILVA, 2018). Mesmo em sua limitação, os métodos podem ser utilizados para selecionar quais princípios ativos devem receber maior atenção durante a escolha dos produtos a serem aplicados nos cultivos.

4.3.2 Método RF/AF

O Fator de Retardo (RF) de cada agrotóxico avaliado está indicado na Figura 11, que apresenta uma classificação seguindo o potencial de adsorção. Este método estima a fração de agrotóxico que aplicado à superfície lixívia através do solo a uma determinada profundidade, considerando a atenuação estimada por meio do aporte relativo de massa do composto orgânico na água subterrânea.

Os compostos Diuron, Glifosato e Pendimetalina apresentaram potencial de absorção classificado como Muito Alto, equivalente a 100% da área de cultivo de café. Os demais princípios ativos (2,4-D, Sulfentrazone e Tiametoxam) apresentaram alto potencial de adsorção, também equivalente a 100% da área. Conforme Silva (2018), quanto menor for o coeficiente de adsorção, maior será o potencial de lixiviação do ingrediente ativo, pois sua capacidade de sorção em relação ao solo é reduzida. Desta forma, é desejável que os princípios ativos tenham um alto potencial de retardo, diminuindo o transporte dessas moléculas do solo até o lençol freático.

Figura 11 - Fator de Retardo dos princípios ativos de agrotóxicos para cultura de café no Ifes campus de Alegre.



Fonte: a autora.

O Fator Atenuação (AF) está indicado nas Figuras 12 a 17, que representa o potencial de lixiviação dos princípios ativos para a cultura do café no Ifes campus de Alegre. Os cálculos foram realizados variando a profundidade do sistema radicular e a lâmina de irrigação.

Entre as características que mais influenciam o resultado da classificação estão a profundidade média do lençol freático e a lâmina de água aplicada, seja via precipitação pluviométrica ou por irrigação da cultura. Para esta estimativa considerou-se uma profundidade de 0,3 m, associada à profundidade média do sistema radicular do café e a profundidade a nível do lençol freático, pelo fato do nível médio do lençol freático para o estado do Espírito Santo ser profundo (SANTOS, 2017). As lâminas de irrigação consideradas foram 600 mm e 1200 mm, lâminas médias aplicadas nos períodos de seca e chuvoso, respectivamente (SANTOS et al., 2018).

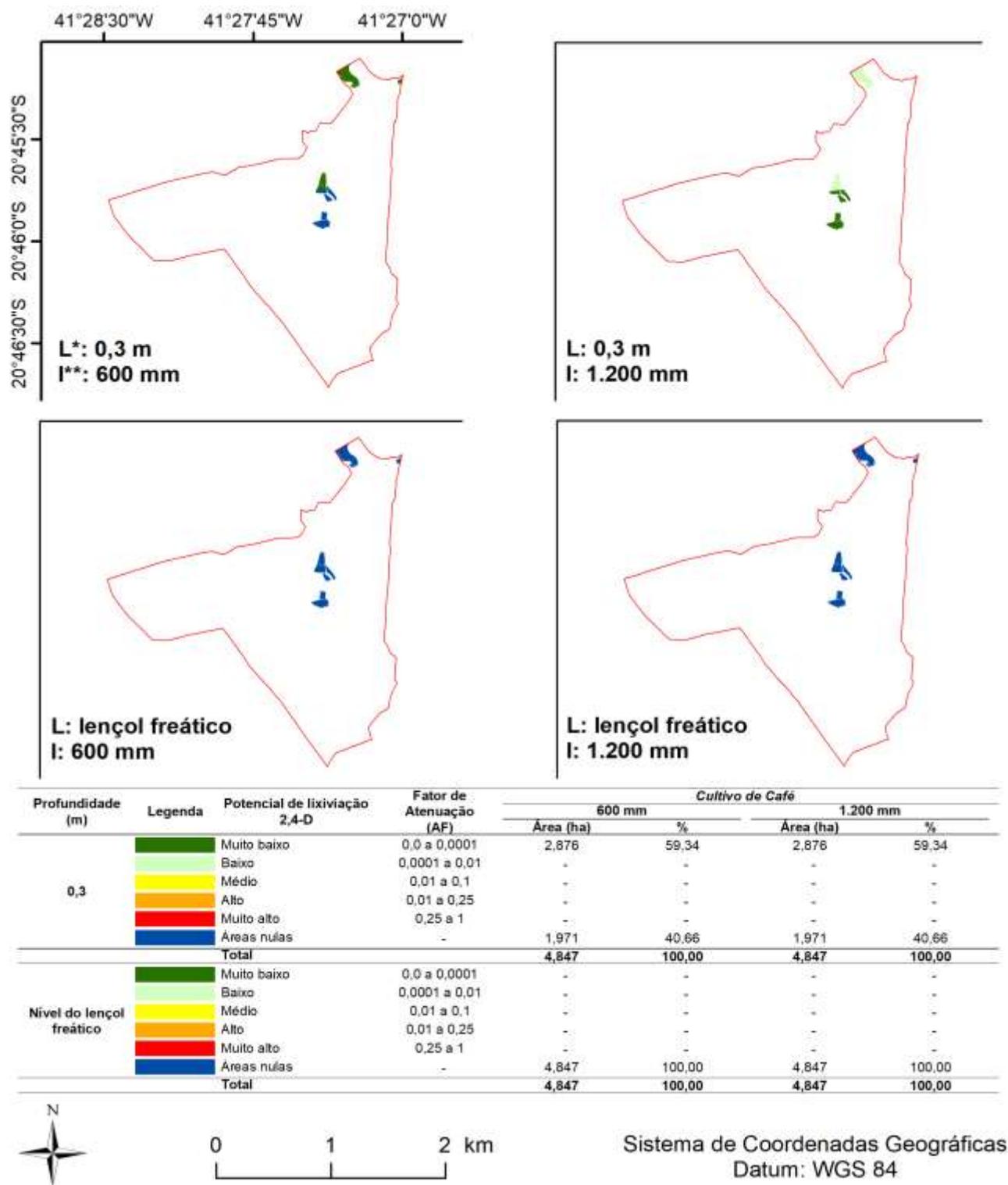
Dentre os princípios ativos avaliados, o Sulfentrazone apresentou os maiores percentuais de área classificadas com Muito Alto potencial de lixiviação. Em análise da Figura 12 observa-se que para a profundidade do sistema radicular de 0,3 m e lâminas de irrigação 600 e 1.200 mm, 100% da área foi classificada como Muito Alto potencial de lixiviação. Para a profundidade do lençol freático, ao simular uma lâmina de irrigação de 600 mm, 99,83% da área apresentou muito alto potencial de lixiviação e para uma lâmina de irrigação de 1200 mm, 86,69% da área com esta classificação.

O princípio ativo Tiametoxam (Figura 17) apresentou potencial de lixiviação classificado como alto em 40,66% da área e Muito Alto em 59,34% à 0,3 metros de profundidade, independente da lâmina de irrigação. Ao considerar a profundidade do lençol freático, não houve área para ser classificada, ou seja, não houve potencial de lixiviação pelo método AF.

Para o princípio ativo 2,4-D (Figura 12), os resultados revelaram que à 0,3 metros de profundidade e lâminas de irrigação 600 e 1.200 mm, 59,34% da área apresentou potencial de lixiviação classificado como Muito Baixo. Assim como ocorreu durante a simulação do Tiametoxam, ao considerar a profundidade do lençol freático, não houve área para ser classificada. Em relação ao Diuron (Figura 13), à 0,3 metros de profundidade e lâmina de irrigação 600 mm, 59,34% da área apresentou Baixo potencial de lixiviação. Para a lâmina de 1200 mm à 0,3 metros de profundidade o potencial de lixiviação foi classificado como Muito Baixo em 40,66% da área e à nível do lençol freático, como Baixo em 59,34% da área.

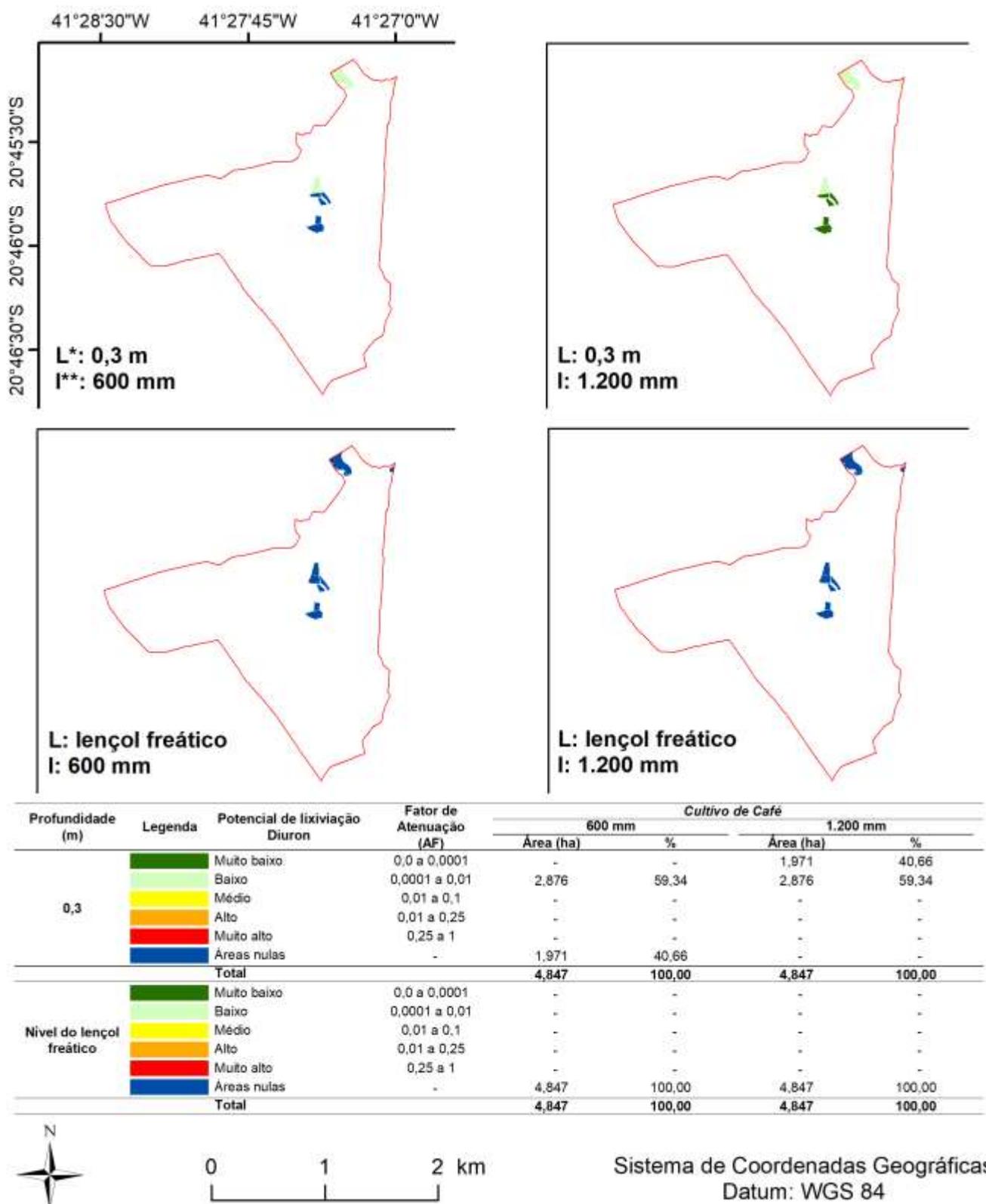
Ao estimar o potencial de lixiviação dos compostos Glifosato e Pendimetalina pelo método AF, para as variações de profundidade e lâmina de irrigação, não foi detectado potencial de lixiviação.

Figura 12 - Fator de Atenuação do composto 2,4-D para cultura de café no Ifes campus de Alegre.



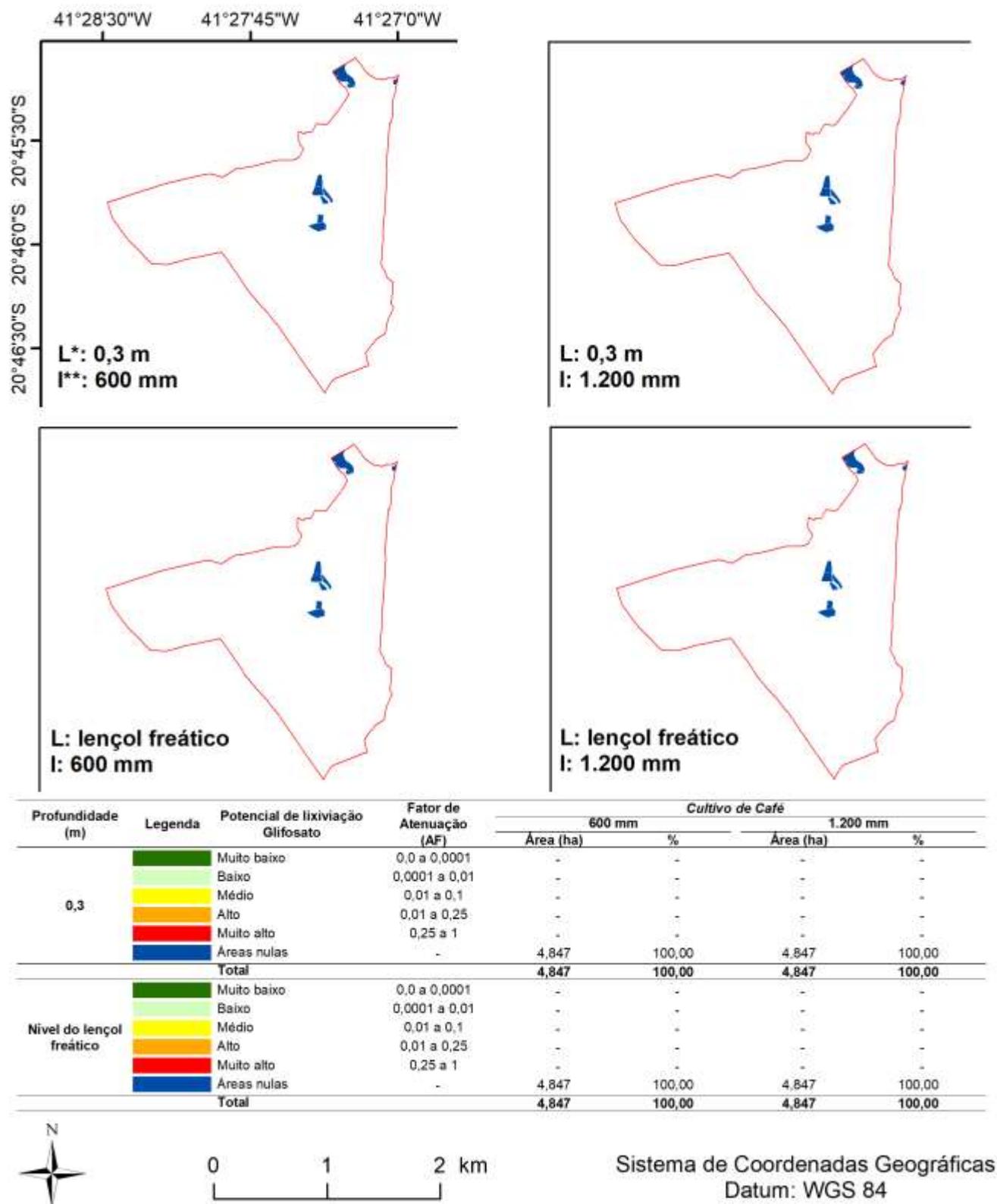
Fonte: a autora.

Figura 13 - Fator de Atenuação do composto Diuron para cultura de café no Ifes campus de Alegre.



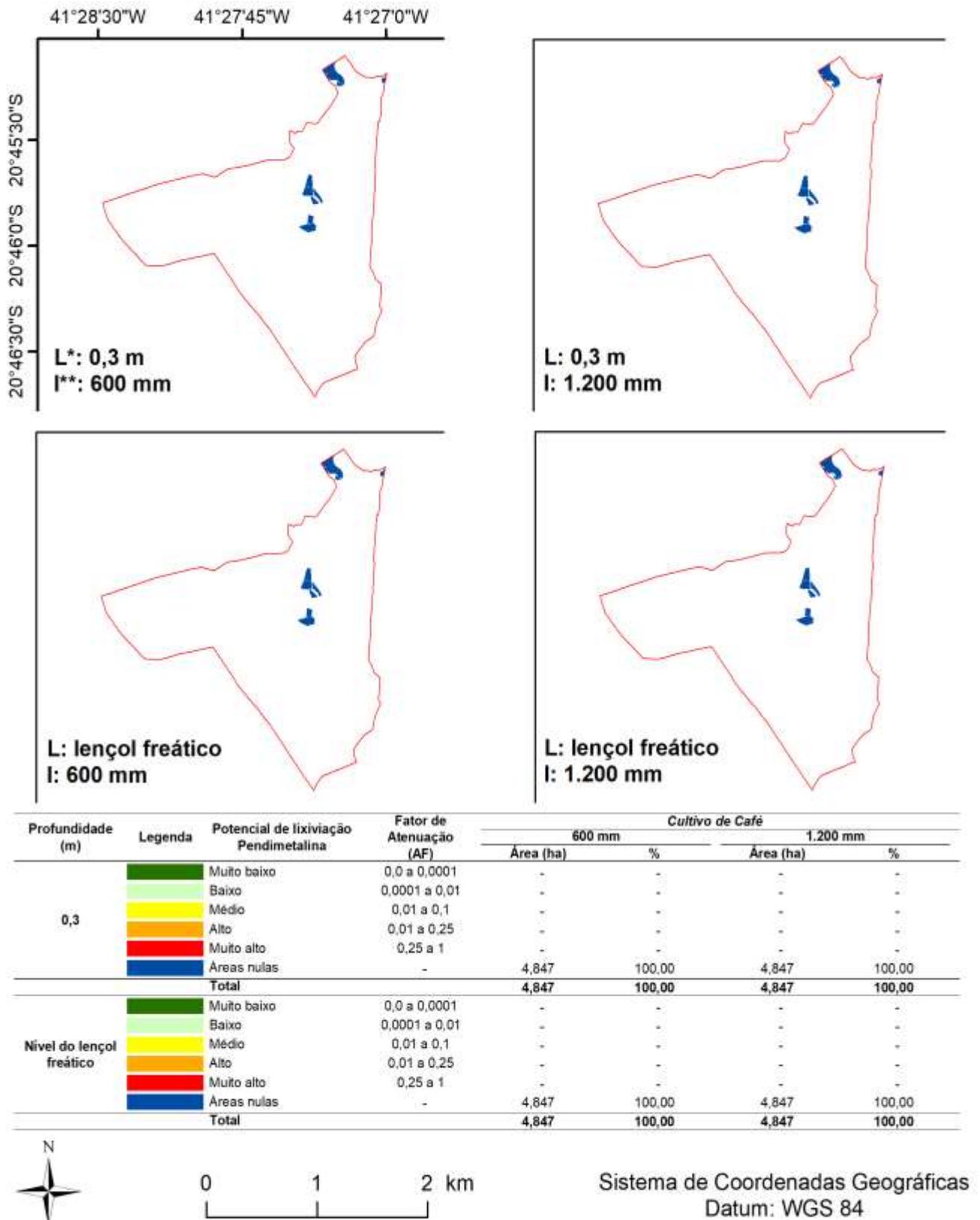
Fonte: a autora.

Figura 14 - Fator de Atenuação do composto Glifosato para cultura de café no Ifes campus de Alegre.



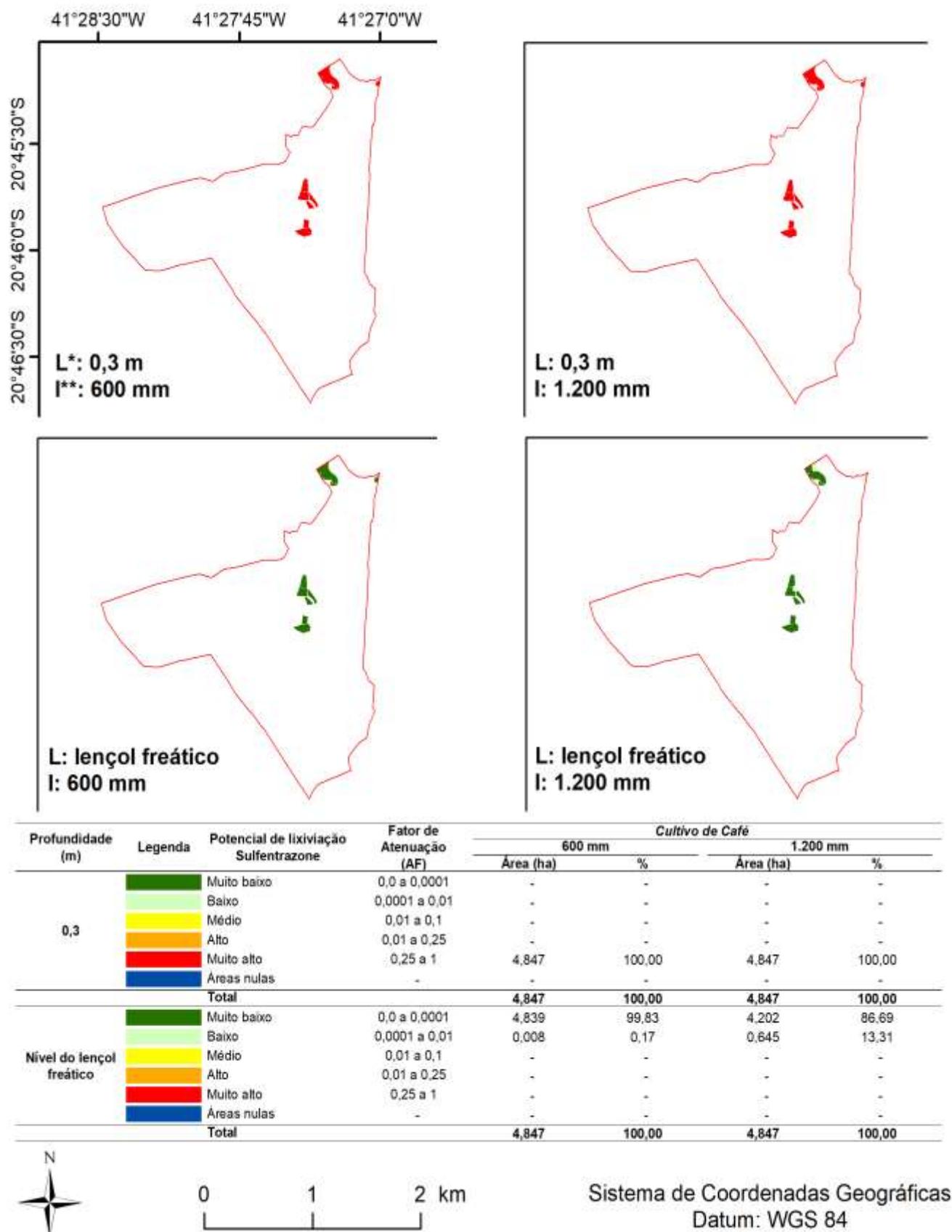
Fonte: a autora.

Figura 15 - Fator de Atenuação do composto Pendimetalina para cultura de café no Ifes campus de Alegre.



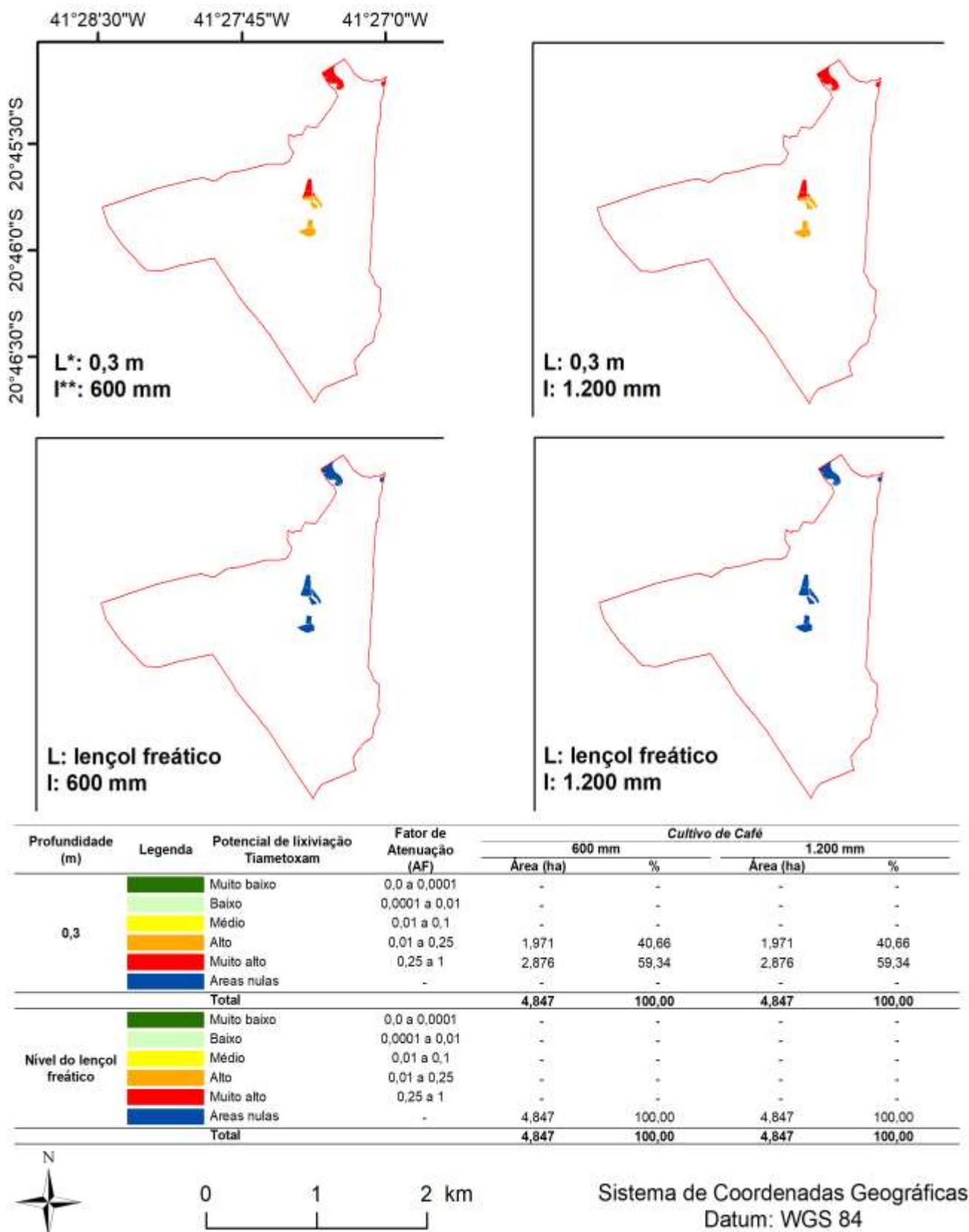
Fonte: a autora.

Figura 16 - Fator de Atenuação do composto Sulfentrazone para cultura de café no Ifes campus de Alegre.



Fonte: a autora.

Figura 17 - Fator de Atenuação do composto Tiametoxam para cultura de café no Ifes campus de Alegre.



Fonte: a autora.

Quanto maior o AF maior é o potencial de contaminação do lençol freático, logo, é desejável que os princípios ativos dos agrotóxicos sejam classificados como Muito Baixo fator de atenuação (SPADOTTO, 2002). Para o autor, a degradação das moléculas dos agrotóxicos no solo são resultantes da combinação de eventos químicos e biológicos e quanto maior à atenuação dessas moléculas menos espessa se tornam, favorecendo assim, sua degradação no ambiente. Por consequência, aumenta-se o risco de contaminação do lençol freático.

Santos; Leite (2016) alertam para os riscos envolvidos mesmo quando são obtidos resultados com classificação Baixo e Muito Baixo potencial de lixiviação. Os pesquisadores avaliaram o risco de contaminação de águas subterrâneas na região oeste da Bahia pelo inseticida carbofuran empregando o método RF/AF, concluindo que grande parte da área foi classificada com Muito Baixo potencial de lixiviação para o inseticida. Mesmo com esta classificação, o solo estava contaminado com carbofuran e concentrações muito baixas desse composto provoca efeitos adversos à saúde humana e animal. Hlihor et al. (2019) afirmam que a classificação deve ser acompanhada de uma avaliação sobre as caracterizarias de cada princípio ativo, considerando principalmente sua recalcitrância no ambiente e suas propriedades de bioacumulação.

Os diferentes resultados obtidos com os métodos RF/AF podem ser justificados pelas diferenças inerentes ao princípio ativo estudado e devido as propriedades físico químicas do solo presente na área de estudo (Tabelas 5 e 6), que influenciaram diretamente os resultados desses métodos e as respectivas classificações obtidas (SILVA, 2018).

As variáveis envolvidas no cálculo de AF e RF (identificadas nas Equações 26 e 27) também explicam alguns dos valores obtidos, entre elas está o coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo (K_{oc}). Segundo Lourencetti et al. (2005) e Portugal et al. (2018), um princípio ativo com coeficiente de adsorção elevado tende a ser retido nas camadas superficiais do solo, dificultando seu deslocamento via lixiviação. Para essas situações o tempo de meia vida não exerce tanta influência porém, quando a substância apresenta valores reduzidos do coeficiente de adsorção, esse tempo passa ser fundamental durante o fluxo descendente do agrotóxico no solo, ou seja, quanto maior o tempo de meia vida, maior será o tempo necessário para a degradação do composto ao longo do perfil do solo. Por consequência, mais elevado será o potencial de contaminação do lençol freático.

Entre os agrotóxicos avaliados, Sulfentrazone apresenta o maior tempo de meia vida ($541,0 \text{ dias}^{-1}$) e coeficiente de adsorção relativamente baixo ($K_{oc} = 43,0 \text{ mLg}^{-1}$), fato que pode explicar o elevado potencial de lixiviação apresentado por esse princípio ativo.

Em relação ao elevado potencial de lixiviação revelado pelo Sulfentrazone, os resultados corroboram com a avaliação de Santos (2017) que pesquisou o risco de lixiviação de agrotóxicos em culturas de café no Espírito Santo e com informações disponibilizadas pelo Incaper, que classifica esse princípio ativo como um dos agrotóxicos que mais oferece risco de contaminação para águas subterrâneas no estado.

4.3.3 Método TLPI

A Tabela 20 apresenta o potencial risco de lixiviação dos princípios ativos de agrotóxicos na área de estudo pelo método TLPI. A estimativa foi baseada no tipo de solo Latossolo Vermelho Amarelo, classe predominante para as áreas onde estão os cultivos de café no Ifes de Alegre.

O princípio ativo Sulfentrazone foi classificado como Baixo potencial risco de lixiviação quando aplicado em Latossolo Vermelho Amarelo. Este foi o resultado mais danoso ao ambiente, pois é desejável que os princípios ativos sejam classificados como Muito Baixo potencial risco de lixiviação.

Tabela 20 - Potencial risco de lixiviação dos princípios ativos dos agrotóxicos no Ifes campus de Alegre pelo método TLPI.

Agrotóxico	Potencial de lixiviação por meio do método TLPI para Latossolo Vermelho Amarelo	
2,4-D	1,16752	Muito baixo
Diuron	2,05090	Muito baixo
Glifosato	0,00751	Muito baixo
Pendimetalina	0,00011	Muito baixo
Sulfentrazone	26,33240	Baixo
Tiametoxam	5,12540	Muito baixo

Como mencionado, embora o potencial de lixiviação varie entre Muito Baixo a Baixo, deve-se avaliar as características dos produtos químicos para traçar um diagnóstico sobre a área. Conforme Demir; Dilek; Yetis (2019), Sulfentrazone e Tiametoxam apresentam baixa solubilidade em água, baixa sorção e longa persistência no solo, logo as áreas expostas a esses princípios ativos possuem maior risco de contaminação.

De acordo com Silva (2018) é válido destacar que umas das características que mais influenciam o resultado da classificação é a profundidade média do lençol freático. Pelo fato do nível médio do lençol freático para o estado do Espírito Santo ser profundo, o risco de lixiviação tende a ser, em sua grande maioria, classificado como Muito Baixo, independentemente do tipo de solo.

Comentários gerais sobre a estimativa do potencial de lixiviação:

Com base nos resultados obtidos no presente estudo, aplicando os métodos GUS, LIX, RF/AF e TLPI, o princípio ativo Sulfentrazone foi considerado o mais danoso ao meio ambiente. Recomenda-se assim, a interrupção da aplicação desse agrotóxico na área de estudo.

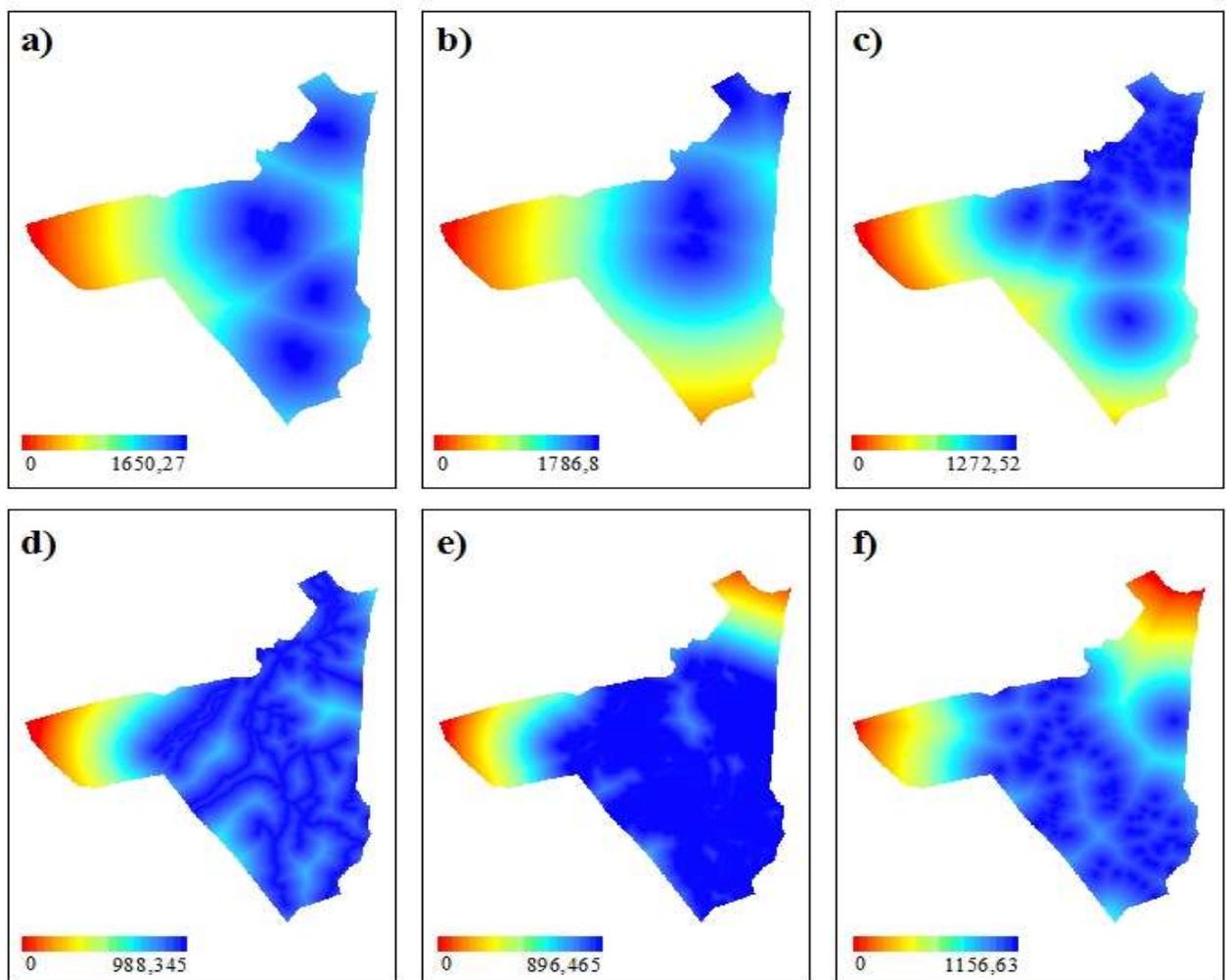
A estimativa do potencial de lixiviação pelo método TLPI foi realizado pela Equação 28, onde é notável a complexidade do método devido às variáveis envolvidas em sua determinação. Como destacado por Paraíba et al. (2003) e Lourencetti et al. (2005), que compararam métodos mais complexos com outros considerados mais simples para estimar o risco potencial de lixiviação de diferentes princípios ativos de agrotóxicos, os métodos que associam uma maior variedade de características como o TLPI, conduzem a uma classificação mais adequada.

Por fim, é possível afirmar que a integração dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) com métodos de avaliação do risco de lixiviação de agrotóxicos, mostrou-se uma tecnologia valiosa, permitindo relacionar a lixiviação de diversos princípios ativos com um conjunto de variáveis ambientais, possibilitando realizar um diagnóstico de riscos e conseqüentemente, auxiliando para uma tomada de decisões mais racionais e eficientes quanto a escolha dos agrotóxicos que tenham em sua composição princípios ativos menos danosos ao ambiente.

4.4 Avaliação da vulnerabilidade ambiental antrópica

O desenvolvimento da metodologia para obter a vulnerabilidade ambiental antrópica da área de estudo teve início com a seleção das classes antropogênicas ao meio ambiente, denominadas neste tópico como: Cultivo de café = café; Cultivos agrícolas, exceto café = agricultura; Edificações = edificações; Pastagem = pastagem; Solo exposto = solo, e; Estradas pavimentadas e não pavimentadas = estradas. A distância euclidiana aplicada às seis classes antropogênicas selecionadas está representada na Figura 18.

Figura 18 - Distância euclidiana para as variáveis vetoriais distribuída por área.



0 0.5 1 km

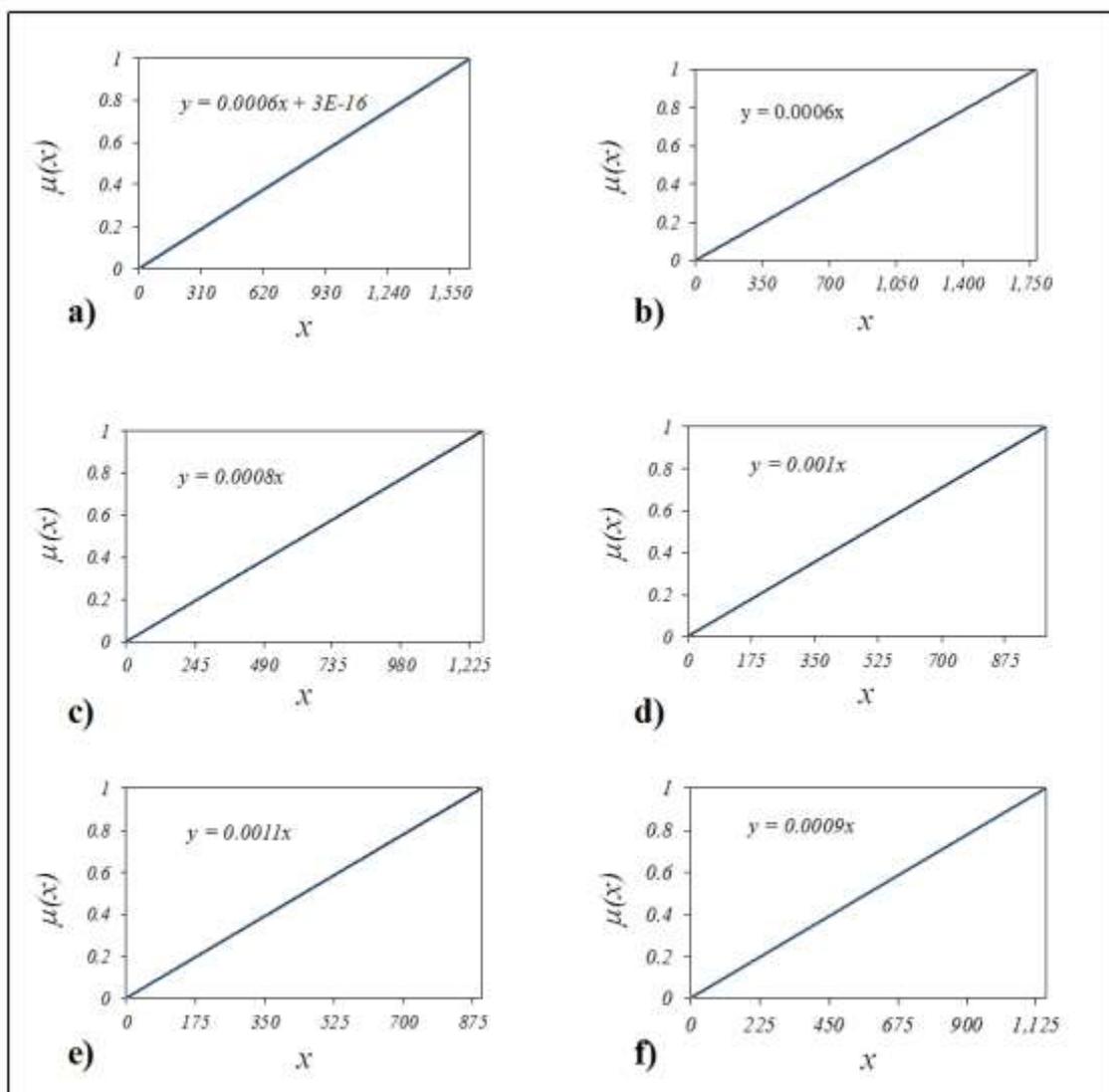
Sistema de Coordenadas Geográficas
Datum: WGS 84
Zona 24S

Legenda: a) Agricultura; b) Café; c) Edificações; d) Pastagem; e) Estradas; f) Solo.

Neste trabalho foi adotado um classificador "pixel a pixel" que utiliza apenas a informação espectral, isoladamente, de cada pixel para achar regiões homogêneas. O classificador compara a distância euclidiana do pixel à média de cada agrupamento e o pixel será incorporado ao agrupamento que apresenta a menor distância. Conforme Santos (2015), quanto menor o valor da distância euclidiana entre duas comunidades, mais próximas elas se apresentam em termos de parâmetros quantitativos por classe.

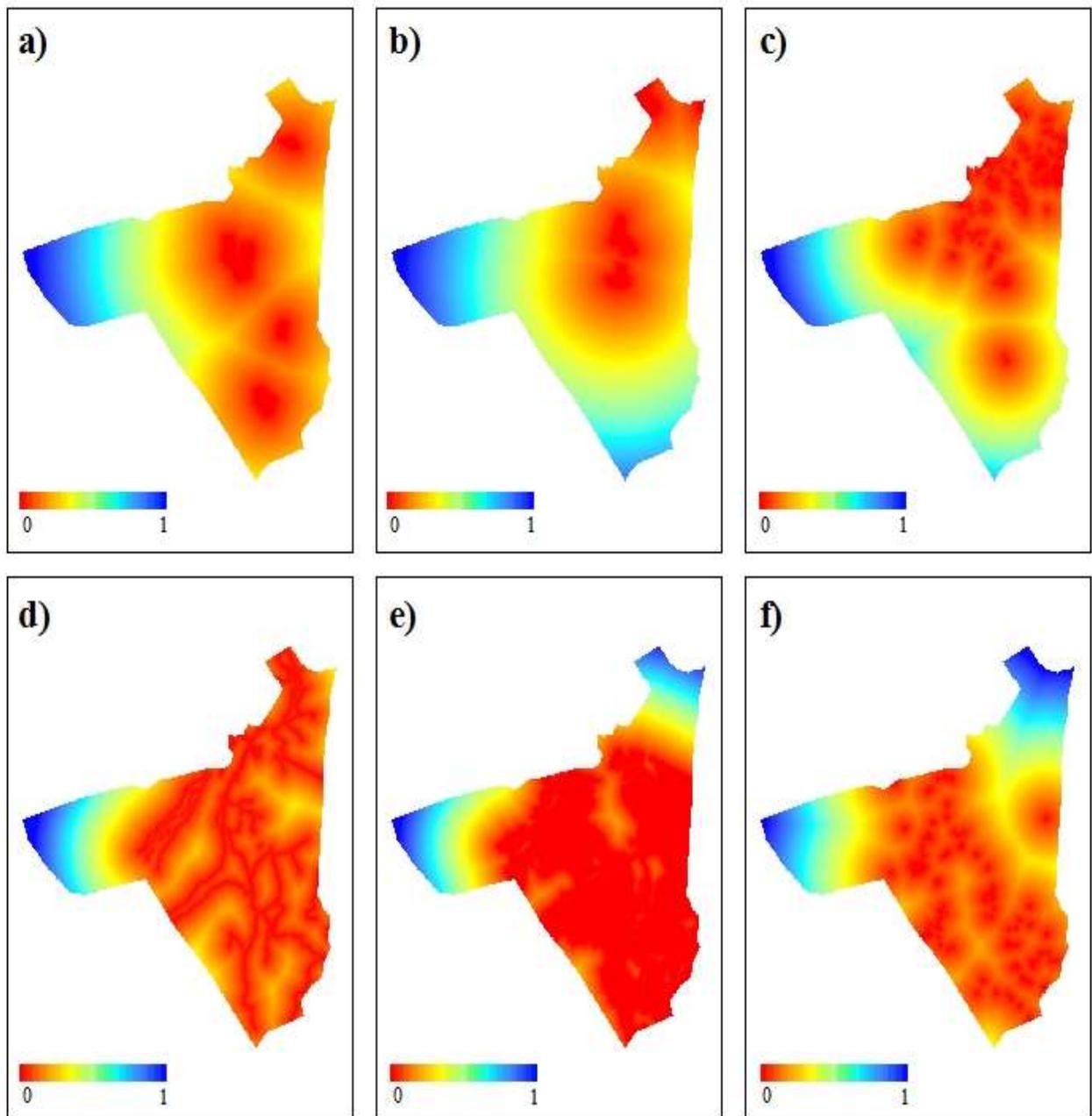
Uma função de associação foi definida para cada variável da matriz representada pela respectiva distância euclidiana, sendo modeladas pela função linear *fuzzy*. As funções ajustadas com seus respectivos gráficos estão apresentadas na Figura 19 e a lógica nebulosa distribuída por área, na Figura 20.

Figura 19 - Diagramas da função linear *fuzzy*.



Legenda: a) Agricultura; b) Café; c) Edificações; d) Pastagem; e) Estradas; f) Solo.

Figura 20 - Lógica *Fuzzy* para as variáveis matriciais distribuídas por área.



0 0.5 1 km

Sistema de Coordenadas Geográficas
Datum: WGS 84
Zona 24S

Legenda: a) Agricultura; b) Café; c) Edificações; d) Pastagem; e) Estradas; f) Solo.

Como mencionado, o grau de pertinência do conjunto *Fuzzy* é expresso em termos de escala que varia continuamente entre 0 e 1. As áreas consideradas mais vulneráveis, ou seja, mais susceptíveis aos impactos das atividades antropogênicas, foram indicadas quando o valor real da variável era próximo de 0 e as áreas menos vulneráveis quando o valor real da variável era próximo de 1. Ao avaliar a lógica nebulosa distribuída por área observa-se que para todas as classes antropogênicas o valor esteve próximo a zero, indicando que grande parte da área de estudo está vulnerável às atividades antropogênicas, ou seja, está susceptível aos impactos ambientais causados por cada classe.

Esta análise fica ainda mais evidente quando se verifica a distribuição de frequências de pixels para os intervalos do conjunto da função de pertinência *fuzzy*, conforme a Figura 21. A frequência estabelecida no intervalo entre 0,0 à 0,25 foi predominante em todas as classes antropogênicas, com destaque para as estradas e pastagem. O resultado é preocupante uma vez que 40,35% da área do Ifes é ocupada por pastagem.

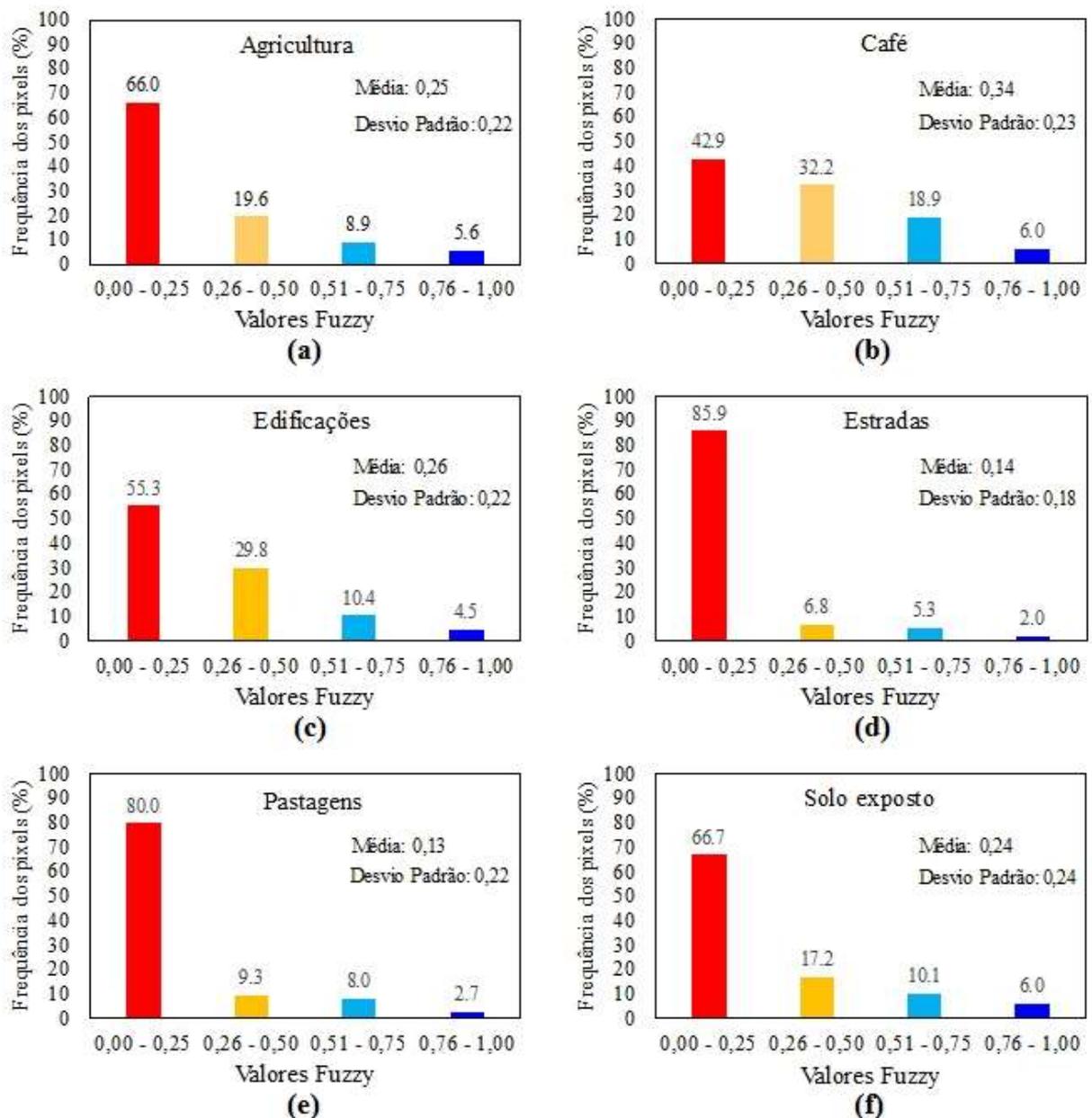
Este resultado foi condizente ao encontrado pela análise de correlação canônica que indicou que a componente pastagem e agricultura possui uma contribuição moderada a forte na composição de V_1 , variável que representa o UOT. Valores elevados de V_1 indicam um aumento de áreas de pastagem e agricultura por esta análise estatística. A vulnerabilidade ambiental antrópica decorrente da pastagem também foi observada pelo confronto entre UOT e áreas de APP, onde constatou-se que uma área de pastagem superior a 16,0 ha estava em conflito com as APP.

Conforme Ferrari (2012), a classe pastagem (tanto a denominada natural quanto cultivada) na área de estudo é o resultado do desmatamento visando expansão das atividades agropecuárias no campus, principalmente pecuária leiteira. Embora haja um programa de manejo para essas pastagens, os impactos ambientais são evidentes, destacando-se: a redução da vegetação nativa, a perda da produtividade do solo e o aumento da erosão. Tais impactos tendem a tornar a área mais vulnerável às atividades antropogênicas.

Borrelli et al. (2018) realizaram uma avaliação global os impactos ambientais ocasionados pelas mudanças no UOT no século XXI, indicando que o desmatamento para conseqüente formação de pastagens foi a ação antrópica que mais contribuiu para o aumento das taxas de erosão. Ao avaliar a vulnerabilidade ambiental antrópica em região agrícola do estado da Califórnia, Estados Unidos, Delevaux et al. (2018)

apontaram a pastagem como a classe que mais contribuiu para o aumento da vulnerabilidade nesta região. Muller (2017) avaliou a vulnerabilidade ambiental à erosão no município de Itaguaçu, Espírito Santo, onde 37,6% da área era ocupada por pastagens cultivadas. A vulnerabilidade à erosão das áreas tomadas pelas pastagens foi superior à de áreas urbanas pavimentadas e regiões agrícolas com cultivo de café.

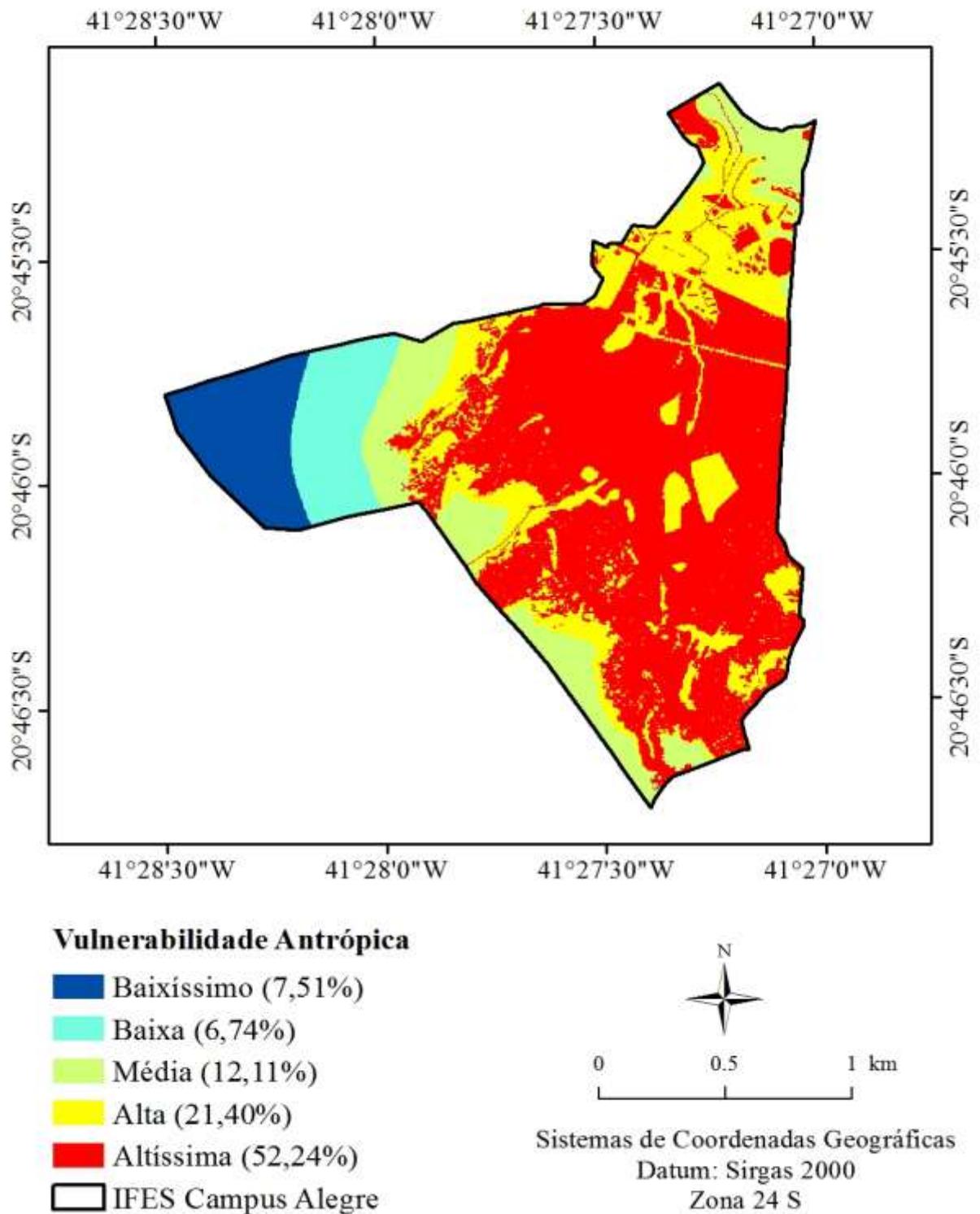
Figura 21 - Frequência de pixels para os intervalos do conjunto da função de pertinência *fuzzy*.



Legenda: a) Agricultura; b) Café; c) Edificações; d) Pastagem; e) Estradas; f) Solo.

A análise de vulnerabilidade ambiental antrópica foi realizada pelo desenvolvimento de um mapeamento que classificou a área do Ifes campus de Alegre conforme classes de vulnerabilidade. O resultado está sintetizado na Figura 22.

Figura 22 - Vulnerabilidade ambiental antrópica do Ifes campus de Alegre.



Fonte: a autora.

A área de estudo encontra-se estabelecida, predominantemente, em regiões de altíssima (52,24%) e alta vulnerabilidade (21,40%) ambiental antrópica, demonstrando a grande susceptibilidade aos impactos ambientais causados pelas atividades antropogênicas avaliadas. As classes de baixíssima e baixa vulnerabilidade são as áreas de maior concentração de fragmentos florestais.

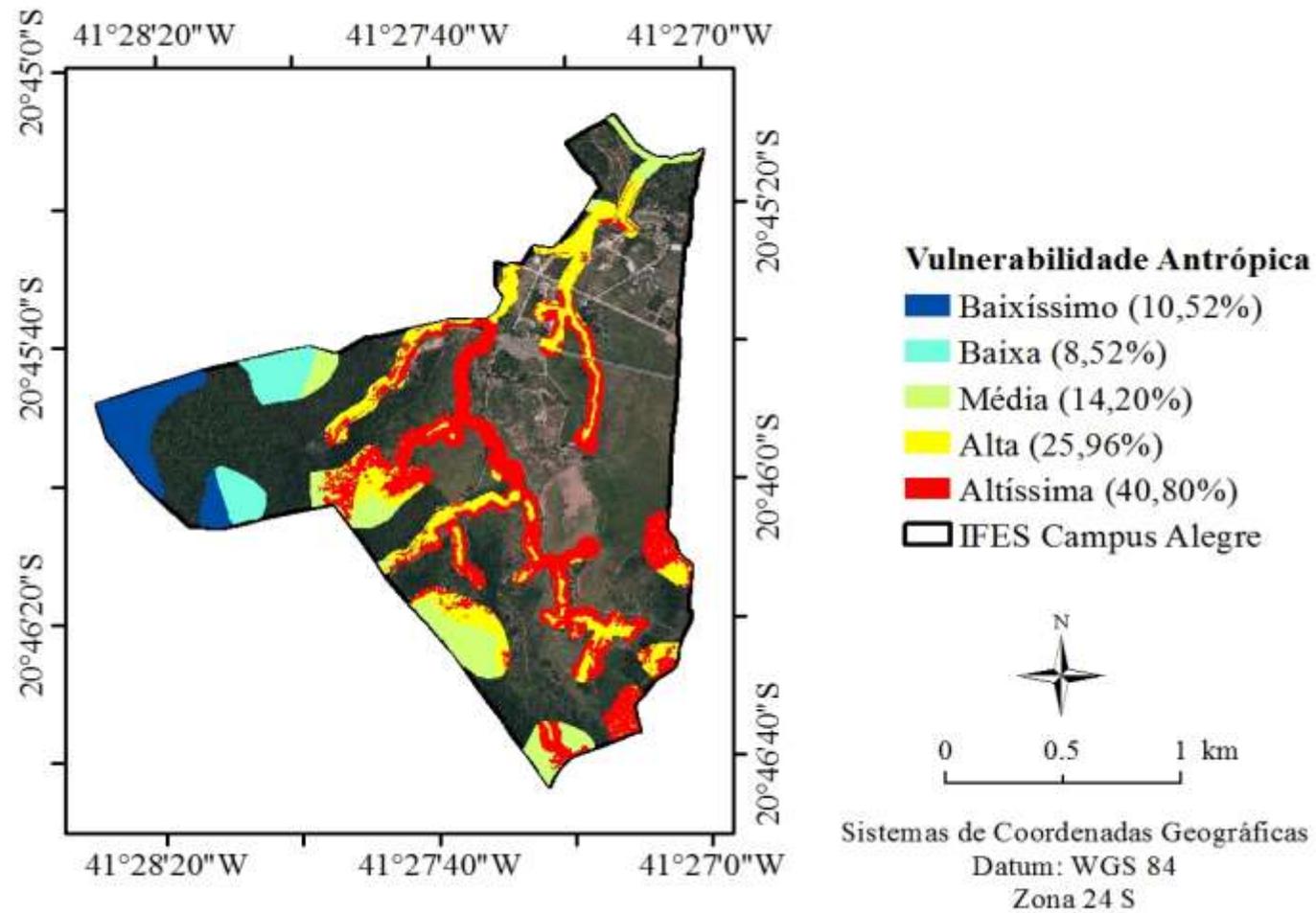
Na revisão de literatura foram retratados alguns trabalhos científicos sobre vulnerabilidade ambiental e um ponto em comum entre as pesquisas foi a forma como as informações geradas foram usadas pelas autoridades ou órgãos gestores: os dados de vulnerabilidade se tornaram um instrumento de gestão, tomada de decisões e base para o desenvolvimento de programas de monitoramento. As informações obtidas com este trabalho devem ser usadas de maneira similar no Ifes de Alegre, pois grande parte de sua área encontra-se susceptível aos impactos ambientais causados pelas atividades antropogênicas que estão sendo praticadas no campus e o mapeamento da vulnerabilidade ambiental antrópica deve ser disponibilizado, divulgado e usado como mecanismo para melhoria da qualidade ambiental.

A Instituição dispõe de um corpo técnico qualificado que pode traçar planos visando reduzir os impactos e tornar as atividades mais sustentáveis do ponto de vista ambiental. A situação atual pode ser controlada com programas de reflorestamento e implementação de boas práticas agrícolas com objetivo de aumentar a produção e manter a qualidade e estabilidade do solo.

Ge et al. (2019) destacam que, após verificado um quadro de vulnerabilidade, programas visando mitigar os impactos negativos devem ser implementados. No trabalho de Delevaux et al. (2018) foi determinada a vulnerabilidade ambiental de uma região agrícola na Califórnia, constatando que 58% da área foi enquadrada na classe de altíssima vulnerabilidade no ano de 2016. Por meio de programas de manejo do solo e reflorestamento, foi observada uma melhoria desse quadro: em 2018, 36% da área foi classificada com altíssima vulnerabilidade.

Na Figura 23 está representado o confronto da vulnerabilidade ambiental antrópica e as APP do Ifes campus de Alegre. Observa-se que as APP estão inseridas, em sua maioria, em áreas de altíssima (40,80%) e alta (25,96%) vulnerabilidade ambiental. Por esse confronto observa-se que as APP de cursos d'água possuem mais de 70% de sua área inseridas na classe de altíssima vulnerabilidade, resultado das atividades agrícolas praticadas às margens dos córregos.

Figura 23 - Confronto entre a vulnerabilidade ambiental antrópica e APP no Ifes campus de Alegre.



Fonte: a autora

Este resultado indica a importância em se preservar as margens dos cursos água. Conforme Peluzio et al. (2010) o uso das áreas marginais para a agricultura, pecuária, construção civil e atividades industriais reduz a vegetação original deixando os cursos d'água mais expostos a fenômenos como assoreamento, erosão e contaminação, ou seja, esta área torna-se mais vulnerável às atividades antrópicas.

A alta vulnerabilidade das APP de nascente também está associada ao alto potencial de lixiviação de agrotóxicos nestas áreas. Nobre et al. (2018) estudaram o nível do lençol freático em uma região agrícola no noroeste da Bahia, sendo o resultado traduzido por meio de um mapa de vulnerabilidade. Grande parte das APP de cursos d'água estavam situadas em áreas de altíssima vulnerabilidade, estando essas sujeitas à contaminação por agrotóxicos potencialmente lixiviados das plantações agrícolas. No trabalho de Muller (2017), que avaliou a vulnerabilidade ambiental à erosão no município de Itaguaçu, Espírito Santo, a APP de curso d'água estava em conflito com regiões de plantio de café e pastagem cultivada, contribuindo para a classificação como alta vulnerabilidade dessa área.

Para Borrelli et al. (2018), a recuperação ou a regeneração natural de uma APP é um processo dinâmico, envolvendo diversos fatores, que se processa de médio a longos prazos, porém é a medida mais importante para melhoria da qualidade ambiental, tornando a região menos vulnerável às atividades antropogênicas. Como mencionado, as classes de baixíssima e baixa vulnerabilidade são as áreas de maior concentração de fragmentos florestais, logo programas de reflorestamento poderiam ser desenvolvidos como forma de reduzir áreas com elevada vulnerabilidade e fortalecer os instrumentos de educação técnica e ambiental no campus.

4.5 Avaliação social

A avaliação social foi realizada através de um levantamento de dados em três Cooperativas na região de domínio da bacia hidrográfica do rio Itapemirim. Os empreendimentos estão descritos como Cooperativa A, Cooperativa B e Cooperativa C e as informações estão sintetizadas no Quadro 03. Embora essa pesquisa possua uma temática simplificada, o levantamento de dados permite traçar uma avaliação descritiva sobre o impacto econômico e social da atividade aquícola na região.

Quadro 3 - Levantamento de informações sobre a atividade aquícola na região sul do estado do Espírito Santo.

Informação	Cooperativa A	Cooperativa B	Cooperativa C
Capacidade de processamento	100.000 Kg por mês	100.000 Kg por mês	100.000 Kg por mês
Quantidade processada	30.000 Kg por mês	10.000 Kg por mês	35.000 Kg por mês
Número de empregos ¹	52	26	48
Principais produtos processados	Tilápia, traíra e rã	Tilápia	Tilápia, traíra, camarão e rã
Principais fornecedores ²	25 criatórios cadastrados e licenciados e representantes 46 autônomos não cadastrados	12 criatórios cadastrados e licenciados	27 criatórios cadastrados e licenciados e representantes 52 autônomos não cadastrados
Mercado consumidor	Municípios da região sul do Espírito Santo	05 centros de distribuição de alimentos da grande Vitória	Municípios da região sul do Espírito Santo e 05 centros de distribuição de alimentos da grande Vitória

¹ Empregos oficiais com carteira assinada;

² Os representantes denominados autônomos são pequenos proprietários rurais que possuem produção em pequena escala e não possuem CNPJ e licença ambiental, porém estão inseridos em programas de controle de qualidade desenvolvidos pelas Cooperativas.

A geração de empregos é o primeiro aspecto a ser notado como um dos benefícios da aquicultura para a região. As três Cooperativas somam um total de 126 empregos diretos, além de contratos temporários e serviços terceirizados que são registrados ao longo do ano. A maioria dos contratados trabalhavam com aquicultura, (principalmente no ramo de piscicultura) de maneira informal e a institucionalização do trabalho trouxe benefícios sociais e possibilitou um aumento da renda de muitas famílias.

Os três empreendimentos vêm apresentando crescimento expressivo ao longo dos anos, com perspectiva de um aumento na produção e criação de novas vagas de emprego. Por exemplo, a Cooperativa A iniciou suas atividades em 2016 com o processamento de apenas 3.200 Kg de tilápia por mês; em três anos de funcionamento a produção aumentou cerca de dez vezes e houve uma diversificação quanto aos produtos processados. Os gestores da Cooperativa afirmam que há um amplo mercado consumidor e oportunidades para aumentar a venda dos produtos, mas o objetivo principal é criar um padrão de qualidade em toda cadeia produtiva para assim, expandir a comercialização.

As Cooperativas recebem apoio técnico do Incaper e do IEMA através do projeto “Gestão em Campo”, que busca qualificar a mão de obra envolvida na produção industrial e dar orientações técnicas aos agricultores que trabalham com a criação dos organismos aquáticos. Esse programa de qualidade tem otimizado a produção e proporcionado maior lucratividade para o agricultor e para a Cooperativa. Os agricultores ou micro empresários que participam desse projeto estão denominados como fornecedores cadastrados no Quadro 3 e possuem cadastro CNPJ e regularização ambiental (documento administrativo de autorização ambiental de funcionamento ou licença ambiental emitido pelo IEMA). A Cooperativa B só trabalha com fornecedores cadastrados e as demais ainda possuem fornecedores que não estão inseridos neste projeto.

Quanto ao mercado consumidor, a produção da Cooperativa B é destinada apenas à centros de distribuição de alimentos na Grande Vitória. As Cooperativas A e C, além desse mercado também vende seus produtos na região onde estão instaladas. A Cooperativa C conta com um ponto de venda na própria área de produção; neste local existe um projeto onde também são comercializados produtos alimentícios artesanais, como doces caseiros.

Como comentado, esta avaliação permite apenas uma análise descritiva sobre os benefícios sociais e econômicos que a aquicultura promove na região sul do Espírito Santo. Não existem dados disponíveis para uma avaliação mais acurada sobre esse tema, demonstrando a importância de pesquisas com o objetivo de levantar informações mais representativas.

5 CONCLUSÃO

O uso e ocupação da terra do Ifes campus de Alegre é caracterizado por uma diversidade de cenários. Entre as atividades antropogênicas ao meio ambiente destacam-se as atividades antrópicas agrícolas (como a pastagem, áreas de cultivos agrícolas e aquicultura) e as atividades antrópicas não agrícolas (como as edificações e estradas). Estas atividades estão em expansão no campus e possuem grande potencial em causar impactos ambientais, fato apontando pela avaliação da vulnerabilidade ambiental antrópica que demonstrou que a área se encontra predominantemente, em regiões de altíssima e alta vulnerabilidade.

Ao avaliar a qualidade da água observa-se que a lagoa paisagística próxima à unidade de suinocultura apresenta-se poluída, com elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, o que ocasiona a redução da concentração de oxigênio dissolvido na água. Pela análise de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, a lagoa da suinocultura apresentou a maior toxicidade entre as amostras avaliadas. As lagoas de piscicultura apresentaram maior toxicidade que as lagoas paisagísticas, córregos e poço subterrâneo, podendo esta, ser atribuída à ração animal enriquecida com produtos químicos.

A análise de correlação canônica indicou uma correlação positiva e significativa entre área natural e OD (0,63) e arborização urbana e OD (0,69) apontando que um incremento em áreas naturais e arborização tende a aumentar a concentração de oxigênio na água. Em sentido contrário está pastagem e agricultura que possui correlação negativa com OD (-0,59), ou seja, incrementos nessa classe de uso da terra tende a reduzir a concentração de OD. As áreas agricultáveis apresentaram correlação positiva e significativa com as variáveis DQO (0,56), N-NH₃ (0,51) e F_{total} (0,61), indicando que em função de fatores como dosagem aplicada e condições do solo, aditivos químicos tendem a ser lixiviados para água, aumentando a concentração de compostos recalcitrantes e nutrientes.

O conflito entre o uso e ocupação da terra e áreas de APP demonstrou que do total da área destinada a APP no Ifes, 28,27% (corresponde a 29,24 ha de extensão) encontra-se em uso conflitante da terra. As principais áreas de conflito ocorrem nas classes de pastagem e agricultura.

Em relação a estimativa do potencial de lixiviação de agrotóxicos para a cultura de café, os resultados obtidos pelos métodos GUS e LIX foram similares, apontando

que os princípios ativos com maior potencial de lixiviação foram Sulfentrazone e Tiametoxam. Em relação aos métodos RF/AF, dentre os princípios ativos avaliados, Sulfentrazone apresentou os maiores percentuais de área classificadas com Muito Alto potencial de lixiviação. Resultado similar ocorreu com a aplicação do método TLPI, que indicou o composto Sulfentrazone com potencial de lixiviação classificado como Baixo, sendo que os demais foram classificados como Muito Baixo.

A aplicação dos métodos citados associados as técnicas de Sistemas de Informações Geográficas, são úteis para a avaliação do potencial risco de contaminação das águas subterrâneas, monitorando diversos princípios ativos em áreas extensas, de forma rápida, eficiente e econômica, facilitando a tomada de decisões para a escolha dos agrotóxicos mais indicados para aplicação, além de permitir a classificação de áreas suscetíveis à contaminação pelos agrotóxicos.

Em análise da importância social da atividade de aquicultura, observa-se que este setor agrícola é representativo para a economia mundial, com taxas de crescimento aceleradas em muitas regiões. A expansão resultou no aumento da produção de alimentos e em uma maior concentração de poluentes descartados no meio ambiente, comprometendo a qualidade da água. Logo, para que a aquicultura seja uma prática sustentável, deve envolver políticas e investimentos em pesquisas visando o controle ambiental da atividade. Na região sul do estado do Espírito Santo a piscicultura vem se destacando como uma atividade importante, gerando empregos e agregando conhecimento onde estão instaladas as unidades de processamento industrial e a as áreas de reprodução dos organismos aquáticos.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKHMADIYEVA, Z.; ABDULLAEV, I. Water management paradigm shifts in the Caspian Sea region: Review and outlook. **Journal of Hydrology**, v. 568, n. November 2018, p. 997–1006, 2019.
- AMEUR, F. et al. Prosper, survive or exit: Contrasted fortunes of farmers in the groundwater economy in the Saiss plain (Morocco). **Agricultural Water Management**, v. 191, p. 207–217, 2017.
- ANNYS, S. et al. Impacts of the hydropower-controlled Tana-Beles interbasin water transfer on downstream rural livelihoods northwest Ethiopia. *Journal of Hydrology*, v. 569, n. December 2018, p. 436–448, 2019. AQUINO, A. R. **Vulnerabilidade ambiental**. São Paulo: Blucher, 2017. 112 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PISCICULTURA (PEIXE BR). Anuário da Piscicultura em 2018. Disponível em: <<http://www.aquaculturebrasil.com/wp-content/uploads/2018/02/numeros-piscicultura-2017-peixe-br-1.jpg>>. Acesso em: fev 2019.
- BANNWARTH, M. A. et al. Non-hazardous pesticide concentrations in surface waters: An integrated approach simulating application thresholds and resulting farm income effects. **Journal of Environmental Management**, v. 165, p. 298–312, 2016.
- BANOO, Z. et al. Integrating Spatial Multi Criteria Decision Making (SMCDM) with Geographic Information Systems (GIS) for delineation of the most suitable areas for aquifer storage and recovery (ASR). **Journal of Hydrology**, v. 551, p. 577–595, 2017.
- BILA, D. M. **Degradação e remoção da atividade estrogênica do desregulador endócrino 17 β -estradiol pelo processo de ozonização**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2018, 203f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, 2018.
- BORRELLI, P. et al. land use change on soil erosion. **Nature Communications**, v. 17, p. 1202–1224, 2018.
- BOULANGE, J. et al. Development and validation of a basin scale model PCPF-1 @ SWAT for simulating fate and transport of rice pesticides. **Journal of Hydrology**, v. 517, p. 146–156, 2014.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pesca e Abastecimento (MAPA). **Instrução Normativa nº 26, de 9 de julho de 2009**. Regulamento técnico para a fabricação, o controle de qualidade, a comercialização e o emprego de produto antimicrobianos de uso veterinário. Brasília, 2009.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2914 de 25 de março de 2011**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília, 2011.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430 de 11 de março de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília, 2011.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 396 de 07 de abril de 2008**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Brasília, 2008.
- BUKOWSKA, A. et al. Predicting blooms of toxic cyanobacteria in eutrophic lakes with diverse cyanobacterial communities. **Nature Communications**, n.32, p. 1–12, 2017.

- BURGESS, W. G. et al. Terrestrial water load and groundwater fluctuation in the Bengal Basin. **Nature Communications**, n.45, p. 1–11, 2017.
- ÇELIKER, M. et al. Factors controlling arsenic and selected potentially toxic elements in stream sediment – soil and groundwater – surface water systems of a hydrologically modified semi-closed basin (Uluova) in Elazığ Province , Eastern Turkey. **Journal of Hydrology**, v. 569, n. December 2018, p. 167–187, 2019.
- CHEN, B. et al. Complex pollution of antibiotic resistance genes due to beta -lactam and aminoglycoside use in aquaculture farming. **Water Research**, v. 134, p. 200–208, 2018.
- CHUN, S. et al. Improving water quality using settleable microalga *Ettlia* sp . and the bacterial community in freshwater recirculating aquaculture system of *Danio rerio*. **Water Research**, v. 135, p. 112–121, 2018.
- CLARKE, R. T. **Hidrologia estatística**. In: TUCCI, C. E. (Org.). *Hidrologia: ciência e aplicação*. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2002. p.659-702.
- COORS, A. et al. Prospective environmental risk assessment of mixtures in wastewater treatment plant effluents e Theoretical considerations and experimental verification. **Water Research**, v. 140, p. 56–66, 2018.
- DELEVAUX, J. M. S. et al. Scenario planning with linked land- sea models inform where forest conservation actions will promote coral reef resilience. **Scientific Reports**, v. 12, n. January, p. 1101–1123, 2018.
- DEMIR, A. E. A.; DILEK, F. B.; YETIS, U. A new screening index for pesticides leachability to groundwater. **Journal of Environmental Management**, v. 231, n. October 2018, p. 1193–1202, 2019.
- DOS SANTOS, A. R. et al. Geotechnology and landscape ecology applied to the selection of potential forest fragments for seed harvesting. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 1050–1063, 2016a.
- DOS SANTOS, G. M. A. D. A. et al. GIS applied to agr climatological zoning and agrotoxin residue monitoring in tomatoes: A case study in Espírito Santo state, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 429–439, 2016b.
- EUGENIO, F. C. et al. Applying GIS to develop a model for forest fire risk: A case study in Espírito Santo, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 173, p. 65–71, 2016
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Fishery Statistical Databases**. 2018. Disponível em: <<http://www.fao.org/fishery/statistics/global-captureproduction/en-www.fao.org/fishery/statistics/global-aquaculture-production/en>>. 2018>. Acesso em: fev 2019.
- FENG, H.; LIU, Y. Combined effects of precipitation and air temperature on soil moisture in different land covers in a humid basin. **Journal of Hydrology**, v. 531, p. 1129–1140, 2015.
- FERRARI, G.L. **Avaliação de geotecnologias para subsidiar o mapeamento do uso e cobertura da terra no Instituto Federal do Espírito Santo – campus de Alegre**. Campos dos Goytacazes: UNFF, 2012, 230f. Tese (Doutorado - Produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias. Campos dos Goytacazes, RJ, 2012.
- GALL, H. E. et al. Advances in Water Resources Assessing the impacts of anthropogenic and hydro-climatic drivers on estrogen legacies and trajectories. **Advances in Water Resources**, v. 87, p. 19–28, 2016.
- GAO, P. et al. Occurrence of sulfonamide and tetracycline-resistant bacteria and resistance genes in aquaculture environment. **Water Research**, v. 46, n. 7, p. 2355–2364, 2012.
- GE, L. et al. The importance of reactive oxygen species on the aqueous phototransformation of sulfonamide antibiotics : kinetics , pathways , and comparisons with direct photolysis. **Water Research**, v. 149, p. 243–250, 2019.

- GEISTLINGER, H.; MOHAMMADIAN, S. Advances in Water Resources Capillary trapping mechanism in strongly water wet systems : Comparison between experiment and percolation theory. **Advances in Water Resources**, v. 79, p. 35–50, 2015.
- GENTRY, R. R. et al. aquaculture. **Nature Ecology & Evolution**, p. 1–8, 2017.
- GEPHART, J. A. et al. surrounding freshwater use in seafood production chains. **Advances in Water Resources**, v. 0, p. 1–10, 2017.
- GHESQUIÈRE, O. et al. Regional Studies Scenarios of groundwater chemical evolution in a region of the Canadian Shield based on multivariate statistical analysis. **Journal of Hydrology**, v. 4, p. 246–266, 2015.
- GONZAGA, M.V.M. **Rendimento de carcaça e aspectos sanitários de Tilápia do Nilo e Catfish**. Alegre: UFES, 2015, 86f. Dissertação (Mestrado em Ciências Veterinárias) - Universidade Federal do Espírito Santo, UFES, Alegre, ES, 2015.
- GUO, H. et al. A highly selective surface coating for enhanced membrane rejection of endocrine disrupting compounds : Mechanistic insights and implications. **Water Research**, v. 121, p. 197–203, 2017.
- GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.8, n.4, p.339-357, 1989.
- HAIR, J.H. et al. **Análise multivariada de dados**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 688 p.
- HLIHOR, R. et al. Modelling the behavior of pesticide residues in tomatoes and their associated long-term exposure risks. **Journal of Environmental Management**, v. 233, n. November 2017, p. 523–529, 2019.
- HUGO, V. et al. Alluvial groundwater recharge estimation in semi-arid environment using remotely sensed data. **Journal of Hydrology**, v. 548, p. 1–15, 2017.
- IUPAC. International Union of Pure and Applied Chemistry. **PPDB: Pesticide Properties DataBase**. 2018. Disponível em: <<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm>>. Acesso em:: dez 2018.
- JANKOVIC, I. et al. Advances in Water Resources When good statistical models of aquifer heterogeneity go right : The impact of aquifer permeability structures on 3D flow and transport. **Advances in Water Resources**, v. 100, p. 199–211, 2017.
- JIN, S.; RAY, C.; HANTUSH, M. M. ScienceDirect Applying a statewide geospatial leaching tool for assessing soil vulnerability ratings for agrochemicals across the contiguous United States. **Water Research**, v. 77, p. 107–118, 2015.
- JORDÃO, C de O. **A vulnerabilidade ambiental e o planejamento territorial do cultivo de cana-de-açúcar**. São Carlos: USP, 2018. 231f. Dissertação (Mestrado em Ciência da Engenharia Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2018.
- KUBITZA, F. A evolução da tilapicultura no Brasil: produção e mercado. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 76, mar./abr. 2017.
- LEO, E.C. **Os planos de recursos hídricos e suas influências sobre as práticas de gestão nos comitês de bacias: um estudo de caso nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí**. Piracicaba: ESALQUE, 2014, 174 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, USP, Piracicaba, SP, 2014.
- LE, C.; STUCKEY, D. C. Impact of feed carbohydrates and nitrogen source on the production of soluble microbial products (SMPs) in anaerobic digestion. **Water Research**, v. 122, p. 10–16, 2017.
- LI, P. et al. Analysis of the functional gene structure and metabolic potential of microbial community in high arsenic groundwater. **Water Research**, v. 123, p. 268–276, 2017.

- LOU, Y. et al. Influences of dissolved organic matters on tetracyclines transport in the process of struvite recovery from swine wastewater. **Water Research**, v. 134, p. 311–326, 2018.
- LOURENCETTI, C.; SPADOTTO, C. A.; SILVA, M. S.; RIBEIRO, M. L. Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre métodos de previsão de lixiviação. **Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.15, p.1-14, 2005.
- MACHIWAL, D.; JHA, M. K. Regional Studies Identifying sources of groundwater contamination in a hard-rock aquifer system using multivariate statistical analyses and GIS-based geostatistical modeling techniques. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, p. 80–110, 2015.
- MAGRO, M. et al. The surface reactivity of iron oxide nanoparticles as a potential hazard for aquatic environments: A study on *Daphnia magna* adults and embryos. **Scientific Reports**, n. August, p. 1–15, 2018.
- MARCHI, E. C. S. et al. International Soil and Water Conservation Research Use of the Nitrogen Index to assess nitrate leaching and water drainage from plastic-mulched horticultural cropping systems of Florida ☆. **International Soil and Water Conservation Research**, n. April, p. 1–8, 2016.
- MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R.; GARCÍA-RUBIO, M. A.; GONZÁLEZ-GÓMEZ, F. Which factors, and to what extent, influence the condition of urban water distribution networks. An empirical analysis of the Spanish case. **Water Resources and Economics**, v. 18, n. February, p. 20–33, 2017.
- MAZOUZ, R.; ASSANI, A. A.; RODRÍGUEZ, M. A. Application of redundancy analysis to hydroclimatology: A case study of spring heavy floods in southern Québec (Canada). **Journal of Hydrology**, v. 496, p. 187–194, 2013.
- MEDEIROS, V. S. **Análise estatística de eventos críticos de precipitação relacionados a desastres naturais em diferentes regiões do Brasil**. São Paulo: USP, 2013, 223f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, SP, 2013.
- MIRZOYAN, N.; GROSS, A. Use of UASB reactors for brackish aquaculture sludge digestion under different conditions. **Water Research**, v. 47, n. 8, p. 2843–2850, 2013.
- MO, W.; WANG, H.; JACOBS, J. M. Understanding the influence of climate change on the embodied energy of water supply. **Water Research**, v. 95, p. 220–229, 2016.
- MOECK, C. et al. Multicomponent statistical analysis to identify flow and transport processes in a highly-complex environment. **Journal of Hydrology**, v. 542, p. 437–449, 2016.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. **Hidrologia estatística**. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.
- NOORI, N.; KALIN, L. Coupling SWAT and ANN models for enhanced daily streamflow prediction. **Journal of Hydrology**, v. 533, p. 141–151, 2016.
- OLIVEIRA, L.T. **Método para identificar áreas prioritárias à recomposição florestal visando aumentar a disponibilidade hídrica**. Alegre, UFES, 2018, 147f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias e Engenharias, UFES, Alegre, ES, 2018.
- PAN, Y. et al. Lethal / sublethal responses of *Daphnia magna* to acute norfloxacin contamination and changes in phytoplankton-zooplankton interactions induced by this antibiotic. **Nature Publishing Group**, n. January, p. 1–10, 2017.
- PARAÍBA, L. C.; SPADOTTO, C. A. Soil temperature effect in calculating attenuation and retardation factors. **Chemosphere**, v.48, p.905-912, 2002.

- PARAÍBA, L. C.; CERDEIRA, A. L.; SILVA, E. F. MARTINS, J. S.; COUTINHO, H. L. C. Evaluation of soil temperature effect on herbicide leaching potential into groundwater in the Brazilian Cerrado. **Chemosphere**, v. 53, p.1087-1095, 2003.
- PARIZI, E. et al. Vulnerability mapping of coastal aquifers to seawater intrusion: Review, development and application. **Journal of Hydrology**, v. 570, n. December 2018, p. 555–573, 2019.
- PELUZIO, T. M. D. O. et al. **Mapeamento de Áreas de Preservação Permanente no ArcGis 9.3**. 2010.
- PREHN, J. et al. Impact of water boundary layer diffusion on the nitrification rate of submerged biofilter elements from a recirculating aquaculture system. **Water Research**, v. 46, n. 11, p. 3516–3524, 2012.
- RAPTIS, C. E.; JURASKE, R.; HELLWEG, S. Investigating the relationship between toxicity and organic sum-parameters in kraft mill effluents. **Water Research**, v. 6, p. 2–11, 2014.
- REGAZZI, A. J. INF 766 - **Análise multivariada**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. Departamento de Informática, 2001. 166p. Apostila de disciplina.
- REICHWALDT, E. S. et al. Sterols indicate water quality and wastewater treatment efficiency. **Water Research**, v. 108, p. 401–411, 2017.
- RIBEIRO, L. F. et al. Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 365–383, p. 19, 2014.
- RIDOLFI, E. et al. Advances in Water Resources A new methodology to define homogeneous regions through an entropy based clustering method. **Water Research**, v. 96, p. 237–250, 2016.
- ROSA, L.; GONÇALVES, A.; SÉRGIO, P. Relevance of hydrological variables in water-saving efficiency of domestic rainwater tanks: Multivariate statistical analysis. **Journal of Hydrology**, v. 545, p. 163–171, 2017.
- SALIFU, A. et al. Multivariate statistical analysis for fluoride occurrence in groundwater in the Northern region of Ghana. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 140–141, p. 34–44, 2012.
- SANTOS, A. R. **Espacialização de Dados Meteorológicos no ArcGIS 10.3: Passo a Passo Alegre** - ES. Alegre, ES: CAUFES, 2015.
- SANTOS, A. R. et al. **Geotecnologias aplicadas aos recursos florestais**. Alegre, ES: CAUFES, 2012.
- SANTOS, G.M.A.D. **Espacialização do risco de lixiviação de agrotóxicos em áreas de cafeicultura no estado do Espírito Santo**. Viçosa, UFV, 2017, 183f. Tese (Doutorado em Agroquímica) – Universidade Federal de Viçosa, UFV, Viçosa, MG, 2017.
- SANTOS, J. L. O.; LEITE, O. D. Avaliação do risco de contaminação de águas subterrâneas na região Oeste da Bahia pelo inseticida carbofuran, empregando os modelos Attenuation Factor (AF) e Retardation Factor (RF). **Journal of Chemistry**, v.8, n.1, p.28-35, 2016.
- SILVA, M.S. **Energia elétrica, estatização e desenvolvimento**. São Paulo: Alameda, 2017.
- SILVA, S.F. **Risco de lixiviação de agrotóxicos em áreas de aptidão edafoclimática para a cultura do eucalipto**. Alegre, UFES, 2018. Projeto de Pós Doutorado. Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias e Engenharias, UFES, Alegre, ES, 2018
- SPADOTTO, C. A. Screening method for assessing pesticide leaching potential. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.12, p.69-78, 2002.
- SINGH, A. et al. Science Direct UV and hydrogen peroxide treatment restores changes in innate immunity caused by exposure of fish to reuse water. **Water Research**, v. 71, p. 257–273, 2015.

- SINGH, A. Hydrological problems of water resources in irrigated agriculture: A management perspective. **Journal of Hydrology**, v. 541, p. 1430–1440, 2016.
- SWARTJES, F. A.; OTTE, P. F. A novel concept in ground water quality management : Towards function specific screening values. **Water Research**, v. 119, p. 187–200, 2017.
- TAVAKOLY, A. A. et al. An integrated framework to model nitrate contaminants with interactions of Agriculture groundwater and surface water at regional scales : The STICS – EauDyssée coupled models applied over the Seine River Basin. **Journal of Hydrology**, v. 568, n. July 2018, p. 943–958, 2019.
- TAYLOR, S. D.; HE, Y.; HISCOCK, K. M. Modelling the impacts of agricultural management practices on river water quality in Eastern England. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 147–163, 2016.
- TEBALDI, V. et al. Environmental risk assessment for sustainable pesticide use in coffee production. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 219, n. October 2017, p. 18–27, 2018.
- TEIXEIRA, A. M. G. **Qualidade da água e estrutura da comunidade zooplânctônica em uma lagoa com atividade de piscicultura em tanques-rede no médio Rio Doce – MG**. Belo Horizonte: UFMG, 2015, 54f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG, Belo Horizonte, 2015.
- TUCCI, C.E.M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: Editora UFRGS/ABRH, 2005. 678p.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Guidelines for ecological risk assessment. 63 Federal Register, p 26846-26924, Washington, DC. 2018.
- VERMEIRSEN, L. M. et al. Corrosion protection products as a source of bisphenol A and toxicity to the aquatic environment. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 123, p. 586–593, 2017.
- VIEIRA FILHO, J. E. R.; FISHLOW, A. **Agricultura e indústria no Brasil: inovação e competitividade**. Brasília: Ipea, 2017.
- VILLELA, S.M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245 p.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and graywater**. Volume 5: Wastewater use in agriculture. Geneva: WHO. 2017. 202 p.
- YAMIN, G. et al. Accumulation of humic-like and proteinaceous dissolved organic matter in zero-discharge aquaculture systems as revealed by fluorescence EEM spectroscopy. **Water Research**, v. 108, p. 412–421, 2017.
- YANG, Y. et al. Micropollutants in groundwater from septic systems : Transformations , transport mechanisms , and human health risk assessment. **Water Research**, v. 123, p. 258–267, 2017.
- ZHANG, H. et al. Advances in Water Resources Multi-period calibration of a semi-distributed hydrological model based on hydroclimatic clustering. **Advances in Water Resources**, v. 34, n. 10, p. 1292–1303, 2011.
- ZHANG, Q.; YANG, Q.; WANG, C. SRTM Error Distribution and its Associations with Landscapes across China. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 82, n. 2, p. 135–148, 2016.
- ZHOU, Y. et al. Improving water quality in China : Environmental investment pays dividends. **Water Research**, v. 118, p. 152–159, 2017.

ANEXO – RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO QUÍMICAS E ENSAIOS TOXICOLÓGICOS

Tabela A21 - Resultados das análises físico químicas.

Pontos	Parâmetros físico químicos																	
	Maio 2018						Junho 2018						Julho 2018					
	pH	Tur	OD	DQO	NH ₃	F _{Total}	pH	Tur	OD	DQO	NH ₃	F _{Total}	pH	Tur	OD	DQO	NH ₃	F _{Total}
-	UT	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	-	UT	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	-	UT	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	
1	7,45	35	5,67	18,23	0,121	0,133	7,43	NR	5,87	25,6	0,211	0,213	6,89	NR	4,76	22,3	0,165	0,189
2	6,4	33	5,01	31,5	0,152	0,124	6,61	NR	5,43	28,2	0,175	0,176	5,81	NR	5,50	25,6	0,184	0,212
3	6,4	29	4,55	27,6	0,232	0,310	7,11	NR	5,32	31,0	0,264	0,287	6,74	NR	4,98	29,5	0,225	0,276
4	5,88	38	3,89	33,2	0,315	0,211	6,31	NR	4,23	34,9	0,273	0,232	6,12	NR	3,88	35,2	0,313	0,244
5	6,32	41	4,12	34,7	0,287	0,243	5,67	NR	4,26	31,2	0,303	0,211	5,44	NR	4,57	31,7	0,304	0,256
6	7,11	32	5,21	22,8	0,087	0,176	7,21	NR	5,19	23,4	0,101	0,188	7,35	NR	5,06	23,3	0,181	0,210
7	5,43	52	4,56	30,2	0,275	0,236	6,23	NR	4,38	33,5	0,242	0,295	5,89	NR	4,65	34,6	0,213	0,267
8	5,67	38	4,37	32,1	0,281	0,247	5,75	NR	5,01	31,5	0,222	0,287	6,80	NR	4,77	33,7	0,268	0,266
9	4,53	76	2,31	76,7	0,766	0,347	4,11	NR	3,10	83,2	0,711	0,342	3,76	NR	2,27	77,4	0,648	0,338
10	6,10	ND	5,11	29,4	0,037	0,023	6,76	NR	5,53	32,2	ND	0,019	6,60	NR	5,24	30,7	0,053	ND
11	7,1	43	3,0	38,7	0,632	0,071	7,4	NR	2,90	29,0	0,542	0,200	6,9	NR	3,7	35,4	0,534	0,212
12	6,8	13	5,02	9,10	0,045	0,121	7,0	NR	5,84	22,9	0,032	0,080	6,4	NR	5,20	10,5	0,012	ND

Onde: pH = potencial hidrogenionico; Tur = turbidez; OD = oxigênio dissolvido; DQO = demanda química de oxigênio; NH₃ = nitrato; F_{total} = fósforo total; ND = não detectável pelo método usado; NR = amostragem não realizada.

Tabela A22 - Resultados das análises físico químicas representando a média e desvio padrão dos parâmetros.

Pontos	Parâmetros físico químicos											
	pH		Turbidez (UT)		OD (mgL ⁻¹)		DQO (mgL ⁻¹)		N –NH ₃ (mgL ⁻¹)		F _{total} (mgL ⁻¹)	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
1	7,26	0,32	-	-	5,43	0,59	22,04	3,69	0,166	0,045	0,178	0,041
2	6,27	0,41	-	-	5,31	0,27	28,43	2,96	0,170	0,017	0,171	0,044
3	6,75	0,36	-	-	4,95	0,39	29,37	1,70	0,240	0,021	0,291	0,017
4	6,10	0,22	-	-	4,00	0,20	34,43	1,08	0,300	0,024	0,229	0,017
5	5,81	0,46	-	-	4,32	0,23	32,53	1,89	0,298	0,010	0,237	0,023
6	7,22	0,12	-	-	5,15	0,08	23,17	0,32	0,123	0,051	0,191	0,017
7	5,85	0,40	-	-	4,53	0,14	32,77	2,29	0,243	0,031	0,266	0,030
8	6,07	0,63	-	-	4,72	0,32	32,43	1,14	0,257	0,031	0,267	0,020
9	4,13	0,39	-	-	2,56	0,47	79,10	3,57	0,708	0,059	0,342	0,005
10	6,49	0,34	-	-	5,29	0,22	30,76	1,98	0,166	0,045	0,021	-
11	7,13	0,25	-	-	3,20	0,41	34,76	4,9	0,569	0,054	0,161	0,078
12	6,83	0,38	-	-	4,68	1,5	24,03	14,1	0,025	0,001	0,075	0,001

Onde: pH = potencial hidrogenionico; Tur = turbidez; OD = oxigênio dissolvido; DQO = demanda química de oxigênio; NH₃ = nitrato; F_{total} = fósforo total; ND = não detectável pelo método usado; NR = amostragem não realizada.

Tabela A23 - Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis*.

Concentração (%)	N° inicial de organismos	N° de organismos mortos								
		Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Amostra 4	Amostra 5	Amostra 6	Amostra 7	Amostra 8	
Controle	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6,25	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12,0	20	0	0	0	0	1	0	0	0	0
25	20	1	0	0	0	0	0	0	0	1
50	20	0	0	0	1	0	0	0	0	0
75	20	1	0	0	0	0	0	0	1	0
100	20	2	1	0	0	0	0	1	0	0

Tabela A24 - Resultados dos ensaios de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*.

Amostra 1 – P1 – Lagoa Piscicultura – Cl₂₅(%) = 26,8												
Concentração (%)	N° inicial de organismos	N° de organismos neonatos										N° de fêmeas sobreviventes
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Controle	1	11	11	8	9	9	10	11	8	M	8	7
6,25	1	11	9	10	10	9	9	8	11	9	9	8
12,0	1	10	M	10	8	9	9	11	10	10	9	8
25	1	9	10	10	8	8	10	10	10	8	9	8
50	1	9	9	8	M	9	10	9	9	8	8	7
75	1	8	7	8	9	10	11	M	9	10	10	8
100	1	8	9	10	10	10	8	9	11	10	10	9
Amostra 2 – P2 – Córrego Prédio de Extensão - Cl₂₅(%) = 64,2												
Concentração (%)	N° inicial de organismos	N° de organismos neonatos										N° de fêmeas sobreviventes
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Controle	1	12	11	8	9	9	10	11	13	M	8	9
6,25	1	11	9	10	10	9	9	8	11	9	9	9
12,0	1	13	8	10	8	9	9	10	10	10	9	10
25	1	9	10	10	8	12	10	10	10	8	9	8
50	1	9	10	9	9	9	10	9	9	8	8	9
75	1	8	7	8	9	10	11	M	9	10	10	9
100	1	10	9	10	10	10	8	9	11	10	M	9
Amostra 3 – P4 – Lagoa Piscicultura - Cl₂₅(%) = 31,5												
Concentração (%)	N° inicial de organismos	N° de organismos neonatos										N° de fêmeas sobreviventes
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Controle	1	10	9	8	9	9	10	11	9	8	8	9
6,25	1	10	9	10	10	9	9	8	10	9	9	9
12,0	1	9	8	8	8	9	9	10	10	10	9	7
25	1	9	10	10	8	11	10	10	9	8	9	8
50	1	9	10	9	9	9	10	9	9	8	8	9
75	1	8	7	8	9	9	10	M	9	10	10	7
100	1	10	9	10	9	10	8	9	9	8	M	7

M = organismo morto.

Tabela A24 - Resultados dos ensaios de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* (Continuação).

Amostra 4 – P7 – Lagoa Piscicultura - $Cl_{25}(\%) = 32,1$												
Concentração (%)	N° inicial de organismos	N° de organismos neonatos										N° de fêmeas sobreviventes
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Controle	1	M	10	11	10	9	10	9	10	10	8	8
6,25	1	9	10	9	10	9	9	8	11	9	M	9
12,0	1	10	8	10	8	9	9	10	10	10	9	9
25	1	9	10	10	8	12	10	10	9	8	9	9
50	1	9	10	9	9	9	M	9	9	8	8	8
75	1	9	9	8	9	10	9	11	9	9	10	7
100	1	9	9	8	9	9	8	9	10	8	8	7

Amostra 5 – Lagoa Suinocultura - $Cl_{25}(\%) = 14,9$												
Concentração (%)	N° inicial de organismos	N° de organismos neonatos										N° de fêmeas sobreviventes
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Controle	1	8	9	8	10	9	10	11	10	10	9	7
6,25	1	8	11	8	10	9	9	8	11	9	9	7
12,0	1	6	8	7	8	9	9	10	7	10	9	6
25	1	9	10	10	M	10	10	10	10	8	9	8
50	1	9	10	9	M	9	9	9	9	8	8	6
75	1	9	9	8	9	10	M	7	9	18	10	7
100	1	6	7	M	9	8	8	9	7	6	8	7

Amostra 6 – Poço Subterrâneo - $Cl_{25}(\%) = 58,7$												
Concentração (%)	N° inicial de organismos	N° de organismos neonatos										N° de fêmeas sobreviventes
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Controle	1	10	11	11	10	9	10	10	10	11	10	9
6,25	1	11	11	10	10	9	9	9	11	9	9	10
12,0	1	10	8	10	8	10	9	10	10	10	9	9
25	1	M	10	10	10	11	10	10	10	8	9	8
50	1	9	10	9	9	9	9	9	9	8	8	9
75	1	8	9	8	9	10	10	11	9	10	M	8
100	1	9	9	10	M	9	M	9	10	10	8	7

M = organismo morto.

Tabela A24 - Resultados dos ensaios de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* (Continuação).

Amostra 7 - $Cl_{25}(\%) = 40,2$												
Concentração (%)	N° inicial de organismos	N° de organismos neonatos										N° de fêmeas sobreviventes
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Controle	1	10	10	8	9	9	M	10	M	9	8	8
6,25	1	M	9	10	10	9	9	8	11	9	9	9
12,0	1	10	9	10	8	7	9	10	10	10	9	8
25	1	9	10	10	8	8	10	10	10	8	9	8
50	1	9	10	M	M	9	10	9	9	8	8	7
75	1	9	7	8	9	10	10	8	9	10	9	7
100	1	10	9	10	8	10	8	9	M	10	9	8

Amostra 8 - $Cl_{25}(\%) = 73,5$												
Concentração (%)	N° inicial de organismos	N° de organismos neonatos										N° de fêmeas sobreviventes
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Controle	1	12	11	8	9	9	10	11	11	9	8	10
6,25	1	11	9	10	10	9	9	8	11	9	9	10
12,0	1	10	M	10	8	7	9	10	10	10	9	9
25	1	9	10	10	8	8	10	10	10	8	9	8
50	1	9	10	9	9	9	10	9	9	8	8	9
75	1	10	7	8	9	10	10	8	9	10	9	8
100	1	10	9	10	8	10	8	9	11	10	10	8

M = organismo morto; NC – não