

Rafael da Rosa Couto

**VULNERABILIDADE DO SOLO A POLUIÇÃO POR
FÓSFORO, COBRE E ZINCO, EM ÁREAS SOB
APLICAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Roberto Martins

Coorientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho

Coorientador: Prof. Dr. Jucinei José Comin

Florianópolis
2014

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária
da UFSC.

Couto, Rafael da Rosa

Vulnerabilidade do solo a poluição por fósforo, cobre e zinco, em áreas sob aplicação de dejetos de suínos / Rafael Couto; orientador, Sérgio Martins ; coorientadores, Paulo Belli Filho; Jucinei José Comin - Florianópolis, SC,2014.

173 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. análise multicritério. 3. equação universal de perdas do solo. 4. Poluição ambiental. 5. fracionamento químico de P, Cu e Zn. I. Martins, Sérgio. II. Belli Filho, Paulo . III.

Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Rafael da Rosa Couto

**VULNERABILIDADE DO SOLO A POLUIÇÃO POR
FÓSFORO, COBRE E ZINCO, EM ÁREAS SOB APLICAÇÃO
DE DEJETOS DE SUÍNOS**

Esta Tese foi julgada adequada para obtenção do Título de Doutor em Engenharia Ambiental, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Florianópolis, 19 de setembro de 2014.

Prof. Dr. William Gerson Matias,
Coordenador do Curso

Prof., Dr. Sérgio R. Martins,
Orientador
UFSC – ENS-CTC

Prof., Dr. Paulo Belli F^o,
Co-Orientador
UFSC – ENS-CTC

Prof., Dr. Jucinei J. Comin,
Co-Orientador
UFSC – ENR-CCA

Banca Examinadora:

Profa., Dra. Cátia R. S. C. Pinto,
UFSC - CTC

Prof., Dr. Claudio R. F. Soares,
UFSC – MIP

Profa., Dra. Nádia B. Bonumá, Dra.
UFSC – ENS-CTC

Dr. Claudio R. Miranda,
EMBRAPA - Aves e Suínos

Dedico este trabalho à
minha mãe Rachel da Rosa
Couto (*in memoriam*) pelos
ensinamentos passados.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família pelo apoio retribuído nestes quatro anos, em especial a minha mãe Rachel da Rosa Couto, ao meu pai Sadi Soares Couto e minha irmã Stela da Rosa Couto.

Aos professores Sérgio Roberto Martins, Jucinei José Comin, Gustavo Brunetto, Luiz Carlos Pitol Martini, Antônio Ayrton Auzani Uberti, Luciano Colpo Gatiboni e Paulo Belli Filho pelos ensinamentos, orientações e co-orientações.

Aos membros da banca pela disponibilidade, sugestões para o aprimoramento deste estudo.

E aos grandes amigos e colegas de laboratório, Matheus Santos, Cleiton Lazzari, Talita Trap, Caroline Zanata e Cristian Back, sem eles não seria possível a concretização deste trabalho.

A todos os integrantes do laboratório de Solos, Água e Tecido Vegetal da UFSC e do Laboratório de Química e fertilidade do Solo da UFSM pelo coleguismo e a ajudas prestada.

A Ângela Maria Gutierrez pela paciência e força passada durante todo este período.

E a todas as pessoas que de alguma forma colaboraram para a realização deste trabalho.

Toda a Filosofia baseia-se
em apenas duas coisas:

Curiosidade e visão
limitada... O problema é que
queremos saber mais do que
podemos ver.

Bernard le Bovier de
Fontenelle (1686)

RESUMO

No estado de Santa Catarina as propriedades suícolas utilizam os dejetos líquidos de suínos como única fonte de nutrientes para as culturas ou para complementar a adubação mineral. Tal prática tem importância na ciclagem de nutrientes e, nas pequenas propriedades do município de Braço do Norte, cujo o tipo de solo possui baixos teores de macronutrientes como o P, esta prática torna-se essencial para o estabelecimento de culturas comerciais. No entanto, a aplicação de dejetos líquidos de suínos como adubo sem levar em conta critérios técnicos e/ou sucessivas nas mesmas áreas pode causar poluição do solo e de águas, sendo que as características ambientais intrínsecas do local, como exemplo a declividade do local e a textura do solo, podem potencializar este efeito e influenciar a vulnerabilidade a poluição do agroecossistema. O estudo objetivou avaliar a vulnerabilidade do solo a poluição com base nas frações de fósforo, cobre e zinco em áreas da bacia hidrográfica do Rio Coruja/Bonito. Para atingir os objetivos buscou-se informações que indicassem o nível de poluição de P, Cu e Zn de áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos (áreas de referência) e posteriormente se extrapolou estes dados para as áreas com características ambientais semelhantes. Portanto, a pesquisa foi realizada em duas partes. Em um primeiro momento dez áreas com aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo e em uma de floresta sem histórico de aplicação, as quais serviram de referência para a segunda etapa da pesquisa, foram estimadas as perdas de solo através da USLE, o tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos e a distância entre a área de aplicação de dejetos e os corpos d'água. Além disso, amostras de solo foram coletadas e submetidas ao fracionamento químico de P, Cu e Zn. Os dados foram analisados através de uma metodologia multicritério e estimada a vulnerabilidade à poluição por P, Cu e Zn das onze áreas. Na segunda etapa, foi realizada a extrapolação dos teores de P, Cu e Zn das áreas de referência e o levantamento das perdas de solo, cobertura do solo e tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos de parte da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito. A partir de tais dados, e, através de uma análise multicritério, foi estabelecida a vulnerabilidade a poluição por P, Cu e Zn do alto da bacia Rio Coruja/Bonito. Nas onze áreas de referência, as perdas de solo foram maiores naquelas sob cultivo anual e menores naquelas sob pastagem e floresta. Os maiores teores das frações de P, Cu e Zn das áreas de referência foram encontrados na camada superficial do solo (0,0-0,10 m), especialmente nas áreas com mais de 18 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos. A inclusão do

fracionamento químico na avaliação da vulnerabilidade à poluição por P mostrou-se mais rigoroso quando comparado com os métodos já utilizados na literatura que consideram apenas a fração de P disponível. A bacia Rio Coruja/Bonito apresentou uma maior porcentagem de áreas com cultivo de pastagem seguido por áreas de mata e reflorestamento, fato que refletiu em baixas perdas de solo. A extrapolação do método mostrou que alto da bacia Rio Coruja/Bonito apresenta vulnerabilidade à poluição por P, Cu e Zn predominantemente Muito Baixa e Média, sendo o tipo de cultivo e o tempo de aplicação de dejetos suínos no solo os principais elementos para este resultado.

Palavras chave: Poluição ambiental, erosão hídrica, fracionamento químico de P, Cu e Zn, análise multicritério.

ABSTRACT

In the south of Brazil swine farms use liquid pig slurry as their only source of nutrients for crops or to supplement chemical fertilizers. That practice is important in nutrient cycling and in small farms in Braço do Norte, Santa Catarina state, whose soil has low levels of nutrients such as P, this practice becomes essential for the establishment of commercial crops. However, the successively application of pig slurry as fertilizer without considering technical criteria can cause soil and water contamination, since intrinsic environmental characteristics may enhance this effect and influence the vulnerability of agroecosystems. The study aimed to assess the vulnerability of soil pollution based on fractions of phosphorus, copper and zinc in the watershed areas of the Rio Coruja/Bonito. Information to indicate the pollution level of P, Cu and Zn in areas under application of pig slurry (reference areas) were obtained and subsequently extrapolated this data for areas with similar environmental characteristics. Therefore, the research was conducted in two parts. First, soil losses with the ULSE method, the time of pig slurry application and the distance between the area with application and water bodies were estimated in ten areas with pig slurry application and in a forest without history of application. In addition, soil samples were collected and subjected to chemical fractionation of P, Cu and Zn. Data were analyzed using a multi-criteria methodology and estimated the vulnerability to pollution by P, Cu and Zn eleven areas. In the second stage was performed the extrapolation of the levels of P, Cu and Zn of the reference areas and the lifting of soil loss, soil cover, and time of application of pig slurry on the part of the watershed Rio Coruja/Bonito. In the eleven reference areas, soil losses were greatest in those under year cultivation and lower in those under pasture and forest. The highest levels of fractions of P, Cu and Zn of the reference areas were found in surface soil layer (from 0.0 to 0.10 m), especially in areas with more than 18 years of application of pig slurry. The inclusion of chemical fractionation in assessing vulnerability to pollution by P was more accurate when compared with the same methods used in the literature that consider only the fraction of P available. The Rio Coruja/Bonito watershed had a higher percentage of areas with cultivation of pasture

followed by reforestation and forest areas, a fact that was reflected in low soil losses. The extrapolation method indicated that the upper of the watershed Rio Coruja/Bonito is vulnerable to pollution P, Cu and Zn predominantly Very Low and Medium, being the type of crop and the time of application of manure in the soil the main elements for this result.

Key words: Environmental contamination, water erosion, chemical fractionation of P, Cu and Zn, multicriteria analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Exemplo de modelo de análise multicritério.....	46
Figura 2. Exemplo de sobreposição de camadas temáticas através do uso de sistema de informação geográfica-SIG.....	50
Figura 3. Localização de Braço do Norte, SC (A) e da Bacia Hidrográfica Rio Coruja/Bonito (B).....	55
Figura 4. Paisagem típica da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito (A, B) e Argissolo vermelho Amarelo típico com horizonte A proeminente (C) e moderado (D).	58
Figura 5. Distribuição da declividade no alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.	59
Figura 6. Modelo esquemático da metodologia utilizada no trabalho...	61
Figura 7. Áreas de referência sob aplicação de dejetos líquidos de suíno e de floresta no alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.	63
Figura 8. Bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito (contorno vermelho + contorno branco) e área de abrangência do estudo (contorno em branco).	77
Figura 9. Imagem utilizada para identificar o manejo das áreas do alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito, Braço do Norte, SC (A). Identificação das áreas e do tempo de aplicação de dejetos suínos (B).	79
Figura 10. Distribuição do tempo de aplicação de dejetos suínos no solo e do tipo de cobertura do solo do alto da bacia Rio Coruja/Bonito.....	80
Figura 11. Teores das frações de fósforo extraídas por RTA (A), NaHCO ₃ inorgânico (B), NaHCO ₃ orgânico (C), NaOH 0,1 M inorgânico (D) pelo método de Hedley em cinco profundidades de dez áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.....	88
Figura 12. Teores das frações de fósforo extraídas por NaOH 0,1 M orgânico (A) NaOH 0,5 M. inorgânico (B), NaOH 0,5 M. orgânico (C) e HCl (D) pelo método de Hedley em cinco profundidades de dez áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.....	89
Figura 13 Teores da fração de fósforo residual extraída pelo método de Hedley em cinco profundidades de dez áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.....	90
Figura 14. Porcentagem relativa da média das frações de P no solo extraídas pelo fracionamento químico proposto por Hedley et al. (1982),	

nas camadas de 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40, em dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.....	92
Figura 15. Relação entre o componente principal 1 (fator 1) e o componente principal 2 (fator 2), da média das frações de P nas camadas de 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m de solo de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta ^(*)	93
Figura 16. Teores das frações de Cu solúvel (A), trocável (B), mineral (C) e orgânica (D), obtidos pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), em cinco camadas de solos de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta	97
Figura 17. Teores das frações de Cu residual (A), soma das frações (B), e total (C) obtidos pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), em cinco camadas de solos de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.....	98
Figura 18. Porcentagem relativa da média das frações de Cu no solo extraídas pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), nas camadas de 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40, em dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.....	102
Figura 19. Relação entre o componente principal 1 (fator 1) e o componente principal 2 (fator 2), da média das frações de Cu nas camadas de 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m de solo de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta ^(*)	103
Figura 20. Teores das frações de Zn solúvel (A), trocável (B), mineral (C) e orgânica (D), obtidos pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), em cinco camadas de solos de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta	105
Figura 21. Teores das frações de Cu residual (A), soma das frações (B), e total (C) obtidos pelo fracionamento químico proposto por Tessier et	

al. (1979), em cinco camadas de solos de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta	106
Figura 22. Porcentagem relativa da média das frações de Zn no solo extraídas pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), nas camadas de 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40, em dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.	110
Figura 23 Relação entre o componente principal 1 (fator 1) e o componente principal 2 (fator 2), da média das frações de Zn nas camadas de 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m de solo de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta ^(*)	111
Figura 24. Perda de solo estimada pela USLE no alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.....	123
Figura 25. Vulnerabilidade a poluição por fósforo no alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.....	125
Figura 26. Vulnerabilidade a poluição por Cu e Zn no alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.....	128
Figura 27. Diagrama de dispersão e análise de regressão entre os teores de fósforo do escoamento superficial e a vulnerabilidade pelo método do fracionamento de Hedley et al. (1982).	132

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Coordenadas, tipo de cobertura do solo e tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos nas onze áreas avaliadas na bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.....	65
Tabela 2. Critérios, escala, escore e pesos adotados na classificação da vulnerabilidade à poluição por fósforo (P), cobre (Cu) e zinco (Zn) em áreas sob aplicações de dejetos líquidos de suínos.....	67
Tabela 3. Critério, variação e escala da taxa de aplicação de P, Cu e Zn contido nos dejetos líquidos de suínos.	69
Tabela 4. Fatores, características indicadoras e pesos adotados na classificação quanto a labilidade e influência das frações de P para o fator P adimensional no solo.	72
Tabela 5. Fatores, características indicadoras e pesos adotados na classificação quanto a labilidade e influência das frações de Cu e Zn para o Fator Cu e Zn adimensional.	73
Tabela 6. Faixa de variação e escala para os elementos P, Cu e Zn adimensional no solo.....	74
Tabela 7. Classificação dos teores de P, Cu e Zn adimensional de acordo com o tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo do alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.....	78
Tabela 8. Fator LS adimensional, perda de solo estimada e distância do curso de drenagem de dez propriedades sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta na bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.	83
Tabela 9. Atributos químicos e físicos do solo de dez propriedades sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta do alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.....	85
Tabela 10. Contrastes ortogonais nos diferentes extratores de P no solo de dez áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta..	91
Tabela 11. Contrastes ortogonais nos diferentes extratores de Cu no solo de dez propriedades com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.....	100
Tabela 12. Contrastes ortogonais nos diferentes extratores de Zn no solo de dez propriedades sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e floresta.....	108

Tabela 13. Vulnerabilidade a poluição por P em dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.	118
Tabela 14. Vulnerabilidade a poluição por P de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.	121

LISTA DE ABREVIATURAS

COT – Carbono orgânico total

CTC – Capacidade de troca de cátions

EAA – Espectrofotômetro de absorção atômica;

MO – Matéria orgânica;

RPM – Rotação por minuto;

SIG – Sistema de informação geográfica;

SPD – Sistema de plantio direto;

TOPSIS - Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution;

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina;

VPCuZn – Vulnerabilidade a poluição por cobre e zinco;

VPP – Vulnerabilidade a poluição por fósforo.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	25
1.1	Objetivos	28
1.1.1	<i>Objetivo Geral</i>	28
1.1.2	<i>Objetivos Específicos</i>	28
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	29
2.1	IMPACTO AMBIENTAL DE AGROSSISTEMAS	29
2.2	Vulnerabilidade	30
2.2.1	<i>Vulnerabilidade à Poluição</i>	32
3	MATERIAIS E MÉTODOS	54
3.1	ÁREA DE ESTUDO	54
3.2	ÁREAS DE REFERÊNCIA	61
3.2.1	<i>Índice de Vulnerabilidade</i>	65
3.2.2	<i>Análise estatística das frações de P, Cu e Zn</i>	75
3.2.3	<i>Caracterização do solo das áreas de referência</i>	75
3.3	EXTRAPOLAÇÃO DO ÍNDICE DE VULNERABILIDADE	76
3.3.1	<i>Validação do Método de Avaliação da Vulnerabilidade à Poluição por P</i>	81
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
4.1	PERDA DE SOLO ESTIMADA NAS ÁREAS DE REFERÊNCIA	81
4.2	ACÚMULO E FRAÇÕES DE P NAS ÁREAS DE REFERÊNCIA	87
4.3	ACÚMULO E FRAÇÕES DE COBRE E ZINCO NAS ÁREAS DE REFERÊNCIA	95
4.4	VULNERABILIDADE A POLUIÇÃO POR P, Cu e Zn NAS ÁREAS DE REFERÊNCIA	115
4.5	EXTRAPOLAÇÃO DO MÉTODO PARA O ALTO DA BACIA HIDROGRÁFICA RIO CORUJA/BONITO	121
4.5.1	<i>Características ambientais da área de estudo</i>	121
4.5.2	<i>Vulnerabilidade à Poluição por Fósforo Cu e Zn no Alto da Bacia Hidrográfica Rio Coruja/Bonito</i>	124
4.6	VALIDAÇÃO DO MÉTODO	131
5	CONCLUSÕES	133
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	134

1 INTRODUÇÃO

Os modelos de produção agrícola mais difundidos no mundo nas últimas quatro décadas priorizaram a eficiência técnica e econômica, onde a produtividade física foi aumentada de forma expressiva, com o objetivo de suprir a demanda do mercado e a maximização de lucros, porém sem a devida preocupação com a sua sustentabilidade no longo prazo (SPIES, 2009), gerando degradação ambiental. No entanto, existe uma preocupação crescente dos consumidores com as externalidades negativas causadas pelos produtos e serviços que consomem. Um produto já não é mais visto apenas pela sua natureza e forma física, mas também pela função que desempenha e pelos impactos que causa no âmbito econômico, social e ambiental. Essa conscientização crescente por “produtos limpos” ou “ambientalmente corretos” está sendo impulsionada em grande parte pela necessidade de assegurar a sustentabilidade dos processos produtivos, mas principalmente a sustentabilidade do planeta como um todo (SPIES, 2010).

A proteção dos recursos ambientais, como o solo, de contaminantes depende da análise dos impactos das atividades humanas e da fragilidade do ambiente perante determinada ameaça, entendida como um perigo latente, o fator de risco externo (CARDONA, 2003). A vulnerabilidade, que representa o risco interno, é caracterizada como o resultado das relações entre componentes bióticos e abióticos de um sistema, que irão determinar o impacto de determinada ameaça em um ecossistema (BRAUCH, 2005). Neste sentido, a vulnerabilidade do solo a determinada ameaça está atrelada a características intrínsecas, as quais são variáveis, dependendo do tipo de solo e da geografia do local (MÜLLER et al., 2004).

No sul do Brasil, especificamente no sul do estado de Santa Catarina, a suinocultura é praticada em pequenas propriedades rurais, que normalmente estão situadas em relevo acidentado, cujos tamanhos podem variar de 15 a 60 ha, porém, com uma alta densidade de suínos por m^2 (COUTO et al., 2010). Estas propriedades possuem em geral, ciclo criatório do tipo completo, com 200 fêmeas reprodutoras, 350 leitões e 880 suínos em fase de terminação, gerando em média $3600 m^3$ de dejetos líquidos de suínos ano^{-1} (OLIVEIRA., 1993; COUTO et al., 2010). Os dejetos líquidos de suínos têm sido aplicados sobre o solo como única fonte de nutrientes para as culturas ou para complementar a adubação mineral. No entanto, em função do grande volume de dejetos

líquidos de suínos produzidos, aliado à pouca área disponível, muitas vezes são realizadas aplicações sucessivas de dejetos nas mesmas áreas, ignorando-se critérios técnicos que contemplam a nutrição de plantas e a qualidade ambiental (GATIBONI et al., 2014), o que pode causar o acúmulo de elementos químicos como o fósforo (P), cobre (Cu) e zinco (Zn) no solo (CERETTA et al., 2010; GIROTTO et al., 2010a; COUTO et al., 2013), contribuindo para a contaminação e poluição ambiental.

Estudos sobre contaminação e/ou poluição utilizando técnicas de fracionamento de P, Cu e Zn em solos sob aplicação de dejetos suínos são utilizadas no Brasil (GATIBONI et al., 2008; CERETTA et al., 2010; GIROTTO et al., 2010a) e no mundo (L'HERROUX et al., 1997; HOUTIN et al., 2000; ROBOREDO et al., 2012). Nesta técnica utiliza-se, sequencialmente, extratores de menor a maior poder de dessorção, permitindo a separação da forma do elemento segundo sua natureza (orgânica ou inorgânica) e facilidade de dessorção (CROSS; SCHLESINGER, 1995; FERNÁNDEZ-CALVIÑO et al., 2012).

No entanto, estudos sobre fracionamento químico sequencial de P, Cu e Zn, normalmente são realizados em áreas experimentais (GUARDINI et al., 2012; CERETTA et al., 2010; FERNÁNDEZ-CALVIÑO et al., 2012; GIROTTO et al., 2010; TIECHER et al., 2013) e não consideram fatores intrínsecos do ambiente, como as áreas preferenciais de formação do escoamento e o grau de erosão, os quais podem ser influenciados, por exemplo, pelo tipo de solo, declividade do terreno e uso do solo (WUDDIVIRA et al., 2013; NACINOVIC et al., 2014). Tais fatores tendem a influenciar nas perdas de elementos e, conseqüentemente, o risco à poluição e a vulnerabilidade do agroecossistema¹ (NELSON; SHOBER, 2012; BUCHANAN et al., 2013). Por isso, inúmeros fatores surgem no desenvolvimento e na

¹ Um agroecossistema é um local de produção agrícola, uma propriedade agrícola compreendido como ecossistema (GLIESSMAN, 2001). Segundo Altieri (1999), os agroecossistemas apresentam-se com configurações próprias em cada região, sendo um resultado das variações locais de clima, solo, das relações econômicas, da estrutura social e da história. O conceito de agroecossistema proporciona uma estrutura com a qual podemos analisar os sistemas de produção de alimentos como um todo, incluindo seus conjuntos complexos de insumos, produção e conexão entre as partes que os compõem.

aplicação deste tipo de análise ambiental, exigindo o gerenciamento de um grande número de variáveis heterogêneas. Nesta perspectiva, a agregação dos fatores ambientais pode ser abordada por técnicas de análise multicritério, uma vez que permite chegar ao principal objetivo de uma avaliação de vulnerabilidade, que é estimar o nível específico para cada parcela estudada (AKINCI et al., 2013; KIM; CHUNG 2013). Além disso, os trabalhos com fracionamento de elementos com potencial poluidor em bacias hidrográficas suínícolas, são escassos na literatura, sendo que a investigação do potencial poluidor dos dejetos suínos, assim como a capacidade dos solos em receber cargas de efluentes ricos em nutrientes, poderá servir de base para indicar mudanças no manejo dos dejetos gerados pela cadeia suínícola em Santa Catarina.

Com o intuito de contribuir na formação do conhecimento científico e servir como base para o gerenciamento de regiões sob criação intensiva de suínos, avaliou-se a vulnerabilidade do solo com base nas frações de fósforo, cobre e zinco em áreas da bacia hidrográfica do Rio Coruja/Bonito. O presente trabalho foi desenvolvido no quadro do Projeto Tecnologias Sociais para Gestão da Água (TSGA), financiado pela Petrobras, que nasceu do resultado da integração de experiências de instituições públicas catarinenses, tais como a UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina), a EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Ex-tensão Rural de Santa Catarina) e a EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), no ramo de tecnologias para o uso sustentável dos recursos hídricos e metodologias de planejamento e gestão de bacias hidrográficas, com enfoques em diagnóstico, avaliação, tratamento, prevenção e redução da poluição hídrica, bem como em modelos e estratégias de conservação da natureza.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a vulnerabilidade do solo com base nas frações de fósforo, cobre e zinco em áreas da bacia hidrográfica do Rio Coruja/Bonito

1.1.2 Objetivos Específicos

- Adaptar a metodologia P-index para incluir as frações de P, Cu e Zn na avaliação da vulnerabilidade a poluição de áreas com aplicação de dejetos líquidos de suínos na bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito;
- Estabelecer índices de vulnerabilidade do solo para áreas do alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 IMPACTO AMBIENTAL DE AGROSSISTEMAS

O Brasil tem sua economia fortemente apoiada no setor agropecuário, o qual em 2013 foi responsável por 7% do PIB nacional, 37% das exportações e um terço de todos os empregos formais. De 1960 a 2010, a produção brasileira de grãos aumentou 774% enquanto a área do País ocupada pela agricultura passou de 22 milhões de hectares para 47,5 milhões (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2014). A expectativa é que até 2020 o aumento da área seja de 26,8% na pecuária e de 23% na agricultura (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2012).

Os números demonstram uma significativa expansão do agronegócio brasileiro (MAPA 2013), o qual contribuiu fortemente para tornar o país uma das maiores economias do mundo. Porém, todo este avanço no campo traz consigo problemas de cunho social e ambiental, com impactos negativos aos agroecossistemas e às pessoas envolvidas direta e indiretamente. A sociedade em um âmbito geral tem se posicionado cada vez mais em questões ambientais, onde universidades, centros de pesquisa, governos e ONG's têm sido os principais articuladores na busca pela mitigação dos impactos negativos do homem ao meio ambiente.

De acordo com a resolução nº 001/86 do CONAMA, define-se impacto ambiental como toda a alteração das propriedades físico-químicas e biológicas do meio ambiente, alteração esta provocada direta ou indiretamente por atividades humanas, as quais afetam saúde, segurança, bem-estar da população, atividades sócio-econômicas, biota, condições estéticas e sanitárias do meio e qualidade dos recursos. Alterações ambientais físicas e biológicas ao longo do tempo modificam a paisagem e comprometem ecossistemas.

As alterações ambientais ocorrem por inumeráveis causas, muitas denominadas naturais e outras oriundas de intervenções antrópicas, consideradas não naturais (FERNANDEZ, 2004). É fato que o desenvolvimento tecnológico contemporâneo e as práticas específicas de cada comunidade têm contribuído para que essas alterações no e do ambiente se intensifiquem. Nos sistemas agrícolas o grande desafio da ciência é perpetuar a produção agropecuária em níveis capazes de manter uma população em constante crescimento e, paralelamente,

respeitar os limites impostos pela sustentabilidade ambiental (BRITO et al., 2006). Mas para isso é necessário conhecer os impactos ambientais das atividades com potencial poluente de uma determinada região, permitindo buscar alternativas de desenvolvimento associadas às práticas agrícolas, que primam pela viabilidade econômica e social.

2.2 VULNERABILIDADE

A palavra vulnerável no dicionário da língua portuguesa quer dizer – “do lado fraco de uma questão ou do ponto por onde alguém pode ser ferido ou atacado” (MICHAELIS, 2012). A vulnerabilidade é uma noção relativa, socialmente construída e definida a partir de um ponto de vista, sendo normalmente associada à exposição. O termo tem e designa a maior ou menor susceptibilidade de pessoas, lugares, infraestruturas ou ecossistemas sofrerem algum tipo particular de agravo. De uma maneira geral pode ser entendida como a suscetibilidade a perigo ou dano (BRAUCH, 2005).

Frequentemente, o termo "vulnerabilidade" é confundido com o termo “risco”. O risco é uma consequência ou o potencial de perda causado por uma determinada ameaça externa, da qual dificilmente se consegue influenciar. A vulnerabilidade como dita anteriormente é a viabilidade de que o sujeito ou sistema exposto a uma ameaça seja afetado pelo fenômeno que caracteriza a ameaça (CARDONA, 2001). Portanto, pode-se presumir que o risco depende não só da vulnerabilidade, mas também da existência de uma ameaça, podendo existir um sujeito ou sistema com um alto índice de vulnerabilidade, mas sem risco, caso não haja uma ameaça, ou de haver um risco apesar da vulnerabilidade ser baixa.

O termo vulnerabilidade já é utilizado a muito tempo, principalmente nas áreas que trabalham com desenvolvimento social. No entanto, é muitas vezes, erroneamente usado como sinônimo de pobreza (CHAMBERS, 1989). Reconhecida a necessidade de se verificar o grau de vulnerabilidade e a sua distinção da pobreza, apesar de sua proximidade, ela passou a ser analisada por duas correntes, distintas, mas que no final se completam. Primeiro, a avaliação era defendida pelos técnicos que verificavam a vulnerabilidade segundo áreas mais propícias a sofrerem algum fenômeno natural, como seca,

enchentes e furacões. Para essa corrente, as pessoas mais vulneráveis eram as que viviam nesses locais. A outra corrente era composta por analistas sociais, que afirmavam serem vulneráveis aqueles com menos recursos monetários e que viviam em países em desenvolvimento, também economicamente vulneráveis. Estes últimos não abordam as questões ambientais, alegando que, na ocorrência de um fenômeno natural, aquele que tiver recursos para se defender, pouco sofrerá. Nesta discussão se observa a importância de se ter um entendimento sobre vulnerabilidade, necessitando de abordagens que consigam unir as duas correntes.

Existe, portanto, uma necessidade de se gerenciar os riscos de desastres ambientais, e mapear áreas vulneráveis, e vincular esse fato ao desenvolvimento sustentável. A degradação ambiental devido a fatores naturais, como secas, inundações e fatores humanos como o uso ineficiente de terras, agrava a situação. Estratégias de prevenção a desastre consistem principalmente em abordagens de cima para baixo deixando uma lacuna cada vez maior entre a população rural e o sistema de serviço em nível local e regional, que faz com que as disparidades de desenvolvimento difíceis de serem interligadas (EGER, 2002).

Então, essa abordagem defende políticas de melhoramentos de manejos de solo, monitoramento temporal e políticas ambientais que visem sustentabilidade, provocando assim a diminuição da vulnerabilidade de pessoas e ecossistemas, sendo a população mais usada como uma justificativa para que essas decisões sejam tomadas. Caso haja degradação ambiental, a população tende a empobrecer, a perder o seu bem-estar.

O termo vulnerabilidade possui uma gama de definições, devido as diversas áreas do conhecimento em que transita, sendo necessário definir o conceito de acordo com a abordagem. No âmbito das ciências ambientais o conceito de vulnerabilidade vem sendo utilizado para descrever sistemas insustentáveis, em que frequentemente, o termo é denominado de "*vulnerabilidade à poluição ou contaminação*"² (NEUKUM; AZZAM, 2009; PRESTON et al., 2014; RODRIGUEZ-GALIANO et al., 2014).

² A contaminação refere-se à substâncias nocivas à saúde dos seres vivos, poluição não implica necessariamente em riscos para a saúde de todos os organismos ou do meio afetado (KRIEGER et al., 2008).

2.2.1 Vulnerabilidade à Poluição

Trabalhos sobre vulnerabilidade a contaminação e poluição encontram-se bastante difundidos mundialmente, principalmente relacionados a questões de uso antrópico de ecossistemas, como, uso do solo e contaminação/poluição de solo e água (WORRALL; BESIEN, 2005; VÍAS et al., 2010; VANĚK et al., 2010; ZABEO et al., 2011). Para as ciências do solo o termo vulnerabilidade é definido como “capacidade do solo de ser danificado em uma ou mais de suas funções ecológicas”, definidas como a capacidade de filtrar, armazenar, tamponar e transformar metais pesados, produtos orgânicos químicos persistentes e outros xenobióticos (BATJES, 1991; CONDE et al., 2007). Dessa forma, vulnerabilidade a contaminação e poluição está ligada à situações onde a carga crítica do solo pode ser ultrapassada ou reduzida, fazendo com que este compartimento passe a disponibilizar estes elementos e não mais retê-los (VIDAL et al., 2009; LIN et al., 2011; BHADHA et al., 2012). O conceito de vulnerabilidade dos solos por si só não é um conceito funcional. Para se tornar funcional é necessária uma especificação com respeito aos agentes, causas e efeitos ou pelo menos uma ideia inicial sobre os valores de referência para o tornarem plausíveis e operacionais (MAKROPOULOS; BUTLER, 2006; PAYE et al., 2010). As causas e efeitos da vulnerabilidade dos solos à erosão, por exemplo, pode ser observada diretamente pela ação visível da água ou vento resultando na perda de solo (DESAULES, 1991). Portanto, os componentes bióticos e abióticos e suas interações, são quem regem a vulnerabilidade, ou seja, o impacto de determinada ameaça em um agroecossistema.

Neste sentido, a vulnerabilidade do solo a determinada ameaça, está atrelada a características intrínsecas, as quais são variáveis, dependendo das áreas preferenciais de formação do escoamento e o grau de erosão, os quais podem ser influenciados, por exemplo, pelo tipo de solo, a declividade do terreno e o uso do solo (MÜLLER et al., 2004). Um contaminante pode ter sua capacidade de poluição reduzida ou até mesmo “anulada” através das cargas existentes no solo, que têm o potencial de adsorver cátions e ânions. No entanto, este processo depende do argilomineral predominante, pH, teor de matéria orgânica,

entre outros, o que pode influenciar diretamente na dinâmica de elementos químicos no ambiente (SODRÉ et al., 2001; CETINA; AYDILEK, 2013; SANTIAGO-MARTÍN et al., 2014). Sendo assim, inúmeros fatores surgem no desenvolvimento e na aplicação de uma análise de vulnerabilidade, exigindo o gerenciamento de um grande número de variáveis heterogêneas.

Na literatura brasileira existem alguns trabalhos que utilizam a vulnerabilidade para propor o uso correto de agroecossistemas e avaliar o impacto ambiental. Em Minas Gerais, Moraes e Horn (2009), demonstraram a vulnerabilidade química dos solos à poluição por chumbo, em área com extração e calcinação de calcário com a utilização de ferramentas de mapeamento. Avaliando a poluição por vinhaça utilizada na fertirrigação da cultura de cana-de-açúcar no estado de Goiás, Barbalho e Campos (2010) propuseram estudar a vulnerabilidade natural da água e do solo à poluição, com diversos parâmetros e indicadores de vulnerabilidade, como, relevo, tipo de solo e condutividade hidráulica. No entanto, estudos sobre a avaliação da vulnerabilidade do solo a poluição ainda são muito recentes, existindo poucos trabalhos sobre o tema no Brasil.

Os trabalhos sobre vulnerabilidade, principalmente aqueles ligados ao meio ambiente possuem algumas peculiaridades, como:

Uso de classes de vulnerabilidade – Os trabalhos normalmente utilizam classes para definir a variação da vulnerabilidade. O número de classes é bastante variável, dependendo do foco do trabalho e da metodologia que está sendo empregada. Para trabalhos relacionados a poluição normalmente são utilizados de 3 à 5 classes, sendo descritas como muito baixa, baixa, média, alta e muito alta (DUCCI; SELLERINO 2013; AGÚNDEZ et al., 2014).

Uso de matrizes multicritério – Os trabalhos sobre vulnerabilidade, necessitam avaliar uma série de variáveis, os quais muitas vezes possuem diferentes unidades de medida (ROSELLÓ et al., 2009; TORRE et al., 2012). Portanto, ferramentas multicritério, que estruturam e combinam diferentes análises e variáveis são amplamente utilizadas neste tipo de pesquisa (LEE et al., 2014; NESHAT et al., 2014).

Mapas de vulnerabilidade – para que os dados avaliados possam ser melhor apresentados e visualizados, faz-se uso de mapas que indiquem a vulnerabilidade (ROMERO et al., 2013; NESHAT et al., 2014). Com esse tipo de procedimento é possível identificar áreas

susceptíveis quanto a impactos ambientais potenciais nos mais diversos aspectos biogeofísicos provocados pelo uso de uma área ou a tendência (o “ser passível”) de receber modificações ou adquirir qualidades diferentes das já existentes (SORICHETTA et al., 2011; LIESKE et al., 2014).

Devido a gama de definições para vulnerabilidade, inclusive dentro das ciências ambientais, neste trabalho entende-se vulnerabilidade a poluição como a capacidade do agroecossistema em reter e disponibilizar P, Cu e Zn através da interação de fatores intrínsecos do solo, da geografia, e do manejo dado ao agroecossistema.

2.3 SUINOCULTURA: CARACTERIZAÇÃO E PROBLEMAS AMBIENTAIS

A suinocultura gera grandes quantidades de dejetos, devido ao sistema produtivo adotado, fato que gera insustentabilidade ambiental, pois existe uma carência de área para descarte final dos dejetos produzidos (OLIVEIRA et al., 1995; HENN et al., 2005; COUTO et al., 2010). A sucessivas aplicações, sob as mesmas áreas, resultam em um excesso de nutrientes em relação a capacidade de ciclagem do solo e da capacidade de extração das plantas (KUNZ et al., 2009). Na medida em que esse excesso perdura, além de causar desequilíbrios no solo, pode também poluir as águas superficiais e subsuperficiais, como consequência da movimentação dos nutrientes através da erosão e lixiviação. Isso ocorre não apenas pela aplicação de altas doses de dejetos, mas também pelo uso continuado desses resíduos nas mesmas áreas (SEGANFREDO et al., 2003).

Sabe-se que o lançamento direto dos dejetos suínos nos cursos de água acarreta desequilíbrios ecológicos e poluição em função da redução do teor de oxigênio dissolvido, disseminação de patógenos e contaminação com amônia, nitratos e outros elementos tóxicos (GOSMANN et al., 1997; ROESLER; CESCNETO, 2004; SCHOENHALS et al., 2007). Como o sistema de abastecimento de água do estado de SC está baseado na captação em mananciais superficiais (82%) e em lençóis subterrâneos (15%), o nível de poluição destes recursos hídricos é considerado alarmante. Através de levantamentos realizados pelo serviço de extensão rural da EPAGRI (Empresa de Pesquisa e Extensão Rural de Santa Catarina) concluiu-se

que 85% das fontes de água estão contaminadas com coliformes fecais (OLIVEIRA, 2002).

A capacidade poluidora dos dejetos suínos em termos comparativos, é muito superior ao de outras espécies, a exemplo da humana, pois enquanto a DBO per capita de um suíno com 85 kg de peso vivo varia de 189 a 208 g animal⁻¹ dia⁻¹, a doméstica é de apenas 45 a 75 g habitante⁻¹ dia⁻¹ (ASAE, 1993). A quantidade de matéria orgânica degradável presente nos dejetos de animais em confinamento é cerca de 20 a 50 vezes mais elevada do que os animais em estado selvagem (KRUEGER et al., 1995). Utilizando o conceito de equivalente populacional, Diesel et al. (2002) consideraram que um suíno equivale em média a 3,5 pessoas. Ou seja, uma granja com 600 animais possui um poder poluente, segundo esse critério, equivalente a uma população de 2100 pessoas.

Na circunstância e com a tecnologia em que operam os suinocultores, as ações para a redução do poder poluente dos dejetos suínos em níveis aceitáveis pela legislação vigente, requer investimentos significativos, normalmente, acima da capacidade dos pequenos criadores e, muitas vezes, sem a garantia de atendimento das exigências de saúde pública e da preservação do meio ambiente (OLIVEIRA, 2002). Além disso, muitos dos parâmetros empregados em projetos de sistemas de tratamento de dejetos da suinocultura foram ou são copiados da literatura estrangeira ou adaptados de outras atividades geradoras de resíduos, e assim muitas vezes não são adequados para esta atividade e para a realidade local. A falta de formação de pessoal, de orientação técnica aos produtores e a ausência de controle ambiental pelos órgãos responsáveis, apesar da disponibilidade de legislação avançada, contribuem para os altos índices de poluição nas regiões produtoras de suínos. Nesse contexto, as principais consequências são: a degradação ambiental pela contaminação/poluição das águas superficiais e subterrâneas, a poluição orgânica pelo nitrogênio e pelo fósforo, a presença de microrganismos enteropatogênicos, a alteração das características dos solos e a poluição do ar, pela emissão de maus odores, e a presença de insetos (BELLI FILHO et al., 2001).

Outro problema do setor são os resíduos dos medicamentos utilizados para tratamento dos animais. Normalmente, resíduos de antibióticos utilizados na pecuária chegam ao ambiente através dos dejetos (MARTÍNEZ-CARBALLO et al., 2007). Em estudo de efluentes da suinocultura, Tong et al. (2009) constataram o uso de uma gama de

medicamentos veterinários nas fazendas de suínos e encontraram 80% dos antibióticos nos efluentes estudados. Apesar de muitas vezes os níveis de antibióticos detectados em rios e lagos que recebem dejetos da suinocultura serem em baixas concentrações, a sua presença implica em medidas de controle ambiental, pois existe alto risco de danos ao ecossistema pelos efeitos aos organismos não alvo e para a saúde humana.

Em função das grandes quantidades de dejetos de suínos produzidos no sistema produtivo vigente, os produtores brasileiros têm vários desafios tecnológicos, que dependem de vários fatores, como solo, capacidade de absorção das plantas, disponibilidade de terras e a capacidade de investimento para adoção de tecnologias avançadas de tratamento. Para a adoção de novas tecnologias é necessário rever os princípios econômicos deste setor, principalmente no Brasil e outros países que não têm subsídios do governo, diferente dos países da União Europeia e dos Estados Unidos (KUNZ et al., 2009).

As ações de pesquisa para o tratamento de dejetos suínos em Santa Catarina tiveram início na década de 90, através de projetos envolvendo instituições como EMBRAPA Suínos e Aves e a Universidade Federal de Santa Catarina (MIRANDA, 2005). Mas foi a partir do ano 2000 que surgiram propostas para o controle e tratamento dos dejetos suínos, como é o caso do projeto MICROBACIAS II e Programa Nacional do Meio Ambiente (PNMA II).

O uso de dejetos como adubo também decorre da elevação dos custos da adubação mineral, fazendo com que os resíduos orgânicos de origem industrial, urbana ou agrícola, passassem a ter maior importância como material reciclável e útil para melhorar as condições do solo e aumentar o nível de fertilidade do mesmo (SEGANFREDO, 1999; CERETTA et al., 2005; TEDESCO et al., 2008).

Uma das consequências ambientais da adição de dejetos ao solo acima de sua capacidade de processamento é a transferência de nutrientes para os ambientes aquáticos, causando a eutrofização das águas (CORRELL, 1998; HODKINSON et al., 2002). Dentre os nutrientes adicionados via dejetos de suínos, especial atenção deve ser dada ao P, já que este é um dos agentes causadores da eutrofização (SHARPLEY; MENZEL, 1987; HEATWAITE et al., 2000; SIMARD et al., 2000; GUDIMOV et al., 2010; YANHONG et al., 2014). Trabalhos têm mostrado que adições frequentes de dejetos de animais aumentam o teor de P no solo, potencializando a contaminação/poluição de

mananciais hídricos (CERETTA et al., 2003; GESSEL et al., 2004; CERETTA et al., 2005; PINTO-COELHO et al., 2005). Além disso, os dejetos suínos possuem em sua composição elementos traço como o Cu e o Zn, sendo estes metais na água podem causar sérios efeitos sobre as comunidades aquáticas, como por exemplo, modificações na estrutura e na distribuição de peixes (LINNIK; ZUBENKO, 2000), além de estarem intimamente relacionados a problemas de saúde humana e animal (SARGENTELLI et al., 1996; ROBERTSON, 2005, ATSDR, 2012).

2.4 POLUIÇÃO DE SOLOS E ÁGUAS SUPERFICIAIS POR FÓSFORO, COBRE E ZINCO

A poluição do solo e da água podem ocorrer através de fontes pontuais ou difusas, sendo que as primeiras são mais encontradas próximas a centros urbanos e constituem-se principalmente do despejo de esgoto doméstico e industrial não tratado, além de serem identificadas no meio rural pelo descarte de dejetos de animais (BERWANGER, 2006), especialmente em áreas com confinamento. Como fonte difusa cita-se basicamente a agricultura, que contribui com nutrientes e agrotóxicos e é responsável por grande parte do impacto ambiental em agrossistemas (NIELSEN; KAHL, 2007; WICKHAM et al., 2008).

No Brasil um dos maiores problemas ligados a descartes e contaminação e/ou poluição de solos e de corpos d'água são os lodos de esgoto, a aplicação de fungicidas à base de cobre e o excesso de dejetos animais provenientes da criação em confinamento (CERETTA et al., 2005; MATTIAS, 2006; GIROTTO, 2007; COUTO et al., 2010). Em meio a tais contaminantes encontram-se o P, Cu e o Zn, (MATTIAS, 2006; GIROTTO, 2007).

No caso específico da suinocultura as características químicas dos dejetos, estão relacionadas à composição nutricional das dietas alimentares dos suínos, que é rica em macronutrientes como N, P e K e elevada em micronutrientes como Zn, Cu e Mn. Estima-se que 92-96% do Zn, 72-80% do total de Cu (BONAZZI et al., 1994; MANTOVI et al., 2003; SØRENSEN; FERNANDEZ, 2003) e 60 a 70% do N ingerido pelos animais são excretados em suas fezes e urina (OLIVEIRA, 2000).

O Cu e o Zn estão presentes nos dejetos em quantidades que poderiam contribuir significativamente para um aumento na sua concentração no solo. Uma comparação entre o conteúdo de metal no

esterco líquido de suíno e concentrações normais de metais pesados em solos, demonstra que o teor de Cu em dejetos suíno é de 10 a 40 vezes maior do que aquele naturalmente existente no solo (PARIS; LUCIANER, 1986; CORTELLINI; PICCININI, 1993; SCHERER et al., 2010). A alta concentração de P, Cu e Zn nos dejetos suínos, resulta especialmente da prática tradicional de adição de sais de Cu e Zn como aditivos alimentares, juntamente com sais de Mo, Fe, Mn e Se, que tem o intuito de aumentar a eficiência alimentar e produtividade dos suínos.

Aliado às altas concentrações destes elementos nos dejetos e às aplicações sucessivas de dejetos no solo, as quais não seguem a legislação em vigor (FATMA, 2001; OLIVEIRA et al., 2006), o quadro é que tais contaminantes muitas vezes podem migrar para as águas subterrâneas e águas de superfície, e, portanto, podem afetar o abastecimento de água potável e causar a eutrofização das águas nos ecossistemas (CORRELL, 1998; PERKINS; UNDERWOOD, 2001; GAO et al., 2005; BERTOL et al., 2007). Também podem afetar a qualidade do solo e também influenciar na atividade enzimática e biomassa microbiana do solo (BROOKES, 1995; KUPERMAN; CARREIRO, 1997; AKMAL et al., 2005; COUTO et al., 2013).

Na literatura são encontrados diversos trabalhos demonstrando o acúmulo de P e de elementos-traço em solos submetidos à aplicação de dejetos suíno. No nordeste da Espanha Berenguer et al. (2008), em estudo com a aplicação de 29 e 51 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de dejetos líquidos de suínos na cultura do milho, acompanharam a acumulação de Cu e Zn durante seis anos e verificaram um acúmulo de mais de 60% do Zn e Cu extraível. No sul do Brasil, Giroto et al., (2010a), em um experimento aplicando doses de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suíno, verificaram que após 17 aplicações os teores de Cu e Zn no solo aumentaram nas camadas superficiais, com migração de Cu até a profundidade de 12 cm e de Zn até 10 cm. No Mississipi – EUA, Adeli et al. (2008) em pesquisa de longo prazo, com aplicações de 20 m³ ha⁻¹ de dejetos suínos no solo, verificaram o acúmulo de P na camada 0-15 cm do solo, com um aumento de 1,74 mg kg⁻¹ no tratamento controle sem adubação, para 67,9 mg kg⁻¹ nos solos adubados.

Na região sul do Brasil, Ceretta et al. (2010), em trabalho com sucessivas aplicações de dejetos suíno no solo, concluíram que houve aumento nos teores de P nas frações inorgânicas até 25 cm de profundidade, mas que as aplicações pouco afetam a partição de P entre as frações inorgânicas e orgânicas. Tal efeito de acúmulo de P nas

camadas superficiais do solo foi encontrado em um experimento em Braço do Norte, SC, aonde nos tratamentos com esterco líquido de suíno e cama sobreposta de suíno os teores chegaram a 100 mg dm^{-3} e 120 mg dm^{-3} , respectivamente (GUARDINI et al., 2012a).

Existem inúmeros trabalhos na literatura demonstrando que adições frequentes de dejetos de animais aumentam os teores de P e de elementos-traço no solo, diminuindo sua função ambiental e potencializando a contaminação/poluição de mananciais hídricos (CERETTA et al., 2003; CERETTA et al., 2005; OGIYAMA et al., 2005; COELHO et al., 2011). Sabe-se que a disponibilidade destes componentes não depende do seu teor total, mas de seu equilíbrio químico com os diferentes componentes do solo. Os metais pesados sofrem várias reações químicas e bioquímicas no solo, as quais podem alterar suas solubilidades e mobilidades e, conseqüentemente, a disponibilidade e toxicidade aos componentes do ecossistema (MARSOLA et al., 2005). Existe uma relação direta entre as fases físico-químicas de um elemento e sua toxicidade, atividade biológica, biodisponibilidade, solubilidade, etc. (SANTOS et al., 2002; LI et al., 2009; SOLÍS et al., 2002).

O P é um dos agentes causadores da eutrofização, sendo necessária uma atenção especial a este nutriente em relação às águas superficiais e subsuperficiais. O P total do solo encontra-se em formas orgânicas e inorgânicas, sendo que o P orgânico, embora possa servir como nutriente às plantas após a mineralização até formas inorgânicas parece apresentar pouca importância prática (GATIBONI, 2003).

A dinâmica de reação e transporte do P é extremamente complexa tanto no solo como na água, e desempenha um papel importante na contaminação/poluição ambiental. A complexidade se deve ao grande número de grupos funcionais a que o fosfato pode se ligar e à grande variação na força dessas ligações, o que reflete na sua labilidade (RHEINHEIMER et al., 2008). O fósforo inorgânico liga-se principalmente nas arestas das argilas silicatadas e nos óxihidróxidos de ferro e alumínio, sendo que nesses últimos, por exemplo, as ligações podem ser monodentadas, bidentadas ou binucleadas, cada uma com diferente energia de ligação (RHEINHEIMER, 2003; RHEINHEIMER et al., 2008).

Os sedimentos oriundos de solos onde se aplicam doses altas de fertilizantes fosfatados apresentam elevados teores biodisponíveis, porque esse elemento está ligado com menor energia aos grupos

funcionais das partículas coloidais inorgânicas, o que facilita sua desorção (RHEINHEIMER et al., 1999; RHEINHEIMER e ANGHINONI, 2001; RHEINHEIMER et al., 2003).

Estudos sobre formas de acúmulo e capacidade de desorção de formas de P têm sido realizados no Brasil, utilizando como base a técnica de fracionamento químico de P proposta por Hedley et al. (1982). Com a utilização da técnica, tem se observado que, com a adição de fertilizantes fosfatados, ocorre o acúmulo de P em formas inorgânicas e orgânicas com diferentes graus de energia de ligação, embora o acúmulo seja mais pronunciado nas formas inorgânicas (BECK; SANCHES, 1994; LINQUIST et al., 1997; DAROUB et al., 2000; SCHMITT et al., 2013; SCHMITT et al., 2014). Quando a fonte fertilizante é de origem orgânica e de fácil decomposição, o acúmulo de P no solo pode se dar inicialmente sob a forma orgânica, que em seguida é convertida em forma inorgânica devido à mineralização microbiana. Todavia, se o material adicionado for de difícil decomposição, o P pode permanecer em formas orgânicas (OTABBONG et al., 1997).

O Cu e o Zn em quantidade excessiva no solo podem ser fitotóxicos (MICHAUD et al., 2007) e afetar significativamente a microbiota do solo, além de trazer também ameaça potencial para a saúde humana (CATTANI et al., 2006; DOLGEN et al., 2007; ACHIBA et al., 2009; SORIANO-DISLA et al., 2010). O acúmulo de cobre e zinco no solo pode alterar a distribuição de suas formas nos diversos sítios de adsorção das partículas reativas do solo e podem ser usadas para estimar a sua biodisponibilidade, permitindo a predição de contaminação/poluição dos recursos naturais, como águas superficiais e/ou subsuperficiais (HSEU, 2006). Este tipo de estudo pode ser realizado com o uso da técnica do fracionamento químico de cobre e zinco (TESSIER et al., 1979). Esse método usa, sequencialmente, diversos extratores químicos que removem os dois elementos que se encontram nas formas mais lábeis até as mais estáveis. O tempo de extração e a relação solo:solução usado, permite solubilizar a fração específica do elemento da fase sólida, causando pouca interferência nas demais frações. Com o uso desta técnica tem se observado que, em solos submetidos a aplicações de altas quantidades de cobre e/ou zinco, o acúmulo do elemento ocorre tanto na fração mineral, como na fração orgânica, mas com energias de ligação diferentes (NACHIGALL et al., 2007; GIROTTO et al., 2010a).

Bacias hidrográficas dominadas por áreas urbanas, agricultura, mata ou campo, têm diferenças significativas quanto à dinâmica de nutrientes (NIELSEN; KAHL, 2007; WICKHAM et al., 2008). Os nutrientes apresentam comportamento distinto quanto à solubilização de seus constituintes, o que diretamente influencia o processo de transporte do solo para o sistema aquático. Elementos minerais, com elevada solubilidade em água, favorecem as perdas em curto prazo (MCDOWELL; SHARPLEY, 2001), enquanto que suas formas orgânicas dependentes da mineralização por microrganismos, portanto, em curto prazo apresentam um menor potencial de impacto ao meio ambiente (BERENGUER et al., 2008; TAKALSON; LEYTEM, 2009).

As perdas de P, Cu e Zn através do escoamento superficial é extremamente dinâmica (HECKRATH et al., 1995; KATSEV et al., 2006; LAKE et al., 2007; GIROTTO et al., 2010b), cujas reações de transporte são complexas, e desempenham um papel importante na contaminação/poluição ambiental. Perdas de P ocorrem preferencialmente via superfície (SØNDERGAARD et al., 2003; FILGUEIRAS et al., 2004; SHIGAKI et al., 2006) devido à adsorção específica com os minerais da fração argila, principalmente óxidos de Fe e Al. Essa característica, portanto, confere ao P baixo potencial de lixiviação (HOODA et al., 2000; PIOVESAN et al., 2009). No entanto, o potencial de perda de P via subsuperfície será maior em solos arenosos com elevada aplicação de P via adubo mineral ou orgânico (HOODA et al., 2000; SHIGAKI et al., 2006) bem como em sistemas de manejo com menor revolvimento do solo, devido ao fluxo preferencial em canais formados sobretudo por raízes e minhocas (SIMARD et al., 2000).

Metais de transição como o Cu e o Zn, devido à baixa mobilidade no perfil do solo, tendem a se acumular na camada superficial (GOMES et al., 2001; PARHAM et al., 2002; CONTE et al., 2003), portanto, de maneira geral, apresentam baixo potencial de lixiviação. Contudo, aplicações excessivas de dejetos podem ocasionar perdas em subsuperfície (SISTANI et al., 2008).

Nesta perspectiva, a identificação de possíveis receptores e a estimativa da sensibilidade do receptor a contaminação/poluição do solo são questões de grande preocupação (VAN-CAMP et al., 2004), estes são dois dos passos iniciais na avaliação dos riscos colocados pela locais contaminados em escala regional.

2.5 ADSORÇÃO E DESSORÇÃO

O comportamento dos elementos químicos em solos agricultáveis precisa ser mais estudado, sobretudo no que se refere à potencialidade quanto à retenção, lixiviação, poluição e contaminação, possibilitando, desta forma, melhorar as recomendações para a aplicação e disposição final desses produtos. Estas informações poderão revelar subsídios valiosos para amenizar o impacto ambiental negativo causado no solo e nas águas subterrâneas. Para reduzir o risco potencial de poluição e contaminação é necessário se conhecer as interações entre os elementos químicos e o solo, sua distribuição ao longo do perfil e sua biodisponibilidade, pois esta prática inspira cuidados em razão da grande velocidade de decomposição da matéria orgânica em ambiente de clima tropical e pela capacidade do solo em adsorver tais elementos (CORRÊA et al., 2008).

A questão principal da poluição em solos está ligada a processo de acúmulo e transporte desses elementos que dependem em grande parte da interação com a fase sólida. Tais interações são complexas, envolvendo reações de sorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxi-redução com as fases inorgânicas e orgânicas do solo (SPOSITO, 1984), sendo a importância relativa dessas interações diferentes para cada elemento em cada condição físico-químico do solo. Nos solos torna-se necessário o entendimento dos processos que promovem o acúmulo de tais elementos, como exemplo o P, o Cu e o Zn, onde quanto maior as doses aplicadas no solo ao longo dos anos, maior será a saturação dos sítios de maior energia de ligação e, por consequência, mais biodisponíveis se tornarão os elementos. Mas, também se acredita que ao longo dos anos aconteça a saturação das superfícies de adsorção das partículas reativas do solo (BERWANGER et al., 2008), especialmente em solos com textura arenosa e com baixos teores de óxidos de Fe (NOVAIS; SMYTH, 1999).

As reações de adsorção/dessorção acontecem por afinidade entre os cátions e as superfícies, dependendo da carga elétrica, do raio hidratado e da configuração molecular do cátion. Em geral, cátions de maior valência são adsorvidos preferencialmente e cátions de menor raio tendem a substituir os de maior raio (DAL BOSCO et al., 2004). Porém, em soluções contendo uma elevada concentração de um determinado cátion existe a possibilidade de haver a substituição deste por outro cátion de maior preferência em ser adsorvido. Os processos de formação

e intemperização dos minerais são responsáveis pelo surgimento de cargas permanentes ou pH dependentes de alta reatividade que terão papel fundamental no comportamento de elementos químicos no ambiente (McBRIDE, 1994). Devido às alterações do pH o solo interage, alterando sua capacidade de troca catiônica e criando condições que facilitam a percolação e a lixiviação, dando condições para que os metais pesados penetrem na cadeia alimentar dos organismos vivos, podendo também colocar em risco a qualidade dos sistemas aquáticos adjacentes e as águas subterrâneas (PIERANGELI et al., 2007; CAMPOS et al., 2007).

A adsorção pode ser vista como um processo chave para se determinar o destino dos poluentes no sistema solo-água. Esta habilidade que o solo possui na retenção de solutos retarda seu transporte no perfil do solo. A adsorção é considerada um importante mecanismo regulador da concentração de alguns compostos na solução do solo, como exemplo o P, o Cu e o Zn (NASCIMENTO; FONTES, 2004; ROLIM NETO et al., 2004), e varia de solo para solo, determinada pelas propriedades como pH, CTC, matéria orgânica, argila e óxidos (SODRÉ et al., 1999; ARAÚJO et al., 2002). Sabe-se que a adsorção ocorre inicialmente nos sítios mais ávidos e de maior força de ligação, sendo o restante, posteriormente, redistribuído em frações com menor energia de ligação (RHEINHEIMER; ANGHINONI, 2001).

O processo de adsorção de um cátion metálico em uma superfície tem sido frequentemente descrito em termos de suas isotermas de adsorção, de onde se obtém a relação entre a quantidade de cátion adsorvido na superfície do sólido e a concentração dos cátions livre (dissolvido) na fase aquosa, em temperatura constante, em uma faixa de concentração total do metal e em um dado pH (STUMM, 1992). A adsorção pode ser definida como a acumulação de uma substância na interface existente entre uma fase sólida e uma fase líquida, sendo um dos fenômenos mais importantes na disponibilidade e mobilidade de metais pesados no ambiente. Pode-se considerar que as reações de adsorção que ocorrem na interface sólido-líquido são um importante mecanismo controlador da atividade química de metais pesados não apenas na solução do solo, mas, também, em corpos de águas naturais (McBRIDE et al., 1997; ZHOU; ZHU, 2007).

O grau de adsorção dependerá da eletronegatividade das partículas do solo e do potencial de ionização dos íons adsorvidos, sendo estes definidos como específico – quando o processo for de

formação de complexos de esfera interna e não específico – quando o processo for de formação de complexos de esfera externa ou aqueles envolve os íons dissociados dos grupos funcionais superficiais e livres para mobilizarem-se próximo a estes na solução do solo, os íons difusos (McBRIDE, 1994).

A grande maioria dos estudos relacionados à química ambiental tem como foco a adsorção de íons ou moléculas em solos e são extremamente importantes, porém, estudos relacionados à dessorção também o são. O processo de dessorção pode ser considerado o inverso da adsorção, ou seja, a liberação da substância retida na interface sólido-líquido, e tem sua importância fundamentada na predição das taxas e mobilidade de contaminantes em solos. Tais estudos trazem informações importantes para a implantação de estratégias e técnicas de remediação de solos contaminados bem como da possibilidade de contaminação de ambientes aquáticos, por exemplo. (CHANTAWONG et al., 2003).

A dessorção é um processo normalmente mais difícil que a adsorção, e geralmente não há dessorção de todo o íon ou molécula envolvida na ligação; ocorrem reações que parecem ser irreversíveis, caracterizando a histerese, ou uma diferença nos teores adsorvidos e os dessorvidos (CHEN et al., 2004).

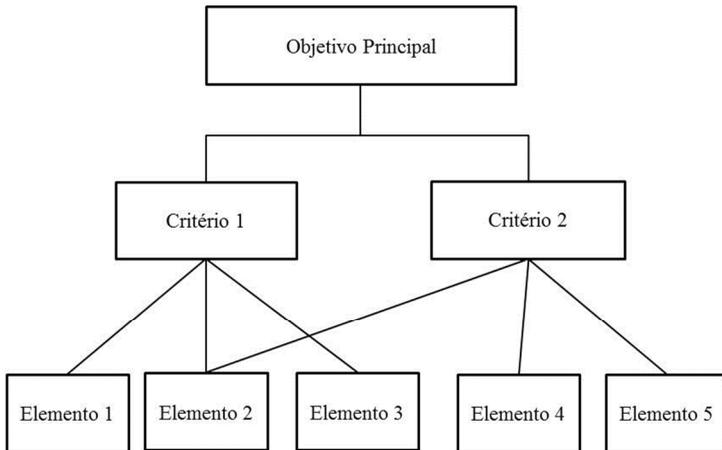
A estimativa da disponibilidade, assim como da probabilidade de transferências de P, Cu e Zn são melhoradas aliando-se aos resultados do fracionamento químico destes elementos no solo, à capacidade do solo em adsorve-los, que é estabelecida pelas isotermas de sorção, ajustadas pelo modelo matemático proposto por Langmuir, que relacionam o P sorvido e na solução (BARROW, 1983). Por esse modelo é possível observar a diminuição da capacidade máxima de adsorção do fósforo, especialmente, nas camadas mais superficiais de solos que recebem a adição de P ao longo dos anos na superfície do solo. No caso do Cu e do Zn a cinética de dessorção é estimada por extrações sucessivas com algum ácido orgânico, possibilitando quantificar as frações de Cu e Zn com dessorção rápida, lenta e a fração não dessorvível (FANGUEIRO et al., 2005). Tais métodos possibilitam estimar com maior segurança o real potencial de contaminação e poluição ao ambiente destes elementos (CASALI et al., 2008).

2.6 ANÁLISE MULTICRITÉRIO E SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

Devido a heterogeneidade do entorno encontrado em diagnósticos ambientais, são realizadas diversas análises dos componentes de uma forma separada, surgindo, portanto, uma análise cartesiana. Porém, para o entendimento do ambiente como um todo é necessário um processo de avaliação interdisciplinar, sistemático, reproduzível, organizado e uniforme, com uma estreita interação entre as suas diversas partes constituintes. Além disso, os agentes que avaliam ou tomam decisões, geralmente, possuem pontos de vista conflitantes e diferentes juízos de valores, sendo necessário utilizar instrumentos capazes de padronizar as análises realizadas (BREY et al., 2007). Estes instrumentos devem efetivar-se de abordagens mais flexíveis que também permitam a agregação de variáveis intangíveis e que considerem diversos critérios para o processo de tomada de decisão. Neste caso, a análise multicritério é uma opção que oferece este tipo de avaliação (HAYASHI, 2000).

A análise multicritério é uma ferramenta de comparação, que considera vários pontos de vista e informações na formulação de uma conclusão sobre questões complexas (figura 1). A análise pode ser aplicada como critério de julgamentos contraditórios ou quando for difícil a escolha entre os diversos critérios existentes. Este tipo de análise considera aspectos qualitativos e quantitativos, além da experiência e o conhecimento das pessoas quanto os dados utilizados para a tomada de decisão (FREITAS et al., 2008). Portanto pode-se definir uma análise multicritério como um conjunto de técnicas de apoio à tomada de decisão, que têm a finalidade de investigar um número de alternativas, considerando múltiplos critérios e objetivos em conflito, possibilitando uma hierarquização das alternativas, de acordo com o grau de atração destas para o tomador de decisão (GOMES et al., 2002).

Figura 1. Exemplo de modelo de análise multicritério.



A análise multicritério pode portanto, auxiliar o processo de tomada de decisão, uma vez que busca sintetizar os dados e as informações complexas e multidimensionais. No processo de tomada de decisão multicritério o avaliador procura ordenar elementos de um conjunto de alternativas do “melhor” ao “pior”, ou simplesmente escolher o melhor elemento (CINELLI et al., 2014). Para isso, é necessário identificar vários pontos de vista, dimensões ou critérios que lhe parece pertinente. Quando um indicador é construído, definem-se algumas dimensões. Assim, cada objeto é igualmente caracterizado pelo desempenho sobre cada dimensão, e um valor final do indicador é calculado e utilizado para organizar o conjunto de elementos (GRECO et al., 2004).

A utilização de análises multicritério pode ser feita por inúmeras ciências (STATNIKOV et al., 2005; YOUNGKONG et al., 2012; STEWART et al., 2013), sendo que nas ciências ambientais, este tipo de diagnóstico é bem aceito, onde já foram realizados trabalhos ligados à avaliação de ciclo de vida, avaliação de serviços de água e esgoto, ocupação de espaços por edificações, riscos ambientais a

incêndios, entre outros (BENETTO et al., 2008; SILVEIRA et al., 2008; COSTA et al., 2011). Também são encontrados trabalhos ligados em questões de análise de risco e vulnerabilidade a contaminação e/ou poluição de solo e água, sendo estes estudos desenvolvidos principalmente fora do Brasil. Na Polônia, Pizzol et al. (2011), avaliaram a potencialidade de áreas a contaminação em escala regional, através de uma ferramenta multicritério. No estudo os autores criaram um modelo próprio para atingir os seus objetivos do estudo, onde estimaram uma pontuação relativa para cada um dos fatores de risco. Já em um trabalho de escala maior, abordando a vulnerabilidade dos solos europeus a contaminação/poluição por antibióticos, Torre et al. (2012) analisaram a densidade de animais, o uso de antibióticos e práticas agrícolas, e criaram três critérios para gerar a matriz multicritério – a liberação dos antibióticos, a exposição do solo e as consequências. No semiárido brasileiro, Garfi et al. (2011) utilizou a análise multicritério para melhorar as estratégias de avaliação de programas de água na região, sendo o método AHP (Analytic Hierarchy Process), o utilizado neste trabalho.

Portanto é evidente que o emprego da ferramenta multicritério é amplamente utilizada e aceita pela sociedade científica, onde os resultados gerados permitem muitas vezes decisões sobre territórios em risco. Porém verifica-se que existe uma lacuna em relação a trabalhos que utilizam este tipo de análise em questões de contaminação/poluição de solo no Brasil, sendo, portanto, de extrema importância o fomento neste tipo de diagnóstico dentro de regiões com algum tipo de risco a contaminação e/ou poluição.

A literatura traz vários modelos de análises multicritério (GRECO et al., 2014), onde cada um tem suas peculiaridades. Existem algumas diferenças entre os métodos, devido ao tipo e a forma que se pretende trabalhar os dados e, no resultado final que se busca. Portanto é necessário sempre buscar um método multicritério adequado ao escopo do estudo. A seguir é feita uma breve descrição do método que será utilizado no “item 3.2.1” deste trabalho.

Método TOPSIS - Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution. Este método que situa as alternativas em relação aos pontos de referência: ponto ideal e ponto anti-ideal. Portanto, a lógica subjacente ao TOPSIS é definir a solução ideal e o negativo da solução ideal. A primeira é composta por todos os melhores valores atingíveis dos critérios, enquanto que o negativo da solução ideal é constituído por

todos os piores valores possíveis de critérios. Sendo assim, durante os processos de seleção de alternativas, a melhor alternativa seria a que está mais próxima da solução ideal e mais afastada do negativo da solução ideal. O TOPSIS pode ser considerado a metodologia mais utilizada para o cálculo de similaridade, com o princípio de ordenação das preferências por analogia com a solução ideal e a criação de um indicador que encontra tanto a solução ideal como a separação à solução ideal negativa (MEDINA, 2006).

O TOPSIS pode ser construído a partir de uma planilha eletrônica, não sendo necessário um *software* específico para seu desenvolvimento. É importante ressaltar que nestes métodos são atribuídos pesos aos critérios. Atribuir notas ao invés de utilizar as grandezas dos critérios reduz as diferenças, diminuindo a predominância de um critério de grande valor quantitativo, mas não qualitativo. Isso conta a favor da escolha do método.

As abordagens multicritérios proporcionam uma melhor adaptação aos contextos decisórios encontrados na prática através da análise integrada. Portanto, este fato pode ser considerado como a maior vantagem dos métodos multicritério em relação aos métodos de análise individual. A inexistência de uma metodologia única talvez seja a maior desvantagem desta ferramenta. Mas fica claro que os métodos multicritérios para apoio à tomada de decisão acrescentam um valor substancial à informação, pois, não só admitem a abordagem de problemas considerados complexos, mas também dão ao processo de tomada de decisão clareza e transparência jamais disponível quando outros métodos monocritério (GOMES; MOREIRA, 1998).

Em algumas circunstâncias os trabalhos de análise ambiental utilizam ferramentas multicritério atreladas a sistemas de mapeamento, possibilitando uma fácil visualização do ambiente em questão (BOROUSHAKI; MALCZEWSKI, 2010). Por necessitar de diversas informações do território estudado, este tipo de trabalho carece de dispositivos que consigam representar características do meio físico local de uma forma dinâmica, necessitando portanto de ferramentas que consigam agregar os dados dos elementos ambientais, ou seja, realizar uma análise holística. Nestas circunstâncias existem ferramentas que utilizam informações espaciais, georreferenciamento e procedimentos computacionais que facilitam a análise, gestão ou representação do espaço e dos fenômenos que nele ocorrem.

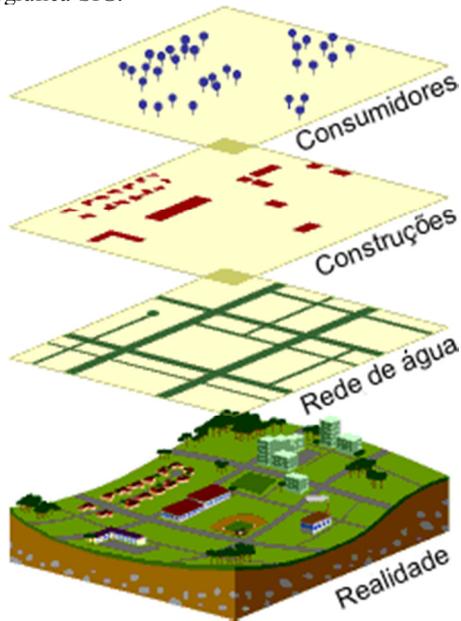
Um instrumento importante para a realização deste tipo de trabalho se refere ao geoprocessamento, devido a sua capacidade de coleta de dados, bem como seu potencial em realizar análises complexas, ao integrar informações de diversos estudos. O geoprocessamento nada mais é do que o processamento de dados georreferenciados através do uso de técnicas matemáticas e programas computacionais, que permitem o tratamento e a associação das coordenadas coletadas (FERREIRA, 2006). Neste contexto as ferramentas computacionais para geoprocessamento, chamadas de sistemas de informação geográfica (SIG) são muito utilizados neste tipo de situação. O SIG comporta a realização de análises complexas, tornando possível a automatização da produção de materiais cartográficos.

O SIG pode ser considerado um utensílio importante no desenvolvimento de aplicações voltadas aos estudos ambientais, promovendo a conexão de informações e elementos espaciais, permitindo uma visualização simplificada de determinada situação. Portanto um estudo envolvendo o uso de SIG pode ser considerado uma ferramenta extremamente útil na escolha de alternativas para diminuir impactos identificados no ambiente, inclusive no âmbito das bacias e microbacias hidrográficas (DESTRO; CAMPOS, 2010). A informação coletada através da posição em um sistema de coordenadas geográficas representa a entidade existente à superfície da terra, é a matéria prima de um SIG, que pode funcionar tendo por base vários modelos de dados. Pode, por exemplo, funcionar como uma base de dados com informação geográfica, através de dados alfanuméricos que está associada a um identificador comum aos objetos gráficos de um mapa digital. Assim, ao assinalar-se um objeto pode saber-se o valor dos seus atributos, enquanto que se selecionar um registo da base de dados pode saber-se a sua localização e apontá-la num mapa. Além disso, estas informações que compõem um SIG são separadas em diferentes classes temáticas (layers) e registradas de forma independente. Tal conformidade permite que as informações sejam relacionadas, gerando um novo tipo de dado (figura 2).

Durante o processo de criação de um mapa utilizando ferramentas de SIG, relaciona-se com o espaço problemas e relações relevantes que serão analisados e finalmente visualizados e quantificados. Para isso, pode se fazer uso de diferentes métodos, como exemplo análises estatísticas e a partir da geração de índices. Só no fim

de um longo processo os mapas são finalizado. A forma como um mapa é gerado é, portanto tão essencial quanto a manipulação exploratória dos dados. Torna-se, deste modo, possível identificar as relações entre as diversas entidades localizadas no mundo real a partir de suas relações de contingência, conexão, proximidade e funcionalidade entre as partes componentes da situação ambiental (JHA et al., 2007).

Figura 2. Exemplo de sobreposição de camadas temáticas através do uso de sistema de informação geográfica-SIG.



Fonte: Ferreira (2006).

A utilização dos recursos assim como a utilização indevida do espaço pode ocasionar alguma disfunção no ambiente. Existe um crescente aumento no número de trabalhos relacionados a tecnologias de gestão ambiental no sentido de entender e mitigar a antropização de sistemas. O geoprocessamento é uma ferramenta preciosa neste tipo de investigação, que vem sendo amplamente utilizada na busca por estas respostas por permitir avaliar o potencial ambiental mediante a análise

integrada de seus componentes. Estas práticas proporcionam a gestão e a simulação de cenários futuros, dentre inúmeras outras aplicabilidades (KISTEMANN et al., 2002; RIBEIRO; CAMPOS, 2007).

Na literatura são encontrados diversos trabalhos que empregam o uso de SIG para avaliar e gerenciar ambientes. Trabalhos envolvendo este tipo de análise são bastante conhecidos no âmbito das ciências que estudam os desastres naturais, como processos de inundações, mudanças no clima global e até mesmo questões de evacuação de pessoas perante circunstâncias de perigo extremo (SANYAL; LU, 2005; WILHELMI; MORSS, 2013). Os trabalhos envolvendo ferramentas de geoprocessamento ligados a vulnerabilidade e/ou susceptibilidade de ambientes a contaminação/poluição, na sua maioria estão relacionados às águas superficiais e subsuperficiais (NOBRE et al., 2007; BOJÓRQUEZ-TAPIA et al., 2009; VÍAS et al., 2010). No Brasil, alguns trabalhos já foram realizados utilizando SIG para analisar a vulnerabilidade ou inferir sobre a gestão de ambientes. Em um trabalho realizado no litoral do Rio Grande do Sul, Silva e Tagliani (2012) tentaram entender a estrutura espacial e dinâmica do litoral médio do Rio Grande do Sul para apoiar a gestão costeira. Os autores utilizaram imagens de satélite, dados socioeconômicos e mapas de cobertura do solo para realizar a pesquisa. Já no litoral norte do Rio de Janeiro, Costa et al. (2011) realizaram um estudo geológico e ambiental, produzindo mapas interpretativos derivados de geotécnicas para analisar o grau de aptidão do ambiente físico para a expansão urbana. Os autores empregaram ferramentas como o SIG além de matrizes multicritério para atingir o objetivo do estudo.

Portanto, pesquisar eventos e entidades registráveis em determinadas situações ambientais necessitam de metodologias ordenadas e adequadas a realidade do objetivo, podendo ser estudados em termos da ocorrência de localizações coincidentes onde, os acontecimentos podem ser estabelecidos ao nível de detalhe adequado aos dados disponíveis, definindo-se, assim, a possibilidade de correlações baseadas na localização e nos diversos níveis de episódios sincronizados que venham a ser registrados (SILVA, 2001). Além disso, o SIG deve ser entendido como uma ferramenta de análise que permite o processamento de dados relacionados com o espaço (KISTEMANN et al., 2002).

A criação de um mapa utilizando SIG significa uma mudança na utilização das ferramentas, sendo completamente diferente daqueles

que se baseiam somente em dados estatísticos para demonstrar a realidade, onde os mapas digitais tem como seu ponto forte o fornecimento de uma exibição gráfica de fácil visualização.

2.7 EXTRAPOLAÇÃO DE DADOS E ÁREAS DE REFERÊNCIA

Os estudos ambientais normalmente demandam tempo e dispõem de recursos limitados. Neste tipo de estudo, dificilmente é possível trabalhar com todos os elementos de uma população, ocorrendo geralmente a observação de um pequeno grupo dentro de uma população real. Neste sentido análises de tendência e similaridade populacional, são de extrema importância neste tipo de estudo, pois, através de um número reduzido de amostragens é possível realizar inferências de uma população inteira (TEN CATEN et al., 2011).

Nos estudos de contaminação ou poluição do solo, o uso da geostatística é bastante utilizada na avaliação de similaridade (LARGUECHE, 2006; NIKROO et al., 2010). Neste tipo de análise se considera a dependência espacial entre as variáveis georreferenciadas, tornando-se possível fazer inferências e previsões a partir de um determinado número de amostras (POKHREL et al., 2013). Porém, a geoestatística, exige uma certa previsibilidade espacial para que se obtenha dados confiáveis, onde áreas em que as mudanças nos valores das variáveis analisadas sejam extremamente drásticos, dependeriam de um levantamento de amostras elevado para que os dados sejam confiáveis. Neste sentido, dependendo do tamanho da área, do número de amostras necessárias e do tipo de análise a ser realizada, o estudo pode se tornar inviável.

Um dos métodos geoestatísticos mais utilizados na atualidade é a Krigagem, o qual utiliza análises de regressão para aproximar e/ou interpolar dados (POKHREL et al., 2013). O método calcula interpolações a partir de uma série de dados tabulares e da sua posição geográfica. Neste sentido a Krigagem parte do princípio que pontos próximos no espaço tendem a ter valores mais parecidos do que pontos mais afastados. Apesar do método da krigagem não exigir uma distribuição normal dos dados, a presença de assimetria, com valores anômalos deve ser respeitada, pois se trata de um estimador linear (LOURENÇO et al., 2012). Na geoestatística a intensidade da amostragem depende de vários fatores, como a extensão do gradiente

ambiental, o caráter conservativo ou não da variável em estudo e os custos adicionais decorrentes do esquema de amostragem (GONÇALVES et al., 2001).

Outra maneira de realizar a predição espacial do solo, se dá através de áreas de referência com auxílio do mapeamento digital para a extrapolação dos dados. Neste tipo de abordagem, se busca criar e disponibilizar a informação espacial do terreno através de métodos de observação em campo e laboratoriais, associados a sistemas de inferência com base nos fatores intrínsecos dos solos (McBRATNEY et al., 2002; 2003; 2006). Nesta estratégia se utiliza a extrapolação das relações solo-paisagem de uma área mapeada, definida como área de referência, para regiões onde estas relações ainda não são bem conhecidas. O método baseado na área de referência assume que é possível delimitar pequenas regiões, as quais irão assumir um padrão reconhecível e repetidamente distribuído. Conseqüentemente, uma área de referência (representativa da região), poderia ser suficiente para identificar a distribuição de uma variável, como exemplo um elemento químico, para áreas maiores onde não foi realizado nenhum tipo de análise *in situ*, desde que haja algum tipo de inter-relação entre elas (LAGACHERIE et al., 1995).

Neste sentido, mapas de uso temático, construídos por metodologia de interpretação de imagens são muito utilizados para representação de áreas que apresentam grande variação espaço-temporal. Entre as técnicas de processamento digital de imagens estão a classificação supervisionada e a não supervisionada (BASEGGIO et al., 2006). A classificação supervisionada é realizada a partir da detecção de tipos específicos de cobertura de solo já conhecidos ou pré-estabelecidos, enquanto na classificação não supervisionada a análise é feita no sentido de se definirem todas as categorias de cobertura do solo existentes em uma imagem em certos níveis de generalização. Para ambos os casos, é realizada a associação de um pixel da imagem de satélite a uma determinada classe, que pode ser por exemplo, o uso do solo existente na superfície (DERIVAUX et al., 2010).

Na classificação supervisionada, as classes de informação são identificadas como áreas de treinamento, e então, um sistema de processamento de imagens é usado para desenvolver uma caracterização estatística para cada classe de informação. Esse processo é frequentemente chamado de análise de assinaturas e pode envolver o desenvolvimento de uma caracterização tão simples quanto a média ou o

intervalo de refletância de cada banda da imagem do satélite, ou tão complexo como análises detalhadas da média, variância e covariância em resposta a todas as bandas (SHALABY; TATEISHI 2007). Já para a classificação não supervisionada, os dados são examinados e agrupados por assinaturas espectrais naturais predominantes presentes em cada banda de imagem do satélite (BELGIU; DRĂGUT 2014; JIAN et al., 2014).

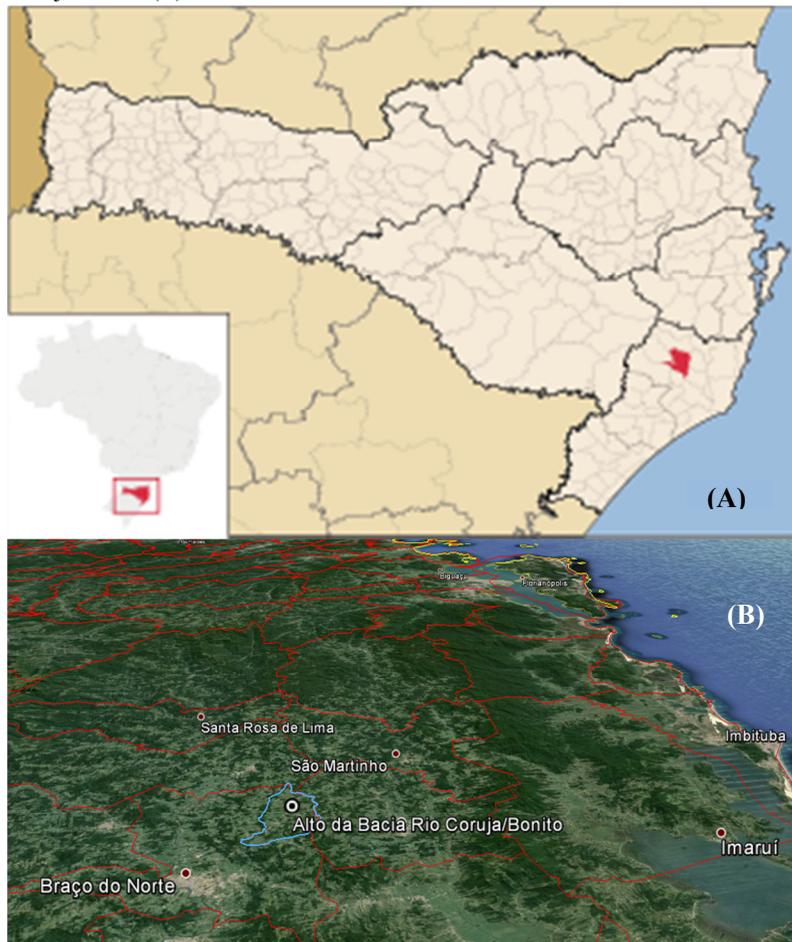
Nota-se, que o uso da estatística para analisar tendências e agrupamentos torna-se imprescindível em estudos onde se deseja extrapolar dados conhecidos para áreas que tenham inter-relações, porém, com valores desconhecidos. Neste sentido, os estudos ambientais podem sempre que possível, agregar ferramentas estatísticas capazes de demonstrar estas tendências para então realizar inferências e pressupostos.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito possui aproximadamente 52 km^2 , e está localizada no município de Braço do Norte, estado de Santa Catarina, Brasil (Figura 3). A bacia possuía até o último levantamento realizado, 63 propriedades suinícolas e um plantel de 69.000 suínos, com densidade de $1.327 \text{ animais km}^{-2}$ gerando aproximadamente 552.000 m^3 de dejetos líquidos ano⁻¹ (GOMES 2009).

Figura 3. Localização de Braço do Norte, SC (A) e da Bacia Hidrográfica Rio Coruja/Bonito (B).



A região possui precipitações pluviométricas bem distribuídas ao longo do ano, totalizando 1.471 mm em média, e temperatura média anual de 18,7°C, sendo portanto o clima classificado como subtropical úmido (Cfa, segundo Koeppen-Geiger), correspondendo ao clima mesotérmico úmido sem estação seca definida e com verão quente. O solo do local é representado predominantemente por Argissolo

Vermelho Amarelo típico, e com diminutas inclusões de Gleissolo e Cambissolo (EMBRAPA, 2013). O granito é absoluto na cobertura pedológica da região. Rocha ígnea intrusiva, com composição mineralógica sustentada por quartzo, feldspato e mica. Os dois últimos são os responsáveis pela abundância de potássio no solo resultante. A pedregosidade é abundante, bem como a presença de afloramentos de rocha de grandes dimensões (Bolders) (Figura 4 A, B). A formação do Argissolo local foi ditada pelas reações de transferência de argila entre o horizonte superficial e subsuperficial, o que dá a ele uma textura binária (UBERTI, 2005) e predomínio de argilominerais 1:1, como caulinita na fração argila (Anexo a). Normalmente são solos pouco profundos a profundos. Por esse mesmo motivo pode ser associada a dominância de horizonte A do tipo Proeminente, podendo haver existência de horizonte A moderado devido a perda deste ao manejo dado (Figura 4 C, D). Além disso, este tipo de solo possui horizonte B textural (Bt) (EMBRAPA, 2013), fato que dá a ele grande susceptibilidade à erosão devido a dificuldade de infiltração de água na camada subsuperficial do solo.

A seguir é realizada a descrição de dois perfis encontrados na área de estudo porém, ressalta-se que os dois perfis são uma síntese do que foi observado na área de estudo.

Solo com A proeminente

Horizonte A 0,0-0,30 m – cor bruno acinzentado muito escuro (10YR3/2); textura franco arenosa cascalhenta; estrutura moderada, pequena e granular; consistência macia, muito friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição gradual.

Horizonte Ba 0,30-0,55 m – cor bruno amarelado escuro (10YR4/4); textura argilosa cascalhenta; estrutura moderada, média, blocos subangulares; consistência úmida firme e dura seca, plástica e pegajosa; transição difusa.

Horizonte B11 0,55-0,85 m – cor bruno amarelado escuro (10YR4/4); textura argilosa; estrutura forte, média, blocos subangulares; consistência úmida firme e seca dura, plástica e pegajosa; transição difusa.

Horizonte B12 0,85-1,10 m – cor bruno (7.5YR4/2); textura argilosa; estrutura forte, média, blocos subangulares; consistência úmida firme e seca dura, plástica e pegajosa; transição clara.

Horizonte B2 1,10+ m – cor vermelho amarelado (5YR5/8); textura argilosa; estrutura forte, média, tipo blocos subangulares; consistência úmida firme e seca dura, plástica e pegajosa.

Solo com A moderado

Horizonte A 0,0-0,20 m – cor bruno (7.5YR 4/4), textura franco-argilosa, cascalhenta, estrutura fraca-moderada; pequena e granular, consistência úmida friável e seca macia; ligeiramente plástica e pegajosa, transição difusa.

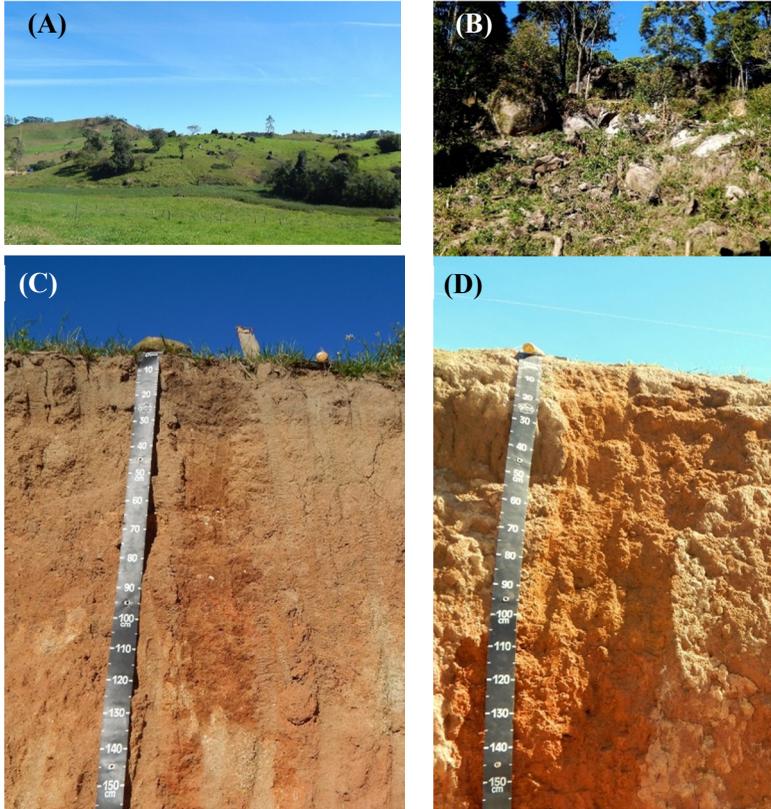
Horizonte Ba 0,20-0,45m – cor bruno escuro (10YR3/3); textura franco-argilosa; pouco cascalhenta; estrutura moderada, pequena, granular e blocos subangulares; consistência úmida friável e seca macia, ligeiramente plástica e pegajosa; transição difusa.

Horizonte B1 0,45-0,76 m – cor bruno (7.5YR4/2); textura argilosa; estrutura moderada, pequena-média, blocos subangulares; consistência umida friável e seca macia, ligeiramente plástica e pegajosa; transição difusa.

Horizonte B21 0,76-1,05 m – cor bruno (7.5YR4/2); textura argila; pouco cascalhenta; estrutura moderada-forte, média; consistência seca ligeiramente dura e úmida firme, plástica e pegajosa; transição clara.

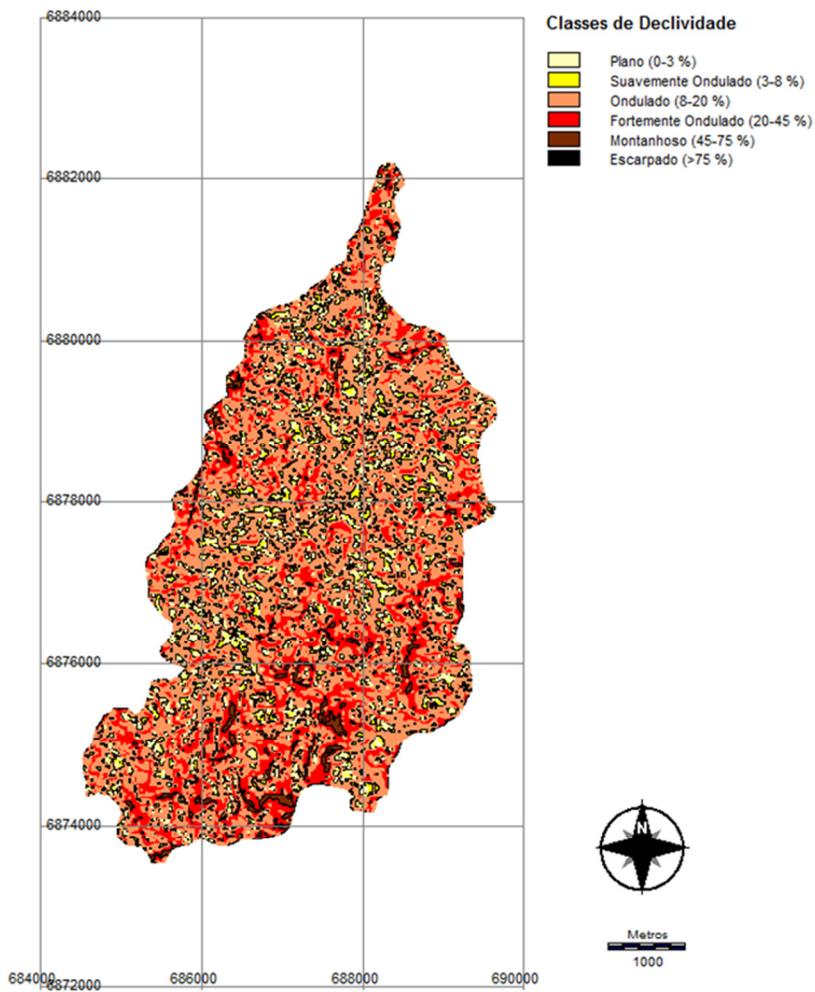
Horizonte B22 1,05+ m – cor vermelho amarelado (5YR5/8); textura muito argilosa; pouco cascalhenta; estrutura forte, grande/muito grande, blocos subangulares; consistência seca dura e úmida firme, plástica e pegajosa.

Figura 4. Paisagem típica da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito (A, B) e Argissolo vermelho Amarelo típico com horizonte A proeminente (C) e moderado (D).



As características da suspensão de nanopartículas é descrita na Tabela 3. O relevo dominante do alto da bacia Rio Coruja/Bonito varia de ondulado a fortemente ondulado (1924 ha ou 82%) (figura 5), geralmente com pendentes curtas. O restante do relevo se encontra nas faixas Plano 0-3 (55 ha), Suavemente ondulado 3-8 (304 ha), Montanhoso 45-75 (59 ha) e escarpado >75 (2 ha) (EMBRAPA, 2013) (figura 5).

Figura 5. Distribuição da declividade no alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.



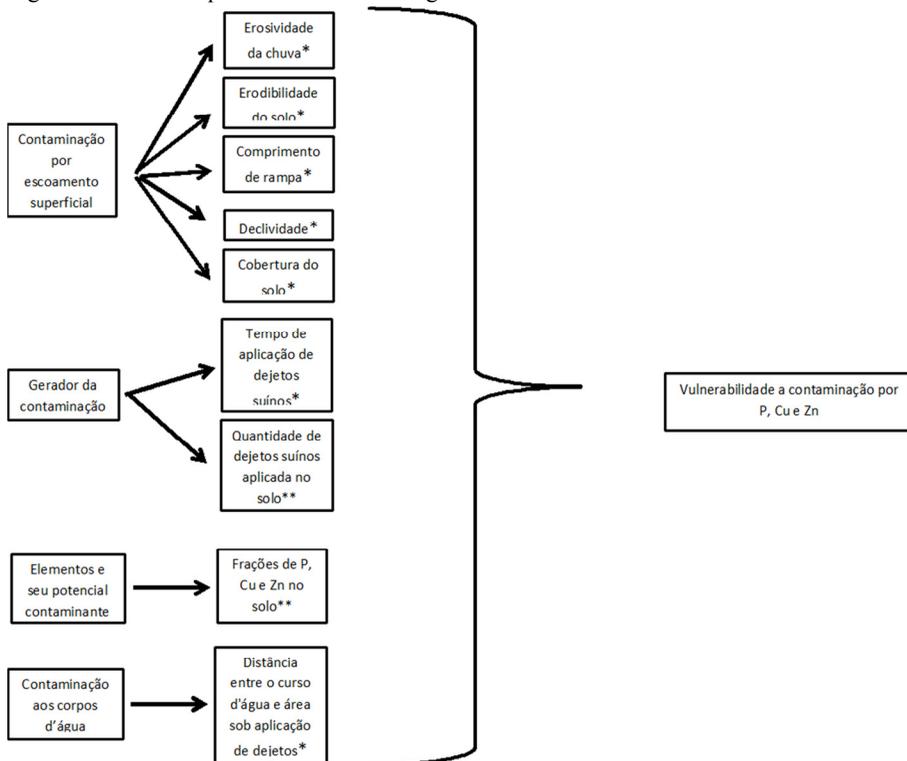
Para atingir os objetivos do estudo, foi necessário buscar informações que indicassem o nível de poluição de P, Cu e Zn de áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos (áreas de referência) e posteriormente extrapolar estes dados para as áreas com características ambientais semelhantes. Portanto, a pesquisa apresenta dois momentos.

A primeira etapa compreendeu um estudo de caso em dez propriedades suinícolas e uma área de floresta sem aplicação de dejetos, para entender e descrever os processos ambientais da suinocultura. Nesta etapa, através de dados de perda de solo, cobertura do solo, tempo e quantidade de aplicação de dejetos líquidos de suínos e teores das frações de P, Cu e Zn no solo, se estabeleceu a vulnerabilidade utilizando uma análise multicritério (figura 6).

Na segunda etapa, foi realizada a extrapolação dos teores de P, Cu e Zn das áreas de referência estabelecidas na primeira etapa, e o levantamento das perdas de solo, cobertura do solo e tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos de parte da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito. A partir de tais dados, e, através de uma análise multicritério, foi estabelecida a vulnerabilidade a poluição por P, Cu e Zn da área avaliada (Figura 6).

A aplicação do método nas duas etapas da pesquisa é descrita detalhadamente a seguir.

Figura 6. Modelo esquemático da metodologia utilizada no trabalho.



* fatores utilizados nas duas etapas do trabalho. ** Fatores utilizados somente na primeira etapa do trabalho.

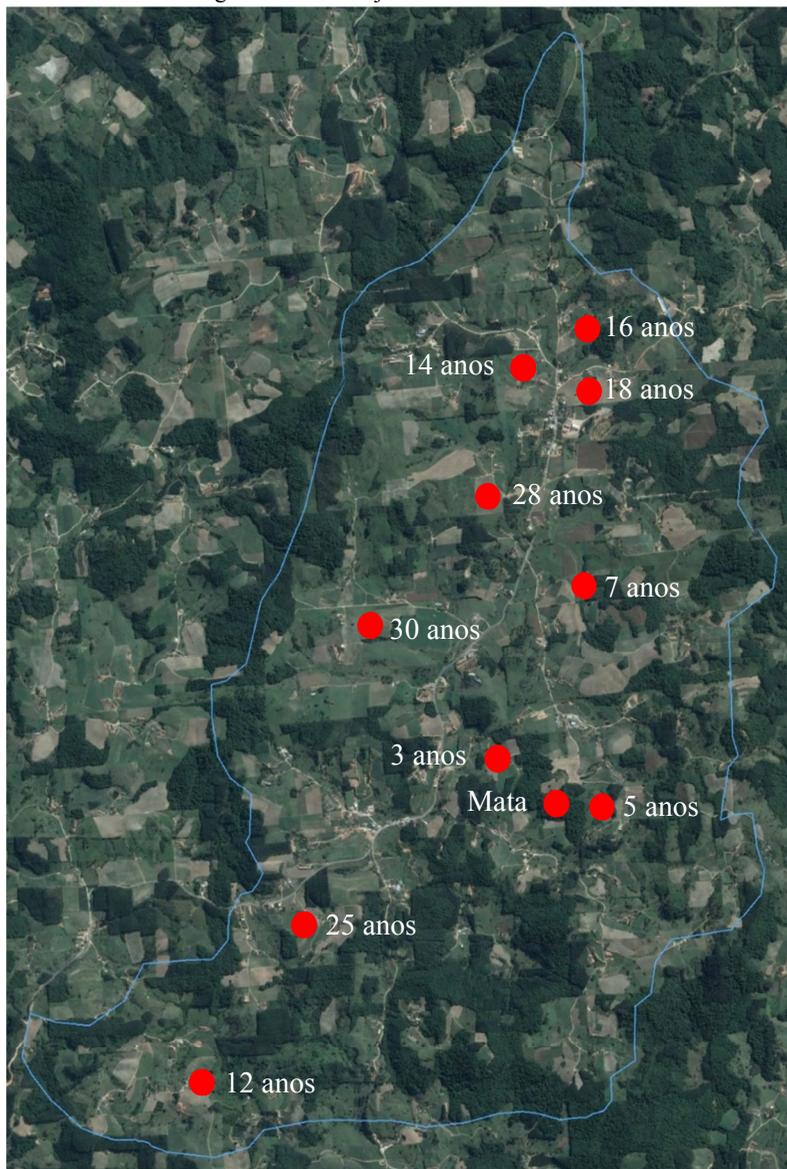
3.2 ÁREAS DE REFERÊNCIA

No período de julho a novembro de 2012 foram selecionadas dez áreas na bacia³ Rio Coruja/Bonito, com histórico de aplicação de dejetos líquidos de suínos e uma área de floresta, sem histórico de uso nos últimos 100 anos (Figura 7). A quantidade amostral para as áreas sob aplicação de dejetos, foi calculada com nível de confiança de 90% e

³ O termo bacia encontrado ao longo do trabalho refere-se a bacias hidrográficas.

um erro da estimativa de $\pm 15\%$ (BARBETTA, 2005). O solo de todas as áreas foi o Argissolo Vermelho Amarelo.

Figura 7. Áreas de referência sob aplicação de dejetos líquidos de suíno e de floresta no alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.



As áreas possuíam diferenças no uso do solo e no tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos; área floresta sem uso antrópico; sucessão aveia-milho com aplicação de dejetos líquidos de suínos a 3 anos (3yr); pastagem com aplicação de dejetos líquidos de suínos a 5 anos (5yr); sucessão aveia-milho com a aplicação de dejetos líquidos de suínos a 7 anos (7yr); sucessão aveia-milho com a aplicação de dejetos líquidos de suínos a 12 anos (12yr); sucessão aveia-milho com a aplicação de dejetos líquidos de suínos a 14 anos (14yr); pastagem com a aplicação de dejetos líquidos de suínos a 16 anos (16yr); sucessão aveia-milho com a aplicação de dejetos líquidos de suínos a 18 anos (18yr); sucessão aveia-milho com a aplicação de dejetos líquidos de suínos a 25 anos (25yr); sucessão aveia-milho com a aplicação de dejetos líquidos de suínos a 28 anos (28yr); sucessão aveia-milho com a aplicação de dejetos líquidos de suínos a 30 anos (30yr) (Tabela 1). As características dos pontos de coleta de solo e a sua localização estão descritas na Tabela 1.

Tabela 1. Coordenadas, tipo de cobertura do solo e tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos nas onze áreas avaliadas na bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.

Área	Coordenada UTM XY	Cobertura do solo ⁽¹⁾	Tempo de aplicação de dejeito no solo	Quantidade de dejeito aplicada ⁽³⁾ $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$
Floresta	687887.31; 6876334.73	Floresta	Sem aplicação	0,00
3yr	687461.68; 6876580.06	Aveia-milho ⁽²⁾	3 anos	30,00
5yr	688160.05; 6876250.97	Pastagem naturalizada	5 anos	28,00
7yr	688275.42; 6877956.41	Aveia-milho	7 anos	25,00
12yr	684926.63; 6874268.44	Aveia-milho	12 anos	110,00
14yr	687873.94; 6879648.78	Aveia-milho	14 anos	210,00
16yr	688324.31; 6879787.60	Pastagem naturalizada	16 anos	60,00
18yr	688351.83; 6879423.54	Aveia-milho	18 anos	90,00
25yr	685846.49; 6875501.96	Aveia-milho	25 anos	130,00
28yr	687527.89; 6878703.47	Aveia-milho	28 anos	70,00
30yr	686525.44; 6877776.78	Aveia-milho	30 anos	375,00

⁽¹⁾ Considerando o período de outubro de 2012 até março de 2014. ⁽²⁾ Plantio em sucessão, aveia preta durante o inverno e milho durante o verão. ⁽³⁾ Considerando o período de um ano.

3.2.1 Índice de Vulnerabilidade

A composição do índice de vulnerabilidade utilizado neste trabalho é uma variação do proposto por Lemunyon e Gilbert (1993), que consideram três critérios fundamentais para determinação da vulnerabilidade de áreas, i) perda de solo estimada; ii) distância entre a fonte de P, Cu e Zn e o corpo d'água; e iii) os teores de P, Cu e Zn no solo, o qual sofreu modificações no presente trabalho.

A obtenção do índice de vulnerabilidade foi realizado por uma combinação linear ponderada, que considera a escala de importância, os

pesos e o número de critérios avaliados, indicados na tabela 2, e definido na Equação 1:

$$V = (\sum_{i=1}^n w_i x_i) \quad \text{Equação 1}$$

onde: V = vulnerabilidade final; w_i = peso do critério i; x_i = escore do critério i; n = número de critérios. Em cada área avaliada foi realizada esta série de passos separadamente para cada elemento (P, Cu e Zn). Para obtenção do índice de vulnerabilidade final, o resultado foi um valor único, onde a vulnerabilidade foi considerada Muito Baixa de 0,86 a 1,0; Baixa de 0,71-0,85; Média de 0,51 a 0,70; Alta de 0,26 a 0,50; Muito alta de <0,0 a 0,25. A faixa de variação, escala e escore foram definidos conforme a literatura, sendo detalhado no decorrer deste item. Os pesos de cada critério foi baseado nos trabalhos de Lemunyon e Gilbert (1993) e Flynn et al., (2000).

Tabela 2. Critérios, escala, escore e pesos adotados na classificação da vulnerabilidade à poluição por fósforo (P), cobre (Cu) e zinco (Zn) em áreas sob aplicações de dejetos líquidos de suínos.

Critério	Variação	Escala	Escore	Peso
Perda de solo em Mg ha ⁻¹	<0,1	Muito baixa	0,90	0,45
	0,1-12	Baixa	0,85	
	12,1 - 25	Média	0,60	
	25,1 - 37	Alta	0,25	
	>37,1	Muito alta	0,10	
Distância de drenagem em metros	> 150	Muito baixa	0,85	0,05
	149-100	Baixa	0,80	
	99-80	Média	0,65	
	79-50	Alta	0,35	
	< 50	Muito alta	0,30	
Elemento químico adimensional no solo (P, Cu ou Zn) ⁽¹⁾	-	Muito baixa	0,95	0,30
	-	Baixa	0,85	
	-	Média	0,55	
	-	Alta	0,25	
	-	Muito alta	0,10	
Taxa de Aplicação de P, Cu e Zn em m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹ ₍₂₎	-	Nula	0,99	0,20
	-	Baixa	0,75	
	-	Média	0,5	
	-	Alta	0,1	
	-			

⁽¹⁾ Faixa de variação para P, Cu e Zn adimensional conforme a Tabela 6. ⁽²⁾ Faixa de variação para o critério Taxa de aplicação conforme Tabela 3.

Critério perdas de Solo

As perdas de solo estimadas foram calculadas pela equação universal de perda de solo – USLE (WISCHMEIER; SMITH, 1978), Equação 2:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad \text{Equação 2}$$

onde: o fator erosividade da chuva (R) da bacia foi determinado de acordo com Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), utilizando dados pluviométricos dos últimos 12 anos (EPAGRI, 2014), Equação 3 e 4:

$$EI_{30} = 67,355 \left(\frac{r^2}{P} \right)^{0,85} \quad \text{Equação 3}$$

onde EI_{30} é a média mensal do índice de erosividade das chuvas (MJ.mm/ha.h), r é a precipitação média mensal (mm) e P é a precipitação média anual (mm). O índice de erosividade anual das chuvas (R) é o somatório dos valores mensais desse índice, conforme equação 4:

$$R = \sum_1^{12} EI_{30} \quad \text{Equação 4}$$

O fator R apresentou média de 6.306 MJ mm ha⁻¹ ano⁻¹, sendo os meses com chuvas mais erosivas janeiro e fevereiro.

A erodibilidade do solo (fator K) nas áreas avaliadas, foi calculado pelo método proposto por Wischmeier et al. (1971) com ajustes desenvolvidos pela ARS-USDA (1994), Equação 5.

$$K = (2,1 \cdot 10^{-4} \cdot M^{1,14} \cdot (12 - ka) + 3,25(kb - 2) + 2,5(kc - 3)) \cdot 1,317 \cdot 10^{-3} \quad \text{Equação 5}$$

O fator K apresentou média de 0,0075 Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹, sendo este valor utilizado em todas as áreas.

Os fatores comprimento de rampa (L) e declividade (S) foram determinados em ambiente SIG. O modelo numérico de elevação foi obtido através da imagem Aster Gdem version 2, com resolução espacial de 30 x 30 m. Os fatores foram então transformados em um fator LS adimensional conforme Rocha et al. (1995) e Bertoni e Lombardi Neto (1999), Equação 6.

$$LS = 984 \cdot 10^{-3} \cdot L^{0,63} \cdot S^{1,18} \quad \text{Equação 6}$$

O fator C foi determinado conforme a cobertura de solo existente nas áreas avaliadas, no período de outubro de 2012 até março de 2014, o qual foi caracterizado *in situ* (Tabela 1), sendo atribuídos os valores 0,001 para floresta; 0,005 para pastagem e 0,1104 para sucessão aveia preta-milho (BERTONI; LOMBARDI NETO 1999; BERTOL et al., 2002; WEILL; SPAROVEK, 2008; CATEN et al., 2012). Ao fator

P, referente às práticas conservacionistas, foi atribuído o valor 1 para todas as áreas, devido a indisponibilidade de informações sobre a adoção de práticas conservacionistas.

Critério distância dos cursos d'água

A distância das áreas até os cursos d'água foi determinada em ambiente SIG por determinação da distância do centro de cada pixel à drenagem mais próxima e classificada de acordo com os valores sugeridos por Weld et al. (2002) (tabela 2). Para isso, foi utilizado a carta do IBGE “Tubarão” e “Grão Pará” com escala 1:50000.

Critério taxa de aplicação de P, Cu e Zn no solo

Este critério foi estabelecido com base no volume médio de dejetos líquidos de suínos aplicados em cada área anualmente e da quantidade de P, Cu e Zn nos dejetos determinada em laboratório, os quais apresentaram em média $0,90 \text{ kg P m}^{-3}$, $0,03 \text{ kg Cu m}^{-3}$ e $0,05 \text{ kg Zn m}^{-3}$. Para a classificação deste critério foi considerada a média de P, Cu e Zn absorvida pelas culturas do milho, da aveia-preta e de pastagens durante um ano, considerando os níveis críticos que podem ocasionar altas perdas do elemento (LEMUNYON; GILBERT 1993; MARTINS et al.; 2003, CQFS-RS/SC, 2004; GIROTTO et al.; 2010a) (Tabela 3).

Tabela 3. Critério, variação e escala da taxa de aplicação de P, Cu e Zn contido nos dejetos líquidos de suínos.

Critério	Variação	Escala
Taxa de Aplicação de P em $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	Não aplica	Nula
	1 até 32	Baixa
	33 até 65	Média
	>65	Alta
Taxa de Aplicação de Cu em $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	Não aplica	Nula
	1 até 10	Baixa
	10 até 20	Média
	>20	Alta
Taxa de Aplicação de Zn em $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	Não aplica	Nula
	1 até 15	Baixa
	15 até 30	Média
	>30	Alta

Critério P, Cu e Zn adimensional (Teores e frações no solo)

Em cada área foram abertas aleatoriamente, seis trincheiras, com dimensões de 0,60 m de largura e 0,60 m de comprimento. Foram coletadas amostras de solo nas camadas de 0,0-0,05, 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m. As amostras foram secas em estufa de ar forçado a $\pm 45^{\circ}\text{C}$ até peso constante e submetidas ao fracionamento químico de P, Cu e Zn.

O fracionamento químico do P foi realizado conforme Hedley et al. (1982), com as modificações propostas por Condron e Goh (1989). Assim, amostras de 0,5 g de solo seco foram submetidas à extração sequencial na seguinte ordem: resina trocadora de ânions em lâminas (fração P-RTA); NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} (frações Pibic e Pobic); NaOH 0,1 mol L^{-1} (frações Pihid e Pohid); HCl 1,0 mol L^{-1} (fração PiHCl) e NaOH 0,5 mol L^{-1} (frações Pihid05 e Pohid05). Após as extrações, o solo remanescente foi seco em estufa com ar forçado a 45°C e submetido à digestão com $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{MgCl}_2$ (fração Presidual). O P inorgânico (Pi) dos extratos alcalinos (NaHCO_3 e NaOH) foi determinado pelo método proposto por Dick e Tabatabai (1977). Nesses extratos alcalinos, o P total foi determinado por digestão com persulfato de amônio + ácido sulfúrico, em autoclave. O P orgânico (Po) foi obtido pela diferença entre P total e o Pi. O P dos extratos ácidos foi determinado segundo Murphy e Riley (1962).

O fracionamento químico de Cu e Zn foi realizado conforme metodologia proposta por Tessier et al. (1979). Para isso, amostras, em triplicata de 1,00 g de solo foram transferidas para tubos de polipropileno de 50 mL, sendo realizadas extrações sequenciais, brevemente descritas a seguir: fração solúvel, extraída com água deionizada (8 mL) (Cu_{sol} e Zn_{sol}); fração trocável, extraída com MgCl_2 1,0 mol L^{-1} a pH 7,0 (8 mL) (Cu_{troc} e Zn_{troc}); ligados à fração mineral, extraída com cloridrato de hidroxilamina ($\text{NH}_2\text{OH.HCl}$) 0,04 mol L^{-1} em ácido acético 25% (v/v) a pH 2,0 (20 mL) (Cu_{Min} e Zn_{Min}); e ligados à fração orgânica, extraídos com HNO_3 0,02 mol L^{-1} (3 mL) + H_2O_2 a 30 % (8 mL) + NH_4OAc em HNO_3 20 % (v/v) (5 mL) (Cu_{MO} e Zn_{MO}). O sobrenadante foi separado por centrifugação a 3200 G por 30 min, e uma alíquota foi reservada para a determinação do conteúdo de Cu e Zn. Entre cada extração, as amostras foram agitadas com água deionizada durante 5 min. e centrifugadas, sendo descartado o sobrenadante. No final da extração sequencial, o resíduo remanescente foi seco em estufa com ar forçado a 65°C durante 24 h e, em seguida, 0,50 g do solo seco

foi submetido à digestão com HF concentrado + HClO₄, para determinação da fração residual de Cu e Zn (Cu_R e Zn_R). Para determinação dos conteúdos pseudototais, foi adicionado H₂O₂ 30% + HF + HClO₄ concentrados em amostras de 0,5 g de solo seco não submetido ao processo de extração sequencial de Cu e Zn, para a realização da digestão das amostras (Cu_T e Zn_T). Na condução dos trabalhos, toda a vidraria utilizada foi submetida à limpeza com HNO₃ 10%, sendo mantida nesse ácido por um período de no mínimo 24 h; após esse período foram realizadas três lavagem sucessivas com água deionizada.

Por ainda não existir o estabelecimento dos teores naturais e máximos das frações de P, Cu e Zn no solo, nesta etapa foi utilizado o método TOPSIS (Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution) para estabelecer os valores de referência Muito Baixo, Baixo, Médio, Alto e Muito Alto das frações de P, Cu e Zn no solo. Para isso, as frações dos três elementos determinadas em laboratório, foram transformadas em um único teor médio da camada de 0-0,40 m. Como parâmetro para o teor Muito Baixo das frações de P, Cu e Zn no solo, foi utilizado a área de floresta, a qual representa o teor natural da região estudada. Já para as classes de P Alto e Muito Alto, utilizou-se como referência os teores encontrados por Guardini et al. (2012a), que determinaram as frações de P pelo método de Hedley et al. (1982). Para as classes alta e muito alta de Cu e Zn, foi utilizado como parâmetro o trabalho realizado por Tiecher et al. (2013), que determinaram as frações de Cu e Zn pelo método de Tessier et al., (1979). Os dois trabalhos foram realizados em um experimento sob Argissolo Vermelho Amarelo na bacia do Rio Cachoeirinha, município de Braço do Norte com aplicações cerca de três e seis vezes maiores que o recomendado, sob a forma de dejetos líquidos de suínos durante oito anos.

As frações foram normalizadas conforme a equação 7:

$$r_{ij} = \frac{x_j^-}{x_{ij}} \quad \text{Equação 7}$$

onde x_{ij} = avaliação do fator i antes da normalização; x_j^- = valor de referência do fator i , neste caso, o menor valor; r_{ij} = valor normalizado do fator. Neste caso, os dados foram normalizados tendo como base o

menor valor, visto que com o aumento dos teores de P, Cu e Zn no solo aumenta o risco de poluição.

Os dados normalizados das frações de P foram agrupados e multiplicados por pesos subjetivos (HEDLEY et al., 1982; CASALI et al., 2008; GATIBONI et al., 2008; 2013; GAMA-RODRIGUES et al., 2014) para cada fator (Tabela 4), onde os teores de P extraído com RTA e o NaHCO_3 representam o P dissolvido da fase sólida em equilíbrio com o P da solução do solo. A fração $\text{Pi NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$ representa o P inorgânico moderadamente lábil, quimiossorvido por ligações monodentadas e bidentadas aos óxidos e à caulinita (Hedley et al., 1982), ao passo que a fração orgânica obtida por este extrator representa o P orgânico moderadamente lábil ligado aos ácidos húmicos. As frações Pi e Po obtidas pelo extrator $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$ representam o P inorgânico e orgânico fisicamente protegidos no interior de microagregados. A fração $\text{HCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$ representa as formas inorgânicas de P associadas ao Ca. A fração residual representa o P nas substâncias húmicas, bem como formas inorgânicas de P insolúveis.

Tabela 4. Fatores, características indicadoras e pesos adotados na classificação quanto a labilidade e influência das frações de P para o fator P adimensional no solo.

Critério	Fatores	Características indicadoras	Peso
Teor de P no solo	P-RTA + NaHCO_3	P inorgânico lábil	0,5
	P-NaOH 0,1 e NaOH 0,5	P inorgânico moderadamente lábil	0,3
	P- NaHCO_3	Teor de P orgânico lábil	0,07
	P-HCl + H_2SO_4	P residual	0,1
	P-NaOH 0,1 e NaOH 0,5	Teor de P orgânico moderadamente lábil	0,03

Assim como os teores de P, os teores de Cu e Zn, após a normalização, foram agrupados e multiplicados por pesos subjetivos (TESSIER et al., 1979; TIECHER et al., 2013) para cada fator (tabela 5). As frações de Cu e Zn extraídos com água e MgCl_2 representam as frações solúveis em água e trocáveis, que estão em equilíbrio com a solução, sendo aquelas de maior disponibilidade e mobilidade. Já as frações ligadas e/ou complexadas aos argilominerais e óxidos, extraídos por $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ e as ligadas ou complexadas a carbonatos e matéria orgânica do solo, extraídas por $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{NH}_4\text{OAc}$, representam aquelas frações potencialmente biodisponíveis. A fração residual representa o

Cu e o Zn não disponível, ligado aos sítios mais ávidos ou que fazem parte da estrutura dos minerais do solo (TESSIER et al., 1979).

Tabela 5. Fatores, características indicadoras e pesos adotados na classificação quanto a labilidade e influência das frações de Cu e Zn para o Fator Cu e Zn adimensional.

Critério	Fatores	Características indicadoras	Peso
Teor de Cu e Zn no solo	H ₂ O + MgCl ₂	Cu e Zn prontamente disponível	0,5
	NH ₂ OH·HCl e H ₂ O ₂ + NH ₄ OAc	Cu e Zn moderadamente lábil	0,35
	HF + HClO ₄	Cu e Zn residual	0,15

O agrupamento e os pesos foram definidos de acordo com o grau de labilidade no solo e influência nos reservatórios que servem como fonte de P, Cu e Zn prontamente disponível, os quais foram baseados na literatura (HEDLEY et al., 1982; TESSIER et al., 1979; CASALI et al., 2008; GATIBONI et al., 2008; TIECHER et al., 2013; GAMA-RODRIGUES et al., 2014). A multiplicação pelos pesos, da matriz agrupada, foi realizada de acordo com a equação 8:

$$V_{ij} = w_i \cdot r_{ij} \quad \text{Equação 8}$$

onde: w_i é peso definido para cada fator (tabelas 4 e 5), r_{ij} é o fator normalizado.

Em seguida os valores de cada característica indicadora da matriz foram selecionados para identificação da solução ideal positiva-PIS e da solução ideal negativa-NIS. A metodologia empregada considera que a localização selecionada é aquela que apresenta o menor afastamento da solução ideal (A^+) e, ao mesmo tempo, a maior distância da solução indesejável (A^-). As distâncias (Δ_i^- e Δ_i^+) das diversas alternativas (a_{ij}) com relação às soluções ideal e indesejável são calculadas, respectivamente, pelas equações 9 e 10:

$$\Delta_i^+ = \sum(a_{ij} - a_j^+) \quad \text{Equação 9}$$

$$\Delta_i^- = \sum(a_{ij} - a_j^-) \quad \text{Equação 10}$$

onde a_j^+ e a_j^- são os componentes da solução ideal A^+ e a_j^- e a_j^+ são os componentes da solução indesejável A^- . Por seguinte foi calculada a posição relativa à solução ideal (φ_i) das alternativas utilizando a equação 11:

$$\varphi_i = \frac{\Delta_i^-}{\Delta_i^- + \Delta_i^+} \quad \text{Equação 11}$$

Todas as alternativas foram então comparadas com a solução ideal positiva e com a solução ideal negativa. Se uma das alternativas apresenta “ $A_i = 1$ ”, portanto, essa alternativa era a solução ideal, em contrapartida, se “ $A_i = 0$ ”, essa alternativa era a solução ideal negativa. Ao final do método as variáveis foram submetidas a um processo de relativização, definindo-se uma faixa de estratificação com tendência a uma forma logarítmica, conforme a tabela 6.

O procedimento foi rodado separadamente para cada elemento, obtendo-se ao final três índices de vulnerabilidade, um para o P, um para o Cu e outro para o Zn.

Tabela 6. Faixa de variação e escala para os elementos P, Cu e Zn adimensional no solo.

Critério	Variação	Escala
Fósforo adimensional no solo	0,90 - 1	Muito Baixo
	0,75 - 0,89	Baixo
	0,5 - 0,74	Médio
	0,49 - 0,20	Alto
	0,19 - 0,00	Muito alto
Cobre ou Zinco adimensional no solo	0,85 - 1	Muito baixo
	0,70 - 0,84	Baixo
	0,40 - 0,69	Médio
	0,39 - 0,10	Alto
	0,09 - 0,00	Muito alto

Comparação do método

Para fins de comparação da vulnerabilidade a poluição por P, foi utilizado o P-index proposto por Flynn et al. (2000), que considera as frações disponíveis de P no solo. Para isso, o critério fósforo adimensional (tabela 6) foi substituído pelos teores de P extraídos por Mehlich-1, e a variação e escala classificada em $<8 \text{ mg kg}^{-1}$ (Muito Baixo), $8,1-15 \text{ mg kg}^{-1}$ (Baixo), $15,1-23 \text{ mg kg}^{-1}$ (Médio), $23,1-30 \text{ mg kg}^{-1}$ (Alto) e $>30 \text{ mg kg}^{-1}$ (Muito Alto). Os Escores e o Pesos foram mantidos como descrito anteriormente.

Por não existir na literatura avaliações a poluição de Cu e Zn ou outro elemento-traço da forma como foi proposta neste trabalho, estes elementos não foram comparados com outros trabalhos.

3.2.2 Análise estatística das frações de P, Cu e Zn

Os resultados do fracionamento químico de P, Cu e Zn foram testados quanto à normalidade pelo método de Kolmogorov-Smirnov. Após, os resultados das frações de P, Cu e Zn das camadas de uma mesma área, foram submetidos à análise de variância, e quando os efeitos foram significativos, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($\alpha=5\%$).

Além disso, a diferença das frações de P, Cu e Zn entre áreas, foi avaliada através dos contrastes ortogonais dentro de cada camada de solo amostrada, agrupando as áreas conforme o tempo e a quantidade de dejetos suínos aplicados. A análise de variância foi realizada e a diferença dos contrastes propostos foi testada a 5%, 1% e 0,1% de probabilidade pelo teste F.

As frações de P (P-RTA, P-NaHCO₃ Inorg., P-NaHCO₃ Org., NaOH 0,1 inorg., NaOH 0,1 org., NaOH 0,5 inorg., NaOH 0,5 org. e HCL), Cu (Cu_{sol}, Cu_{troc}, Cu_{Min}, Cu_{MO} e Cu_T) e Zn (Zn_{sol}, Zn_{troc}, Zn_{Min}, Zn_{MO} e Zn_T) foram submetidas a análise de componentes principais (ACP) e a análise de agrupamentos hierárquico (Complete Linkage).

3.2.3 Caracterização do solo das áreas de referência

Para as análises de atributos físicos e químicos do solo foram coletadas amostras nas camadas de 0,0-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,40 m. Parte do solo foi submetido à análise da distribuição granulométrica dos constituintes do solo pelo método da pipeta (EMBRAPA, 1997). A determinação do carbono orgânico total (COT) foi realizado pelo método Walkley-Black (EMBRAPA, 1997). A análise de pH em água

do solo foi realizada usando a suspensão solo:água na proporção 1:1 v/v, determinada após 30 minutos de equilíbrio. O conteúdo de K trocável e P disponível foi extraído com a solução de Mehlich-1 ($\text{HCl } 0,05 \text{ mol L}^{-1} + \text{H}_2\text{SO}_4 \text{ } 0,0125 \text{ mol L}^{-1}$) e determinado em fotômetro de chama (TEDESCO et al., 1995). Os conteúdos trocáveis de Ca, Mg e Al foram extraídos com a solução de KCl 1 mol L^{-1} , sendo o Ca e Mg determinados por Espectrometria de Absorção Atômica (EAA); e o Al por titulometria com NaOH $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ (TEDESCO et al., 1995). A capacidade de troca de cátions efetiva foi calculada pela soma dos cátions trocáveis de Al + Ca + Mg + K. A capacidade de troca de cátions a pH 7,0 foi calculada pela soma das bases trocáveis (Ca + Mg + K) mais H+Al estimado (CSFC-RS/SC, 2004).

A densidade do solo foi determinada com amostras indeformadas coletadas com anel volumétrico de Kopeck (Embrapa, 1997), nas camadas de 0,0-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m (KIEHL, 1979).

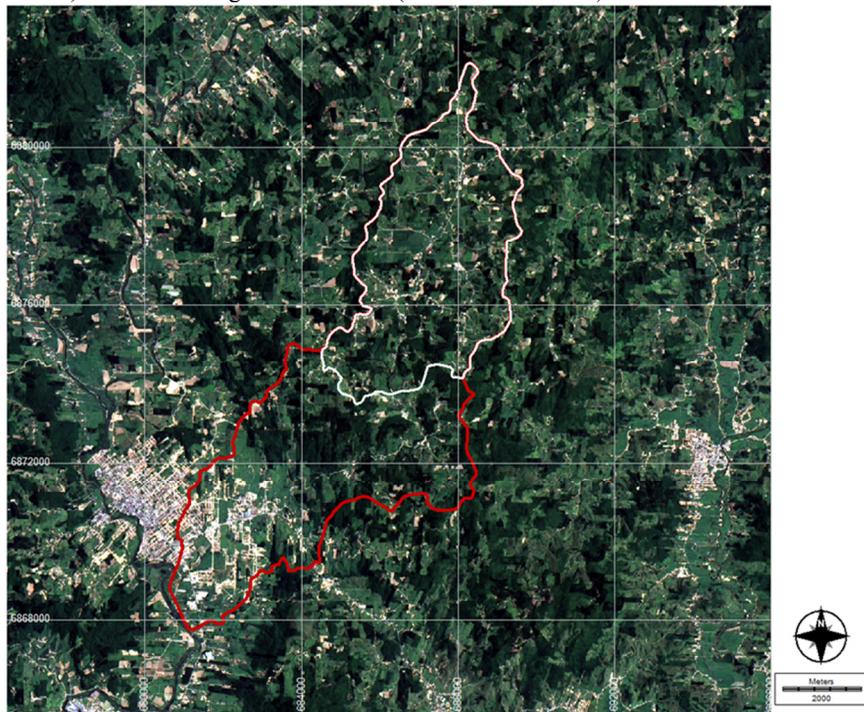
Em amostras de solo da camada de 0,0-0,20 m, foi realizada análises mineralógicas por difratometria de raios X. Apenas a fração argila, tratada com Mg, foi analisada em lâminas de argila orientada por difratometria de raios X, utilizando-se um difratômetro PHILIPS, dotado de goniômetro vertical, com variação angular de $3 + 40^\circ \pm 2\theta$. A identificação dos componentes mineralógicos presentes nessa fração foi feita segundo procedimentos sugeridos por Whitthig e Allardice (1986).

A descrição morfológica do solo da bacia hidrográfica foi realizada em seis perfis de cortes de estradas distribuídos ao longo da localidade, observando-se a cor, textura, estrutura, serosidade, consistência e transição entre horizontes (SANTOS et al., 2005; IBGE 2007). A classificação dos solos foi baseada naquela descrita em Embrapa (2013).

3.3 EXTRAPOLAÇÃO DO ÍNDICE DE VULNERABILIDADE

A extrapolação do índice de vulnerabilidade foi realizada em parte da bacia Rio Coruja/Bonito (figura 8), que compreende aproximadamente 70% do meio rural da bacia. Isto se deve ao conhecimento sobre a área e da confiabilidade das informações sobre o uso e o manejo do solo dos locais. Portanto, a área de estudo referente a esta etapa da pesquisa será chamada de alto da bacia Rio Coruja/Bonito.

Figura 8. Bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito (contorno vermelho + contorno branco) e área de abrangência do estudo (contorno em branco).



Fonte: Imagem Landsat, OLI8, Path 220 de 30/01/214. Fusão da banda 8 com as bandas 2, 3 e 4.

Para a extrapolação do índice de vulnerabilidade, foi aplicada a mesma metodologia realizada nas 11 áreas de referência, descrita anteriormente (Tabela 2). Porém, os teores de P, Cu e Zn foram definidos ou adotados com base nos resultados encontrados na primeira etapa do trabalho, o qual serviu de referência, e reclassificados de Médio a Muito Alto para P, e de Médio a Alto para Cu e Zn, de acordo com o tempo de aplicação de dejetos no solo (Tabela 7).

Tabela 7. Classificação dos teores de P, Cu e Zn adimensional de acordo com o tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo do alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.

Tempo de aplicação de dejetos	Classe	Escore
<i>Fósforo</i>		
1 até 10 anos	Média	0,55
11 até 20 anos	Alta	0,25
> 20 anos	Muito Alta	0,10
<i>Cobre e Zinco</i>		
1 até 15 anos	Média	0,55
> 15 anos	Alta	0,25

O tempo de aplicação dos dejetos líquidos de suínos no solo foi mapeado *in situ*, através de informações cedidas por agricultores da região (Figura 9 A, B, Figura 10).

A perda de solo estimada foi calculada conforme o método da USLE descrito anteriormente (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Neste sentido, os valores para os fatores erosividade da chuva (R), erodibilidade (K), e o procedimento para obter o comprimento de rampa e declividade adimensional (LS) estão descritos no item “3.2.1–critério perdas de solo”. O fator cobertura e manejo do solo (C) foi classificado a partir de imagens do Google Earth dos últimos dois anos (Figura 10), sendo atribuído os valores 0,001 para floresta; 0,005 para pastagem e 0,1104 para cultivos anuais (BERTONI; LOMBARDI NETO 1999; BERTOL et al., 2002; WEILL; SPAROVEK, 2008; TEN CATEN et al., 2012). O valor utilizado para o cultivo anual é igual aquele referente a sucessão aveia preta-milho devido a esta prática cultural ser amplamente utilizada na região. Ao fator P, referente às práticas conservacionistas, foi atribuído o valor 1 para todas as áreas, devido a indisponibilidade de informações sobre a adoção de práticas conservacionistas.

Figura 9. Imagem utilizada para identificar o manejo das áreas do alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito, Braço do Norte, SC (A). Identificação das áreas e do tempo de aplicação de dejetos suínos (B).

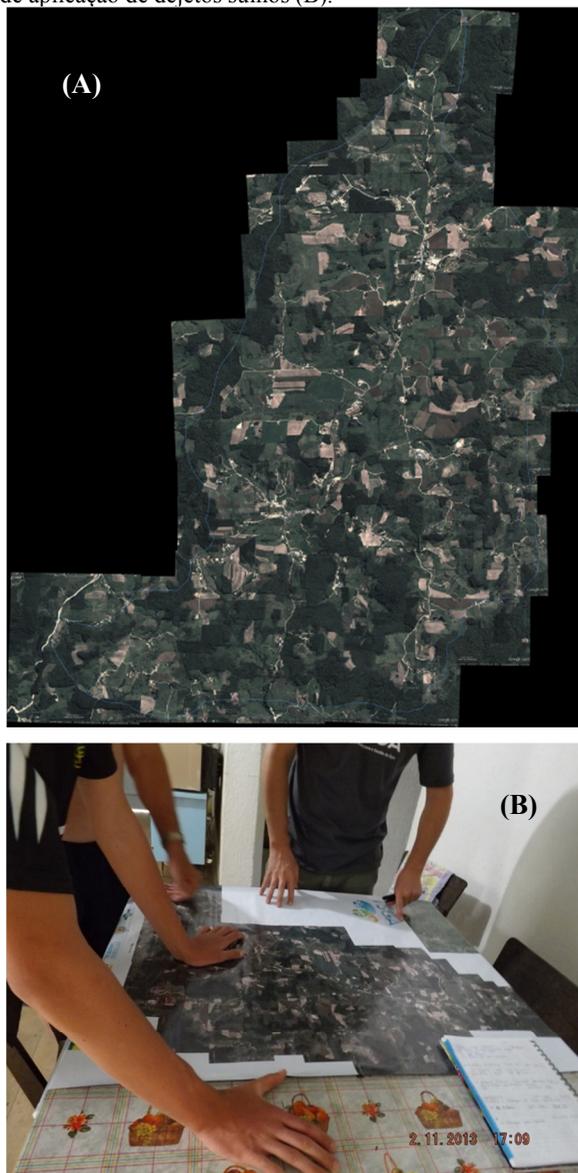
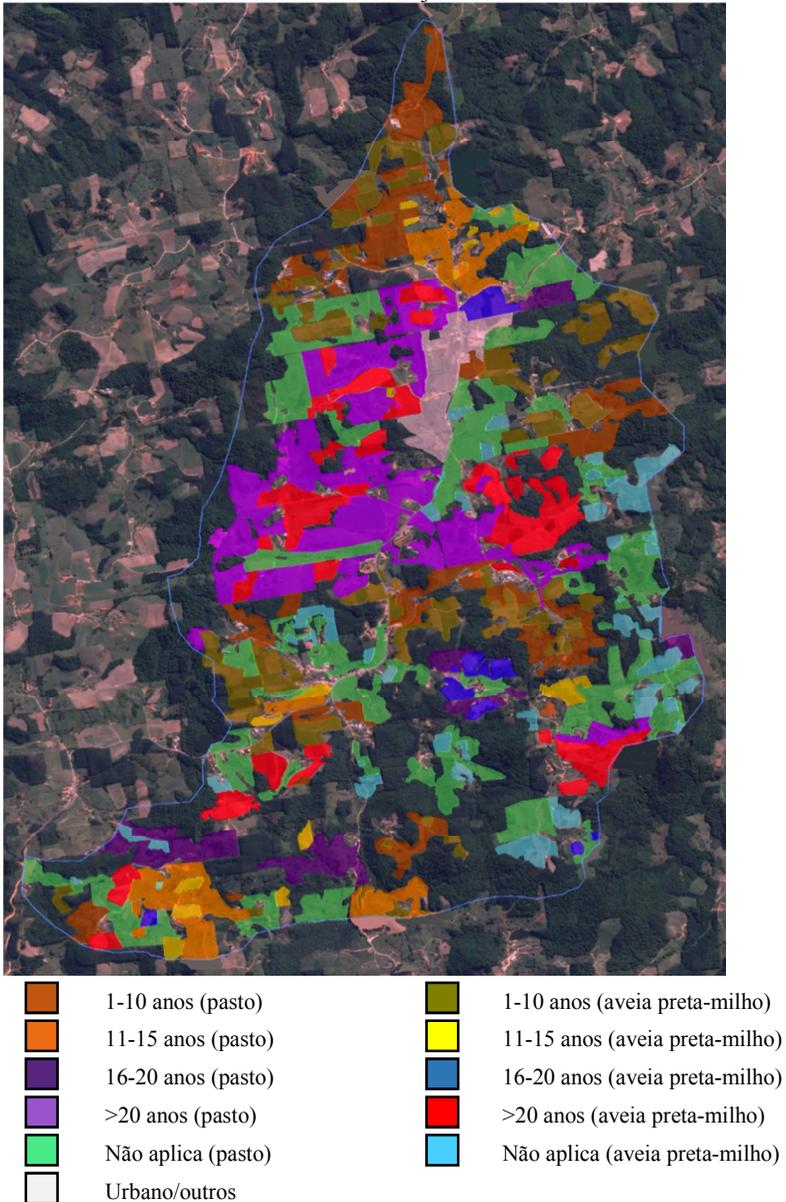


Figura 10. Distribuição do tempo de aplicação de dejetos suínos no solo e do tipo de cobertura do solo do alto da bacia Rio Coruja/Bonito.



As imagens temáticas que representam os fatores taxa de aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo, uso do solo, distância dos cursos d'água e perdas de solo, foram sobrepostos com auxílio do software IDRISI, através do módulo *image calculator*. Nesta etapa, por não existir informações sobre as quantidades de dejetos suínos aplicadas no solo os pesos dos critérios Perda de Solo, Distância de Drenagem e Tempo de Aplicação de Dejetos foram redistribuídos, sendo de 0,52; 0,11 e 0,37 respectivamente. Portanto, cada célula que representa 250 m², foi multiplicada por seu devido score e peso. Ao final, a sobreposição das imagens através da equação 1, resultou na vulnerabilidade a poluição por P, Cu e Zn.

Através da ferramenta *Crosstabulation* do IDRISI, foram realizadas tabulações cruzadas entre os fatores Perda de solo, taxa de aplicação de dejetos suínos no solo, distância dos cursos d'água e perdas de solo com a vulnerabilidade a P, Cu e Zn.

3.3.1 Validação do Método de Avaliação da Vulnerabilidade à Poluição por P

Para a validação do método de avaliação de vulnerabilidade à poluição por P, foi realizada a coleta de água do escoamento superficial em 30 pontos dentro do alto da bacia Rio Coruja/Bonito. As áreas foram escolhidas aleatoriamente. O escoamento da água superficial foi coletado através de garrafas pet com um filtro para conter as partículas de solo. A coleta foi realizada em apenas um evento pluviométrico. Já em laboratório, solução escoada foi filtrada em filtro de 45 µm e avaliado o P por colorimetria, conforme metodologia descrita em Murphy e Riley (1962) (TEDESCO et al., 1995).

A validação foi testada através da regressão entre os teores de P reativo e a vulnerabilidade encontrada na área.

Devido a inviabilização das amostras por fungos, não foram realizadas leituras de Cu e Zn na solução escoada.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 PERDA DE SOLO ESTIMADA NAS ÁREAS DE REFERÊNCIA

A perda de solo estimada foi variável entre as onze áreas avaliadas (CV% = 60,7). As menores perdas de solo foram observadas nas áreas floresta e pastagem (5yr e 16yr) que tiveram classificação Baixa para o critério perdas de solo (Tabela 8, Anexo b). Este resultado

foi diretamente influenciado pelo fator cobertura de solo, uma vez que o fator LS (adimensional), que considera a declividade e o comprimento de rampa das áreas, nessas áreas foram os três maiores entre as onze áreas avaliadas. Já as áreas 3yr, 7yr, 12yr, 18yr e 25yr apresentaram escala Alta para o critério perdas de solo (Tabela 8, Anexo b). Este fato foi diretamente influenciado pela cobertura do solo (aveia preta-milho), uma vez que os fatores LS destas áreas se encontram na mediana dos valores encontrados neste estudo. O fator C (cobertura de solo) da USLE varia de zero a um, aproximando-se de zero, nos sistemas de manejo conservacionistas, e de um, nos sistemas não-conservacionistas. A cobertura do solo, proporcionada pelos resíduos culturais deixados na superfície e/ou do dossel do tipo de cultivo tem efeito na redução da erosão hídrica, atuando na dissipação de energia das gotas da chuva, diminuindo a desagregação do solo, reduzindo a velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, a capacidade erosiva da enxurrada, que transporta nutrientes solúveis e adsorvidos às partículas (LEITE et al., 2009). As áreas 14yr, 28yr e 30yr apresentaram perda de solo classificada como Média (Tabela 8, Anexo b). Estas áreas, apesar de possuírem como cobertura de solo a sucessão aveia preta-milho, apresentaram os três menores valores para o fator LS, o que influenciou diretamente na diminuição das perdas de solo da área de estudo. A inclinação do terreno e o comprimento da encosta são fatores que determinam a velocidade de escoamento superficial, influenciando diretamente no potencial de carregamento pela erosão (DONJADEE; CHINNARASRI, 2012).

Tabela 8. Fator LS adimensional, perda de solo estimada e distância do curso de drenagem de dez propriedades sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta na bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.

Área	LS	Perda de solo estimada Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	Distância de drenagem m
Floresta	11,81	0,56	130
3yr	5,35	28,23	139
5yr	11,29	2,69	67
7yr	5,22	27,52	86
12yr	4,93	26,02	149
14yr	3,69	19,47	86
16yr	7,60	1,81	196
18yr	5,70	30,08	99
25yr	5,43	28,66	123
28yr	4,44	23,40	128
30yr	4,34	22,88	134
CV(%)	43,47	60,67	29,53

As áreas 3yr; 7yr; 12yr; 14yr; 18yr; 25yr e 28yr apresentaram perda média de solo 15 vezes maior do que o uso com floresta e pastagem naturalizada (áreas 5yr e 16yr). Ao estudar uma bacia do sudeste brasileiro, em ambiente de sistema de informação geográfica aplicando a equação universal de perda de solo (USLE), Weill e Sparovek (2008) observaram elevadas perdas de solo em áreas cultivadas com culturas anuais, sendo as menores perdas verificadas em áreas de pastagem, reflorestamento e floresta, o que corrobora com os resultados do presente estudo nas áreas com a aplicação de dejetos líquidos de suínos. Estudos sobre perdas de solo através da USLE demonstram que áreas de floresta e culturas perenes, como as pastagens, apresentam menores perdas de solo, quando comparadas com culturas anuais como a sucessão aveia preta-milho (BERTOL et al., 2002).

Considerando a faixa de variação da tolerância média de perdas de solo entre 8 e 13,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para solos brasileiros com horizonte B textural (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999; MANNIGEL et al., 2002), os valores estimados para as áreas submetidas à aplicação de dejetos líquidos de suínos de cinco e dezesseis anos e a área de floresta estão abaixo da tolerância média, permitindo inferir que essas áreas com usos menos intensivos não se encontram sob processo de degradação do solo por erosão considerado crítico. Já as demais áreas com cultivo com a sucessão aveia preta-milho apresentaram taxas de perda de solo acima

do limite superior de tolerância de perdas de solo ($13,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), com destaque para a área 18yr que apresentou valor 2,3 vezes superior a esse limite.

Embora a região tenha a faixa de declividade predominantemente entre ondulado e fortemente ondulado, a baixa sustentabilidade do solo chama a atenção pelos riscos de deslizamento e de erosão, que podem se tornar frequentes com o uso inadequado das terras (COGO et al., 2003; CATEN et al., 2012). É importante salientar as mudanças ocorridas no solo, provavelmente devido ao uso que foi designado. O Argissolo Vermelho Amarelo local, nas áreas com floresta e pastagem naturalizada, em geral, apresentou textura franco arenosa no horizonte A, o que proporcionando uma boa drenagem superficial, passando para textura média, com teores de argila acima de 450 g kg^{-1} nos horizontes subsuperficiais (Tabela 9).

Tabela 9. Atributos químicos e físicos do solo de dez propriedades sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta do alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.

Área	Profundidade do solo	Argila	Silte	Areia	pH	COT	P disponível	Densidade
	m	g kg ⁻¹				g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	g cm ⁻³
Floresta	0,0–0,10	190	180	630	4,0	55,4	7,03	1,00
	0,10–0,20	240	190	570	3,8	30,0	4,38	1,33
	0,20–0,40	265	190	545	4,1	21,4	1,66	1,40
3yr	0,0–0,10	230	190	580	6,2	36,3	12,21	1,25
	0,10–0,20	270	160	570	5,6	28,3	1,33	1,30
	0,20–0,40	310	135	555	5,2	25,0	0,82	1,45
5yr	0,0–0,10	185	160	655	5,2	29,9	6,90	1,20
	0,10–0,20	280	90	630	4,9	24,7	0,96	1,36
	0,20–0,40	380	70	550	5,1	25,3	0,55	1,42
7yr	0,0–0,10	220	135	645	4,9	52,4	6,70	1,31
	0,10–0,20	230	180	590	3,9	26,5	1,96	1,45
	0,20–0,40	240	190	570	4,1	19,9	0,80	1,50
12yr	0,0–0,10	240	220	540	6,5	51,7	26,63	1,46
	0,10–0,20	310	220	470	6,6	25,4	3,30	1,50
	0,20–0,40	365	225	410	5,6	20,4	1,60	1,58
14yr	0,0–0,10	250	130	620	5,9	55,0	262,37	1,24
	0,10–0,20	285	100	615	5,8	25,9	49,50	1,30
	0,20–0,40	355	130	515	5,4	20,3	13,73	1,45
16yr	0,0–0,10	220	195	585	4,7	53,6	7,90	1,19
	0,10–0,20	230	220	550	4,3	29,3	5,22	1,44
	0,20–0,40	235	200	565	4,6	21,9	3,06	1,48
18yr	0,0–0,10	205	205	590	6,2	47,0	55,10	1,35
	0,10–0,20	255	175	570	4,9	27,0	25,51	1,35
	0,20–0,40	250	220	530	4,9	21,8	33,71	1,36
25yr	0,0–0,10	260	140	600	6,2	53,8	125,83	1,46
	0,10–0,20	260	140	600	6,1	28,2	103,63	1,57
	0,20–0,40	415	135	450	5,9	20,4	9,90	1,58
28yr	0,0–0,10	380	90	530	5,3	54,7	73,93	1,33
	0,10–0,20	440	70	490	5,9	28,2	7,31	1,33
	0,20–0,40	470	70	460	5,5	22,2	2,43	1,35
30yr	0,0–0,10	280	110	610	4,8	52,8	25,10	1,42
	0,10–0,20	380	110	510	5,3	26,9	4,87	1,52
	0,20–0,40	490	100	410	4,9	21,1	1,96	1,55

No entanto, nas áreas cultivadas com a sucessão aveia preta-milho, em geral, observou-se um horizonte superficial com textura franco-argilosa a média, e com menor espessura em comparação àquele das áreas com floresta e pastagem naturalizada. Este padrão indica perda do horizonte superficial, acarretando na mudança de horizonte A proeminente para A moderado, o que, consequentemente, pode implicar na diminuição dos teores de COT do solo e de bases trocáveis (BERTOL et al., 2007; CONFORTI et al., 2013). Essas alterações refletem diretamente na agregação do solo, tornando os agregados menos estáveis em água e favorecendo o escoamento superficial (SÁ et al., 2004), principalmente em áreas com declividades acentuadas e com aplicação de dejetos líquidos de suínos.

A distância média entre as áreas avaliadas em relação aos cursos d'água mais próximos foi de 121 m (CV% = 29,5), onde a maior distância, classificada como Muito Baixa, foi observada para a área 16yr, submetida a 16 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos (Tabela 8, Anexo b). Já a área 5yr, com cinco anos com aplicação de dejetos líquidos de suínos foi a única dentro da escala de distância de drenagem Alta. Assim, esta área possui maior potencial de impactos ambientais por escoamento superficial de contaminantes. As demais áreas apresentaram classificação Baixa (floresta; 3yr; 12yr; 25yr; 28yr e 30yr) e Média (7yr; 14yr e 18yr) para o critério distância de drenagem. Estudos evidenciam a importância da distância onde um contaminante potencial é aplicado e dos curso d'água, sendo este fator chave no tempo de contato do líquido ou no caso dos dejetos líquidos de suínos em escoamento com o solo e a eficiência de remoção de poluentes em solução ou suspensão (PINHO et al., 2006). Em um estudo em escala laboratorial sobre a remoção de P em rampas cultivadas com *Cynodon dactylon*, Loures et al. (2006) observaram que a eficiência de remoção do P da solução ecoada foi influenciada pela distância percorrida pelo efluente. Ainda verificaram uma maior adsorção do P nas rampas onde a solução permaneceu com maior tempo de contato com o solo.

4.2 ACÚMULO E FRAÇÕES DE P NAS ÁREAS DE REFERÊNCIA

Os maiores teores de P inorgânico extraída por resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO_3 , NaOH 0,1 M, NaOH 0,5 M e HCl foram observados na camada superficial do solo (0,0-0,05 m), diminuindo em profundidade, em todas as áreas submetidas à aplicação de dejetos líquidos de suínos (Figura 11; Figura 12, Figura 13). As frações de P orgânico extraídas com NaHCO_3 , NaOH 0,1 M e NaOH 0,5 M apresentaram comportamento semelhante ao das frações inorgânicas, demonstrando maiores teores na camada superficial do solo e diminuição com a profundidade (Tabela 11). Porém, foi observado uma tendência dos teores de todas as frações de P avaliadas, principalmente as extraídas por RTA, NaOH 0,1 e NaOH 0,5 inorgânico e orgânico aumentarem nos solos com a aplicação de dejetos líquidos de suínos e com maior intensidade nos solos com maior tempo de aplicação (áreas 18yr, 25yr, 28yr e 30yr), especialmente, na camada de 0,0-0,05 e 0,05-0,10 m (Figura 11; Figura 12; Figura 13; Tabela 10).

Figura 11. Teores das frações de fósforo extraídas por RTA (A), NaHCO_3 inorgânico (B), NaHCO_3 orgânico (C), NaOH 0,1 M inorgânico (D) pelo método de Hedley em cinco profundidades de dez áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.

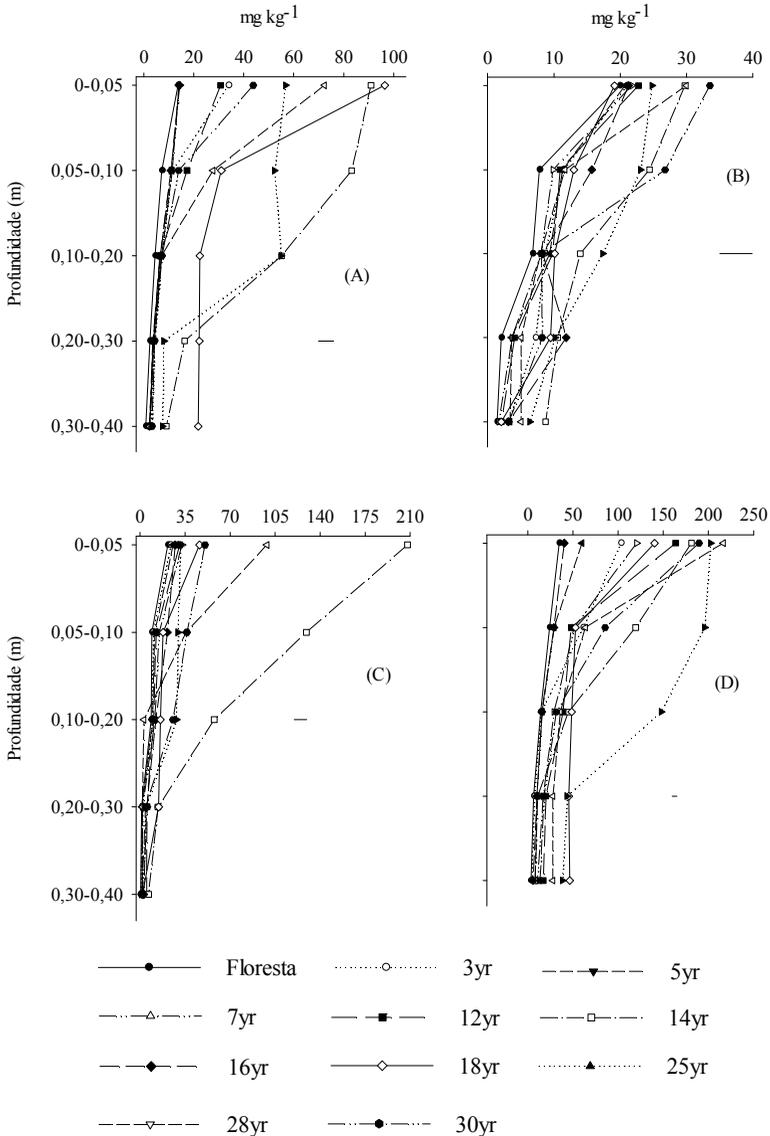


Figura 12. Teores das frações de fósforo extraídas por NaOH 0,1 M orgânico (A) NaOH 0,5 M. inorgânico (B), NaOH 0,5 M. orgânico (C) e HCl (D) pelo método de Hedley em cinco profundidades de dez áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta

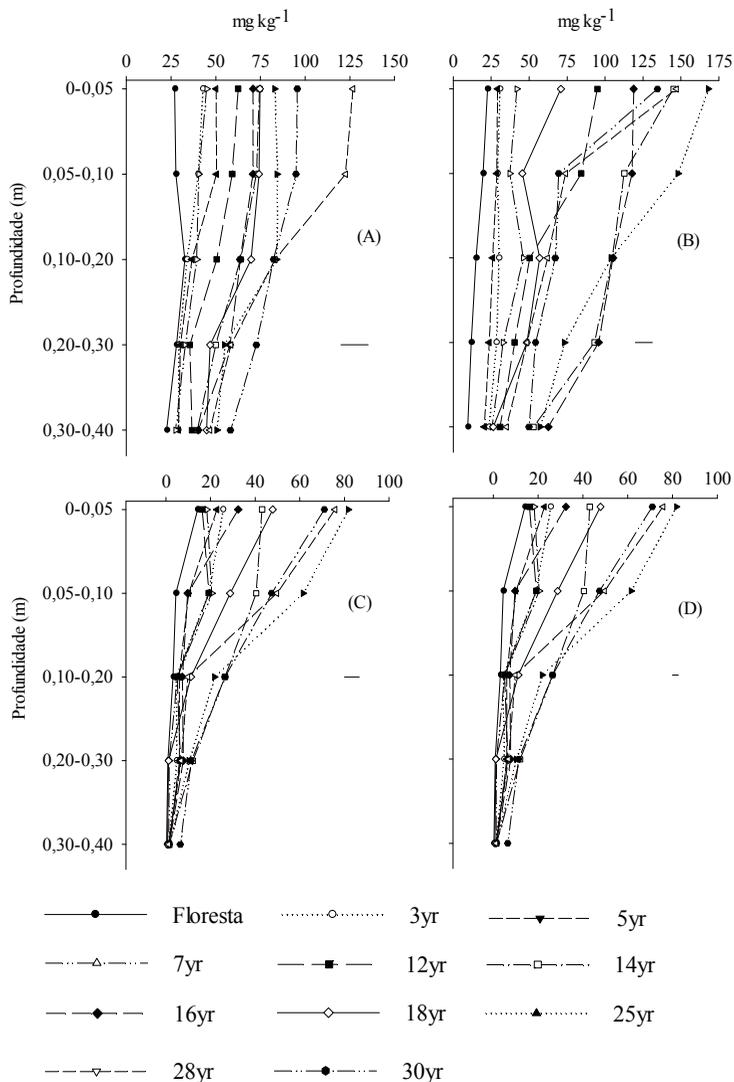


Tabela 10. Contrastes ortogonais nos diferentes extratores de P no solo de dez áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.

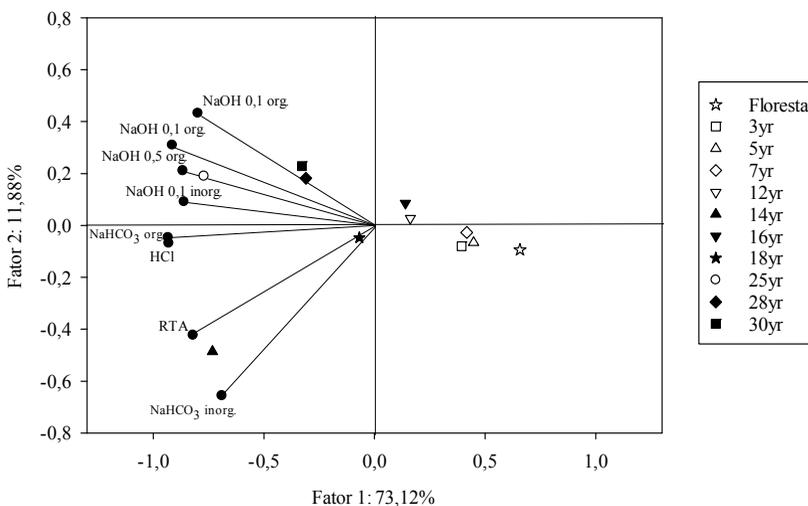
Contrastes	RTA Pi	NaHCO ₃ Pi	NaOH 0,1 Po	NaOH 0,1 Pi	NaOH 0,5 Po	NaOH 0,5 Pi	HCl Pi	Res. Pi
Camada 0,0-0,05 m								
Todos vs Floresta	***	**	ns	**	***	***	***	ns
(3yr e 5yr) vs (floresta)	***	ns	ns	**	***	ns	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	***	ns	ns	**	***	***	***	***
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	**	***	**	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	ns	ns	ns	ns	***	***	ns	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	***	**	*	**	***	***	***	ns
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	**	*	**	***	***	***	ns
Camada 0,05-0,10 m								
Todos vs Floresta	***	**	***	**	***	***	***	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	**	ns	**	**	**	*	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	***	ns	**	**	***	***	***	***
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	**	***	**	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	ns	ns	ns	ns	***	***	ns	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	***	**	***	**	***	***	***	ns
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	**	***	**	***	***	***	ns
Camada 0,10-0,20 m								
Todos vs Floresta	***	**	**	**	***	***	***	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	ns	ns	*	ns	ns	***	ns	*
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	ns	ns	*	**	ns	***	ns	*
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	**	***	**	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	ns	ns	ns	ns	***	***	ns	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	***	**	*	**	***	ns	***	***
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	**	ns	**	***	ns	***	***
Camada 0,20-0,30 m								
Todos vs Floresta	***	**	***	**	***	***	**	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	**	ns	***	ns	ns	***	*	**
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	**	**	***	**	*	***	*	**
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	**	***	**	***	***	*	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	ns	**	***	ns	***	***	ns	ns
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	***	**	ns	**	***	ns	ns	***
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	ns	ns	**	***	***	ns	***
Camada 0,30-0,40 m								
Todos vs Floresta	***	**	***	**	***	***	***	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	**	ns	***	*	***	***	**	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	**	**	**	**	***	***	**	***
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	**	***	**	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	ns	**	ns	**	***	***	ns	ns
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	***	**	***	**	***	ns	**	***
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	**	***	**	***	ns	***	**

* Significativo a 5%; ** significativo a 1%, *** significativo a 0,1%.

Em geral, foi observado um aumento na contribuição das frações avaliadas, principalmente aquelas de alta e média labilidade de P (RTA, NaOH 0,1 M orgânica e inorgânica, NaOH 0,5 inorgânica) em relação ao P total nos solos com aplicação de dejetos líquidos de suínos, quando comparados com a área de floresta (Figura 14). Este aumento

A análise dos componentes principais (ACP), demonstrou por meio da relação entre a componente principal 1 (fator 1) e da componente principal 2 (fator 2), que houve separação entre as áreas avaliadas (figura 15). O fator 1, que explica 73,12% dos dados, separou as áreas floresta, 3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr das áreas 14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr. As frações de P que mais contribuíram para esta separação foram aquelas extraídas por RTA, NaHCO_3 orgânico, NaOH 0,1 orgânico e inorgânico, NaOH 0,5 orgânico e inorgânico e HCl . Além disso, observa-se a formação de quatro grupos entre as áreas: (i) floresta; 3yr, 5yr; 7yr (ii) 14yr e 25yr; (iii) 12yr e 16yr (iv) 18yr; 28yr e 30yr.

Figura 15. Relação entre o componente principal 1 (fator 1) e o componente principal 2 (fator 2), da média das frações de P nas camadas de 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m de solo de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta^(*).



^(*) Frações de P no solo segundo metodologia descrita por Hedley et al. (1982) extraídos por: RTA (resina trocadora de ânions), NaHCO_3 Inorg. (Bicarbonato de sódio inorgânico), NaHCO_3 Org. (Bicarbonato de sódio orgânico), NaOH 0,1 inorg. (Hidróxido de sódio 0,1 mol L^{-1} inorgânico), NaOH 0,1 org. (hidróxido de sódio 0,1 mol L^{-1} orgânico), NaOH 0,5 inorg. (Hidróxido de sódio 0,5 mol L^{-1} inorgânico), NaOH 0,5 org. (hidróxido de sódio 0,5 mol L^{-1} orgânico) e HCl (ácido clorídrico).

Os maiores teores das frações de P concentradas na camada superficial do solo podem ser atribuídos à adição dos dejetos líquidos de suínos na superfície (GUARDINI et al., 2012ab; LOURENZI et al., 2013) e ao fato dos solos das áreas com culturas agrícolas ou pastagem não serem submetidos ao revolvimento frequentemente, pois as operações ocorrem em média a cada três ou quatro anos e somente na camada de 0-0,15 m. Além disso, as frações de P extraídas com RTA, NaOH 0,1 e 0,5, que apresentaram aumento nos seus teores em relação ao de floresta, principalmente nas áreas 18yr, 25yr, 28yr e 30yr, são frações extremamente lábeis, com alto potencial de transporte via escoamento superficial e/ou migração no perfil do solo, aumentando o risco de poluição dos corpos d'água (CERETTA et al., 2005).

A área 18yr, na camada de 0,0-0,10, somente na fração de P extraída por RTA apresentou cerca de $67,5 \text{ kg P}^{-1} \text{ ha}^{-1}$, enquanto que nas áreas 12yr e de floresta foram observados teores de $19,0$ e $14,3 \text{ kg P}^{-1} \text{ ha}^{-1}$, respectivamente. Isso pode ter ocorrido porque os solos de todas as áreas avaliadas, com exceção da área de floresta, possuíam histórico de aplicação de dejetos líquidos de suínos, mas com tempo e quantidades aplicadas diferentes (Tabela 1). As áreas 3yr, 5yr, 7yr e 16yr, não estão inseridas em propriedades com criação de suínos e foram submetidas à aplicação de dejetos líquidos de suínos de propriedades vizinhas. Nestas áreas a aplicação média de dejetos líquidos de suínos foi de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o que representa 82 kg de P_2O_5 , divididos em três a quatro aplicações no período de um ano. Nas demais áreas as aplicações foram de aproximadamente 90 a 375 m^3 de dejetos líquidos de suínos $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, perfazendo a aplicação média de 520 kg de P_2O_5 no período de um ano. Esse fato corrobora com os dados de Ceretta et al. (2010), que verificaram maiores teores nas camadas superficiais do solo para as frações de P inorgânico extraídas por RTA, NaHCO_3 , NaOH 0,1, NaOH 0,5 e orgânicas extraídas por NaHCO_3 , NaOH 0,1, NaOH 0,5 com a aplicação superficial total de 584 ; 1.168 e 2.336 kg ha^{-1} de P na forma de dejetos líquidos de suínos por sete anos, em um solo Argissolo Vermelho. Também verificaram que o tempo e a frequência com que os dejetos líquidos de suínos foram aplicados no solo contribuíram para o aumento das frações de P.

Os aumentos das frações de P extraídas com NaOH 0,1 e NaOH 0,5 inorgânico e orgânico indicam que os colóides inorgânicos dos solos, em que predominam argilominerais 1:1, como caulinita na fração

argila (Anexo a) estão parcialmente saturados ou saturados com P. Esta afirmação é reforçada pelo fato que em outros tipos de solo, especialmente aqueles que apresentam altos teores de óxidos de ferro, maiores quantidades de P são observadas nessas frações em razão do poder sortivo do solo (CROSS; SCHLESINGER 1995; GATIBONI et al., 2008). Já os teores de P da fração residual foram pouco alterados, confirmando que o P adicionado via dejetos líquidos de suínos se acumula preferencialmente em frações de menor recalcitrância, o que contribui para o aumento do seu potencial poluente.

Além disso, a formação dos grupos observados na análise dos componentes principais (ACP), alerta para o aumento do potencial poluidor destas áreas, principalmente aquelas com mais de 14 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo.

4.3 ACÚMULO E FRAÇÕES DE COBRE E ZINCO NAS ÁREAS DE REFERÊNCIA

Os maiores teores de Cu_{Sol} no solo de floresta, 3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr foram observados na camada superficial, 0,0-0,05 m (Figura 16 A; Anexo F). Porém, nas áreas 14yr, 25yr, 28yr e, especialmente, nas áreas 18yr e 28yr os maiores teores de Cu_{Sol} foram verificados na camada de 0,0-0,10 m (Figura 16 A; Anexo F). O teor de Cu_{troc} no solo de floresta, não apresentou diferença entre as camadas 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20 e 0,20-0,30 m (Figura 16 B; Anexo F). O solo de todas as áreas com a aplicação de dejetos líquidos de suínos, áreas 3yr, 5yr, 7yr, 12yr, 14yr, 16yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr, apresentaram os maiores teores de Cu_{troc} na camada de 0,0-0,05 m, diminuindo em profundidade (Figura 16 B; Anexo F).

Os maiores teores de Cu_{Min} e Cu_{MO} no solo com floresta foram observados na camada de 0,0-0,05 m (Figura 16 C, D; Anexo F). Mas, os teores de ambas as frações (Cu_{Min} e Cu_{MO}) não diferiam entre si nas camadas 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40 (Figura 16 C, D; Anexo F). Os teores de Cu_{troc} , Cu_{Min} e Cu_{MO} nos solos com a aplicação de dejetos líquidos de suínos (áreas 3yr, 5yr, 7yr, 12yr, 14yr, 16yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr), em geral, apresentaram maiores teores na camada superficial, 0-0,05 m, diminuindo em profundidade (Figura 16 C, D, E; Anexo F). O solo da área de floresta não apresentou diferença nos teores de Cu_R entre as camadas. Nas áreas com a aplicação de dejetos líquidos de suínos, os maiores teores de Cu_R foram observados na camada de

0,0-0,05 m do solo (Figura 17 A; Anexo F). Os maiores teores de Cu_T foram observados na camada superficial do solo de todas áreas (floresta, 3yr, 5yr, 7yr, 12yr, 14yr, 16yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) (Figura 17 B; Anexo F).

Figura 16. Teores das frações de Cu solúvel (A), trocável (B), mineral (C) e orgânica (D), obtidos pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), em cinco camadas de solos de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta

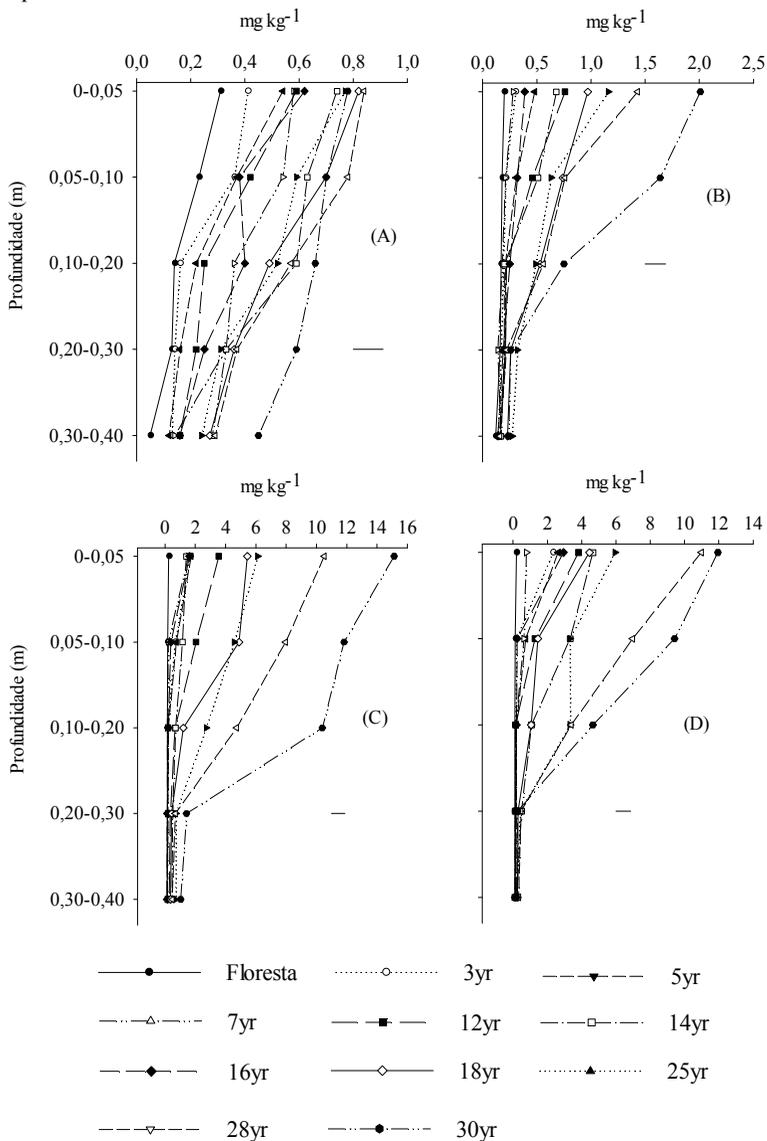
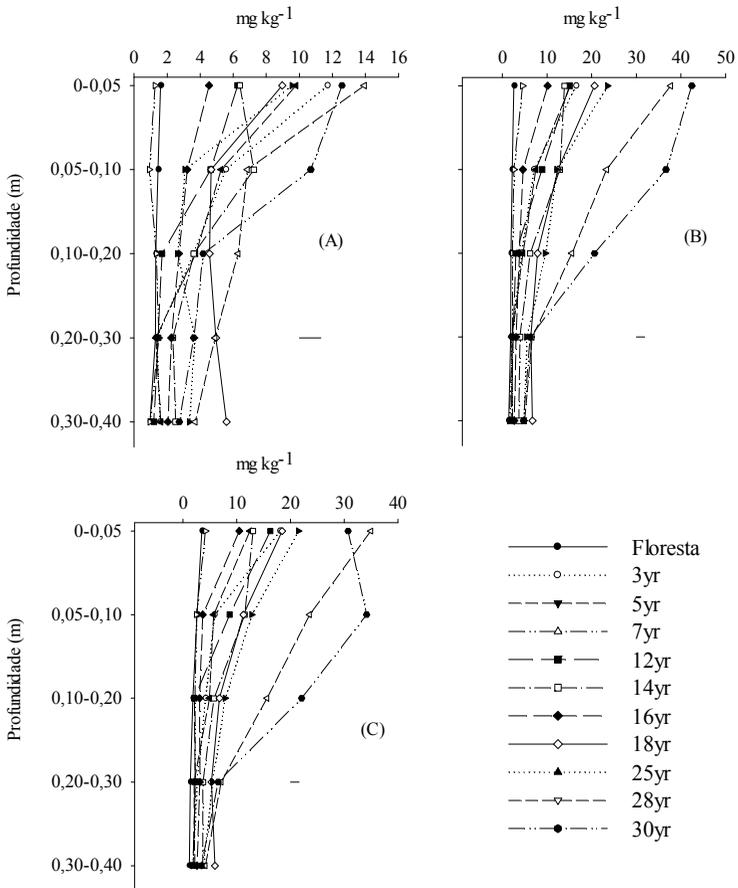


Figura 17. Teores das frações de Cu residual (A), soma das frações (B), e total (C) obtidos pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), em cinco camadas de solos de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta



O solo das áreas 3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr apresentaram incrementos de Cu_{sol} até a camada de 0,10-0,20 m, em relação à área de floresta (Tabela 11). As áreas 14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr apresentaram aumento nos teores de Cu_{sol} bastante expressivos ($\alpha = 0,1$), em todas as camadas de solo avaliadas em relação a área de floresta.

Os teores de Cu_{trroc} no solo das áreas 3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr apresentaram aumento em relação ao solo de floresta apenas na camada de 0,20-0,40 m (Tabela 11). Os teores de Cu_{Min} e Cu_{MO} foram maiores nas cinco camadas de solo de todas as áreas com a aplicação de dejetos líquidos de suínos (áreas 3yr, 5yr, 7yr, 12yr, 14yr, 16yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr), comparativamente, a área de floresta (Tabela 11).

Os teores de Cu_{trroc} e Cu_{R} nos solos das áreas 14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr, foram maiores em relação aqueles observados na área de floresta em todas as camadas (Tabela 11). O Cu_{R} nas cinco camadas das áreas 3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr não diferiu estatisticamente daqueles observados na área de floresta.

Os teores de Cu_{T} no solo das áreas 3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr foram maiores em relação a área de floresta até a camada de 0,05-0,10 m. Mas, nos solos das áreas 14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr o aumento dos teores de Cu_{T} foi observado até a camada de 0,30-0,40 m (Tabela 11).

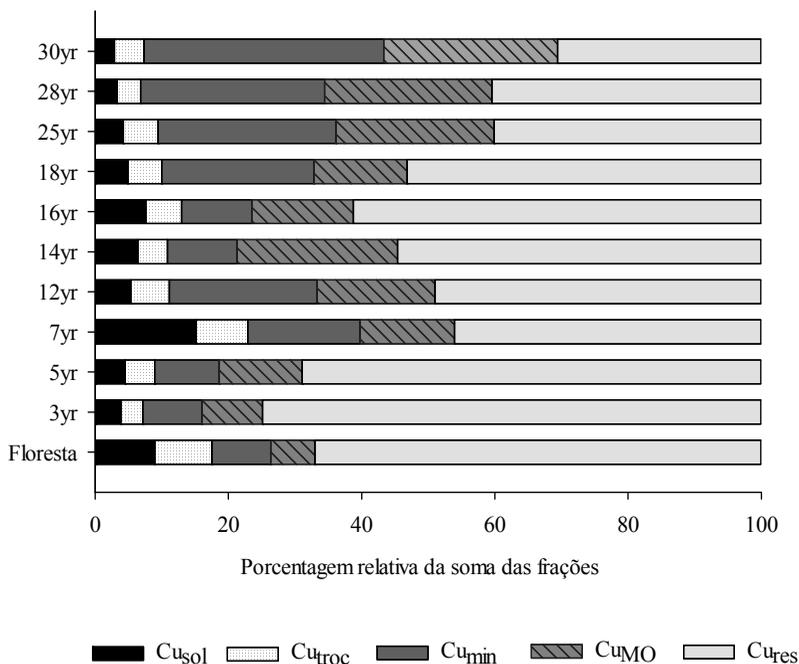
Tabela 11. Contrastes ortogonais nos diferentes extratores de Cu no solo de dez propriedades com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.

Contraste	⁽¹⁾ Sol.	Troc.	Min.	Org.	Res.	Tot.
Camada 0,0-0,05 m						
Todos vs Floresta	***	***	***	***	***	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	ns	ns	ns	ns	ns	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	***	ns	***	***	ns	***
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	*	*	*	***	***	ns
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	***	***	***	***	***
Camada 0,05-0,10 m						
Todos vs Floresta	***	***	***	***	***	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	***	ns	ns	ns	ns	ns
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	***	ns	***	***	ns	*
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	ns	***	ns	ns	ns	*
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	***	***	***	***	***
Camada 0,10-0,20 m						
Todos vs Floresta	***	***	***	***	***	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	ns	ns	***	ns	ns	ns
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	**	ns	*	***	ns	ns
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	*	ns	ns	ns	ns	**
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	***	***	***	***	***
Camada 0,20-0,30 m						
Todos vs Floresta	***	***	***	***	***	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	ns	**	***	ns	ns	ns
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	ns	***	***	***	ns	ns
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	ns	ns	*	ns	ns	ns
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	***	***	***	***	***
Camada 0,30-0,40 m						
Todos vs Floresta	***	**	***	***	***	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	ns	**	***	*	ns	ns
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	ns	***	***	***	ns	ns
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	ns	ns	ns	ns	ns	ns
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	***	***	***	***	***

* Significativo a 5%; ** significativo a 1%, *** significativo a 0,1%. ⁽¹⁾Sol – fração solúvel; Troc. – fração trocável; Min – fração mineral; Org. – fração orgânica; Res. Fração residual; Tot – fração total.

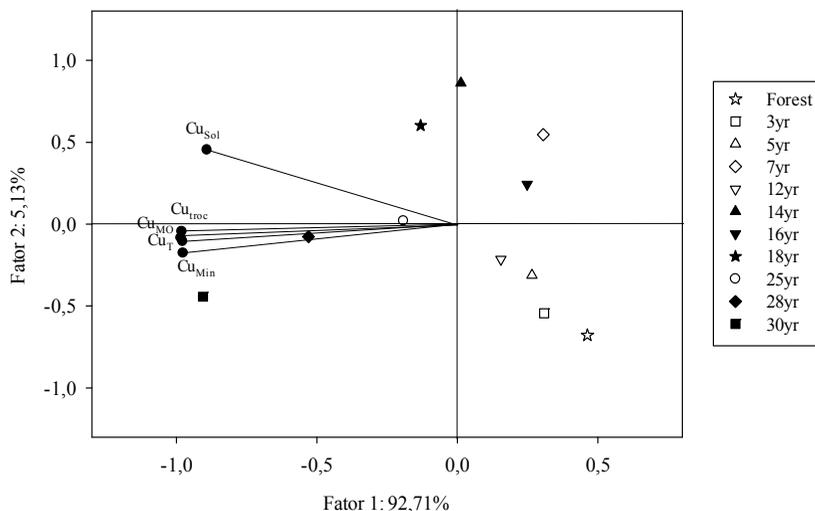
No solo da área de floresta, 66% do Cu foi observada na fração residual (Cu_R), 7% Cu_{MO} , 9% Cu_{Min} , 9% Cu_{Troc} e 9% Cu_{sol} (Figura 18). Nos solos das áreas 3yr e 5yr, que recebem a aplicação de dejetos líquidos de suínos a três e cinco anos, as porcentagem de Cu foram em média 72% Cu_R , 10% Cu_{MO} , 9% Cu_{Min} , 3% Cu_{Troc} e 4% Cu_{sol} , assemelhando-se com aqueles verificados no solo da área de floresta. Mas, nos solos das áreas 7yr, 12yr, 14yr, 16yr e 18yr, observou-se uma diminuição dos teores de Cu residual (53% Cu_R), em relação aqueles observados no solo da área de floresta e das áreas 3yr e 5yr. Porém, no solo destas áreas (3yr e 5yr), houve um aumento das percentagens de Cu_{MO} , Cu_{Min} , Cu_{Troc} e Cu_{sol} em relação aqueles observados no solo de floresta (Figura 18). O solo das áreas 25yr, 28yr e 30yr, que entre as áreas avaliadas são aqueles que recebem dejetos líquidos de suínos durante um período maior, se observou uma média de 37% Cu_R , 25% Cu_{MO} , 30% Cu_{Min} , 4% Cu_{Troc} e 4% Cu_{sol} (Figura 18).

Figura 18. Porcentagem relativa da média das frações de Cu no solo extraídas pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), nas camadas de 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40, em dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.



Através da análise dos componentes principais (ACP) se verificou que as áreas floresta, 3yr, 5yr, 7yr, 12yr, 14yr e 16yr, foram separadas pela CP1, que explica 92,71% dos resultados e diferiram estatisticamente dos demais tratamentos (18yr, 25yr, 28yr e 30yr) (Figura 19). As frações Cu_{sol}, Cu_{Troc}, Cu_{Min}, Cu_{MO} e Cu_T foram aquelas que contribuíram para esta separação. Já a componente principal 2 da ACP, fator 2, que explica somente 5,13% dos dados, não tendo influência sobre o resultado. Além disso, observa-se a formação de três grupos entre as áreas: (i) floresta; 3yr, 5yr, 7yr, 12yr 14yr e 16yr (ii) 18yr e 25yr; (iii) 28yr e 30yr.

Figura 19. Relação entre o componente principal 1 (fator 1) e o componente principal 2 (fator 2), da média das frações de Cu nas camadas de 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m de solo de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta^(*).



(*) Frações de Cu no solo segundo o fracionamento proposto por Tessier et al. (1979), Cu_{sol} - fração solúvel; Cu_{troc} - fração trocável; Cu_{Min} - fração mineral; Cu_{MO} - fração orgânica; Cu_T - fração total.

No solo de floresta, com exceção do teor de Zn_{Min}, os maiores teores das demais frações (Zn_{sol}, Zn_{Troc}, Zn_{Min}, Zn_{MO} e Zn_R), foram observados na camada superficial (0,0-0,05 m), diminuindo em profundidade (Figura 20 A, B, C, D; Figura 21 A; Anexo G). O solo de todas as áreas que receberam a aplicação de dejetos líquidos de suínos (3yr, 5yr, 7yr, 12yr, 14yr, 16yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) apresentaram seus maiores teores de Zn_{sol} na camada de 0,0-0,05 m (Figura 20 A; Anexo G). Porém, nos solos das áreas 28yr e 30yr se observou os maiores teores de Zn_{sol} até a camada de 0,05-0,10 m (Figura 20 A; Anexo G). Os maiores teores das frações Zn_{Troc} e Zn_{Min} no solo das áreas com a aplicação de dejetos líquidos de suínos foram observados na camada superficial (0,0-0,05 m), diminuindo em profundidade (Figura 20 B, C; Anexo G). Em geral, os maiores teores da fração Zn_{MO} foram

observados na camada superficial no solo de todas as áreas com a aplicação de dejetos líquidos de suínos (Figura 20 D; Anexo G).

Figura 20. Teores das frações de Zn solúvel (A), trocável (B), mineral (C) e orgânica (D), obtidos pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), em cinco camadas de solos de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta

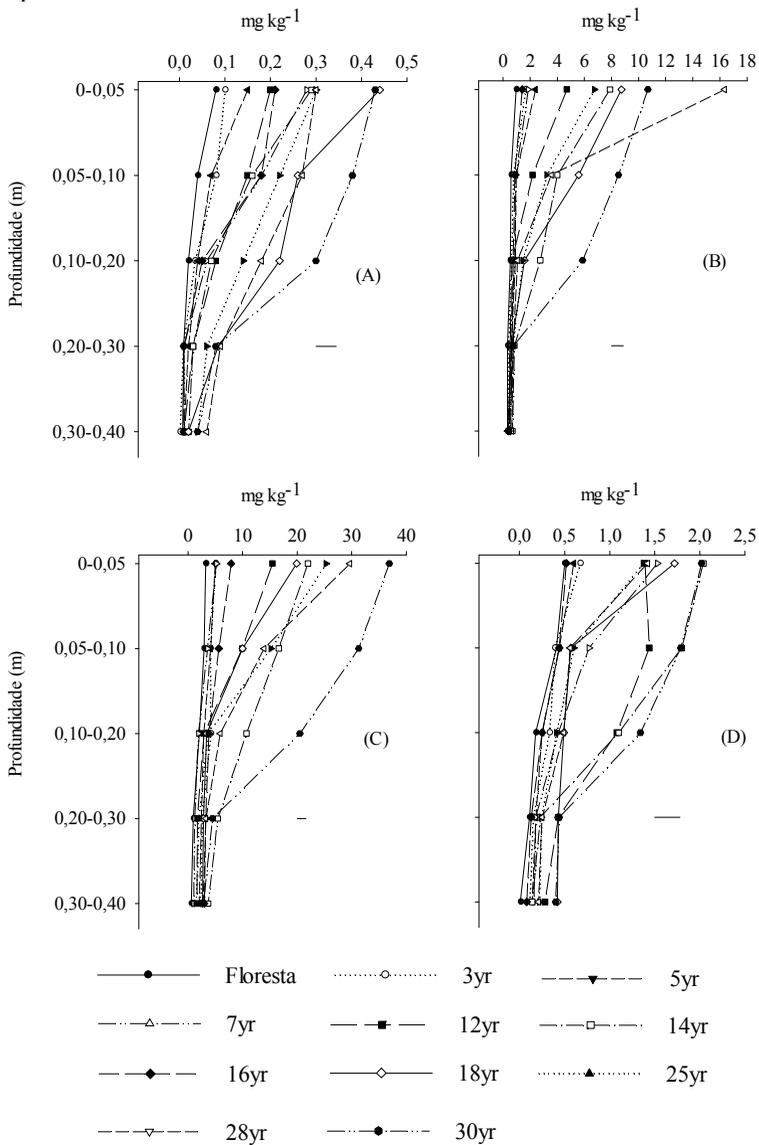
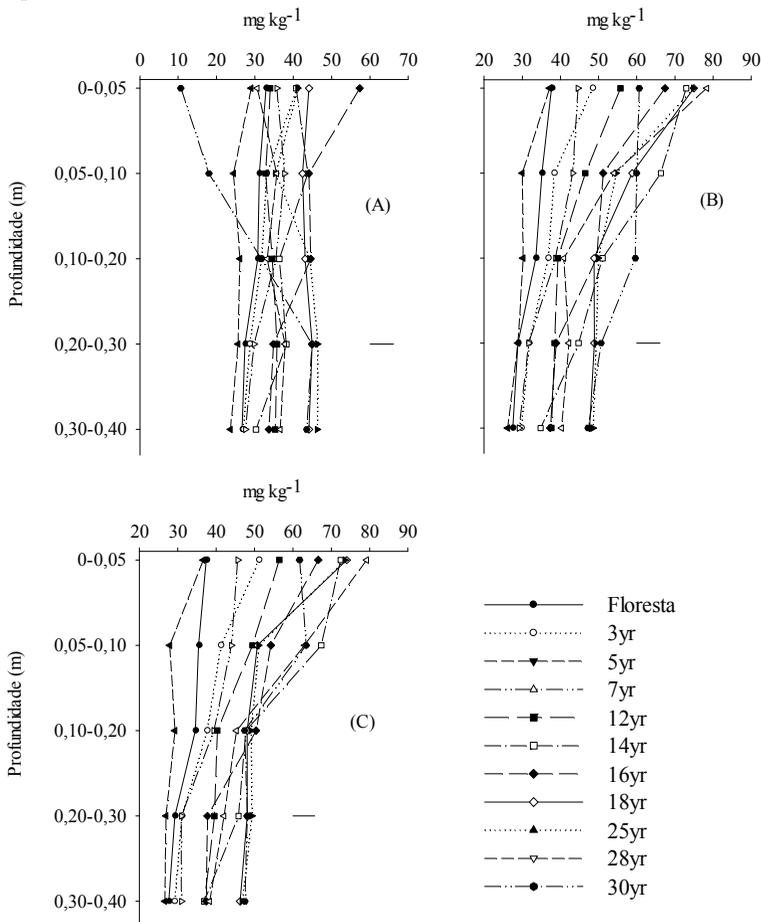


Figura 21. Teores das frações de Cu residual (A), soma das frações (B), e total (C) obtidos pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), em cinco camadas de solos de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta



A fração Zn_{so1} foi maior no solo das áreas com a aplicação de dejetos líquidos de suínos, em relação a área de floresta nas cinco camadas avaliadas (Tabela 12). Porém, nas áreas 3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr, o maior teor de Zn_{so1} foi observado até a camada de 0,05-0,10 m ($\alpha = 0,1$), enquanto que nos solos das áreas 14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr os

maiores teores foram observados até a camada de 0,30-0,40 m. As frações Zn_{troc} , Zn_{Min} , Zn_{MO} , Zn_{R} e Zn_{T} nas cinco camadas dos solos das áreas 14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr, apresentaram maiores teores em relação a área de floresta (Tabela 12). Porém, nas áreas 3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr, o teor de Zn_{troc} no solo não apresentou diferença em relação ao solo de floresta na camada de 0,00-0,40 m. O Zn_{Min} e Zn_{MO} nos solos das áreas 3yr, 5yr, 7yr e 12yr apresentaram aumento em relação ao solo de floresta somente na camada de 0,0-0,05 m. Nestas áreas (3yr, 5yr, 7yr e 12yr), os teores de Zn_{R} e Zn_{T} no solo, foram maiores que aqueles da área de floresta até a camada de 0,10-0,20 e 0,20-0,30 respectivamente, sendo mais expressivo na camada de 0,0-0,10 (Tabela 12).

No solo da área de floresta, 91,4% do Zn foi observada na fração residual (Zn_{R}), 0,7% Zn_{MO} , 6% Zn_{Min} , 1,7% Zn_{troc} e 0,1% Zn_{sol} (Figura 22). No solo das áreas com cultivo anual 3yr e 7yr; e com pastagem 5yr e 16yr, que receberam dejetos líquidos de suínos por três, cinco, sete e dezesseis anos, respectivamente, as porcentagens de Zn, foram, em média, 87% Zn_{R} , 1% Zn_{MO} , 9% Zn_{Min} , 2% Zn_{Troc} e 0,2% Zn_{sol} , assemelhando-se com aqueles observados no solo da área de floresta (Figura 22).

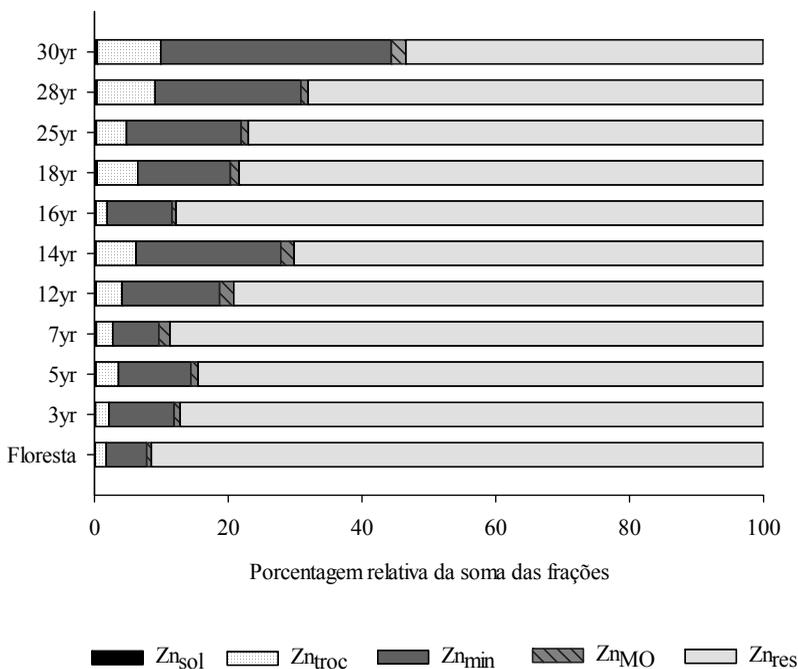
Tabela 12. Contrastes ortogonais nos diferentes extratores de Zn no solo de dez propriedades sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e floresta.

Contraste	Sol. ⁽¹⁾	Troc.	Min.	Org.	Res.	Tot.
Camada 0,0-0,05 m						
Todos vs Floresta	***	***	***	***	ns	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	*	ns	**	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	***	ns	***	***	***	***
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr,	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	ns	*	***	ns	ns	***
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	***	***	***	***	***
Camada 0,05–0,10 m						
Todos vs Floresta	***	***	***	***	ns	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	*	ns	ns	ns	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	***	ns	ns	ns	***	***
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr,	***	***	***	***	ns	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	***	ns	***	***	ns	***
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	***	***	Ns	ns	***
Camada 0,10–0,20 m						
Todos vs Floresta	***	***	***	***	*	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	ns	ns	ns	ns	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	*	ns	ns	ns	**	**
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr,	***	***	***	***	*	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	*	ns	ns	***	***	***
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	***	***	ns	ns	ns
Camada 0,20–0,30 m						
Todos vs Floresta	***	***	***	*	***	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	ns	ns	ns	ns	ns	*
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	**	ns	ns	ns	ns	*
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	***	***	**	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr,	***	***	***	*	***	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	ns	*	*	***	***	***
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	***	***	Ns	***	***
Camada 0,30–0,40 m						
Todos vs Floresta	**	***	***	***	***	***
(3yr e 5yr) vs (floresta)	*	ns	ns	ns	ns	ns
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (floresta)	**	ns	ns	ns	ns	ns
(14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) vs (floresta)	***	***	***	***	***	***
(3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr,	***	**	***	***	***	***
(3yr, 5yr e 7yr) vs (12yr e 16yr)	ns	ns	**	ns	***	***
(12yr e 16yr) vs (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr)	***	ns	*	*	**	***

* Significativo a 5%; ** significativo a 1%, *** significativo a 0,1%. ⁽¹⁾Sol – fração solúvel; Troc. – fração trocável; Min – fração mineral; Org. – fração orgânica; Res. Fração residual; Tot – fração total.

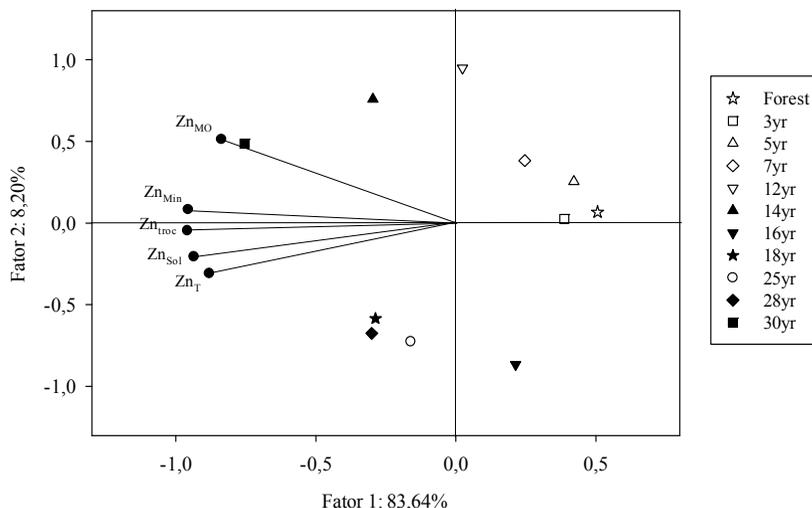
Entretanto, no solo das áreas 12yr, 14yr, 18yr e 25yr com o cultivo da sucessão aveia preta-milho e aplicações de dejetos líquidos de suínos a doze, quatorze, dezoito e vinte e cinco anos, respectivamente, se observou uma diminuição da porcentagem da fração residual de Zn (73%). Porém, no solo destas mesmas áreas (12yr, 14yr, 18yr e 25yr), houve um aumento das frações Zn_{MO} , Zn_{Min} e Zn_{Troc} , em relação aos teores naturais verificados no solo de floresta. O solo das áreas 28yr e 30yr, que receberam a aplicação de dejetos líquidos de suínos a 28 e 30 anos, apresentaram modificações nas frações de Zn ainda maiores em relação aqueles observados nas demais áreas avaliadas, principalmente, na fração residual e mineral, com 60% e 28% do Zn, respectivamente (Figura 22).

Figura 22. Porcentagem relativa da média das frações de Zn no solo extraídas pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), nas camadas de 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40, em dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.



A análise dos componentes principais (ACP) demonstrou através do fator 1, que explica 83,64% dos resultados, que houve a separação das áreas de floresta, 3yr, 5yr, 7yr, 12yr e 16yr das demais (14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) (Figura 23). Todas as frações utilizadas na ACP (Zn_{sol} , Zn_{Troc} , Zn_{Min} , Zn_{MO} e Zn_T) influenciaram este resultado. Já o fator 2, explicou apenas 8,2%, não tendo influência no resultado. Além disso, através do agrupamento hierárquico foi observado a formação de três grupos entre as áreas: (i) floresta; 3yr, 5yr; 7yr (ii) 12yr e 16yr; (iii) 14yr; 18yr; 25yr; 28yr e 30yr.

Figura 23 Relação entre o componente principal 1 (fator 1) e o componente principal 2 (fator 2), da média das frações de Zn nas camadas de 0,0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,20; 0,20-0,30 e 0,30-0,40 m de solo de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta^(*).



(*) Frações de Zn no solo segundo o fracionamento proposto por Tessier et al. (1979), Zn_{sol} - fração solúvel; $Zn_{troç}$ - fração trocável; Zn_{Min} - fração mineral; Zn_{MO} - fração orgânica; Zn_T - fração total.

Os maiores teores da maioria das frações de Cu (Cu_{Sol} , $Cu_{troç}$, Cu_{Min} , Cu_{OM} , Cu_R e Cu_T) e Zn (Zn_{Sol} , $Zn_{troç}$, Zn_{Min} , Zn_{OM} e Zn_T), em geral, foram observados na camada mais superficial do solo (Figuras 16, 17, 20, 21; Anexos F, G), principalmente 0,0-0,05 m, das áreas 3yr, 5yr, 7yr, 12yr, 14yr, 16yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr, porque os dejetos líquidos de suínos foram aplicados na superfície dos solos, sem revolvimento anual do solo (aração e/ou gradagem). Estas duas operações, em média, aconteceram a cada dois ou três anos e somente até a camada de 0-0,15 m, principalmente nas áreas sob pastagem naturalizada. Estes resultados, concordam com aqueles obtidos por Tiecher et al. (2013), que observaram em um solo Argissolo Vermelho Amarelo, com aplicações anuais de 90 e 180 m³ de dejetos líquidos de suínos no Sul do Brasil, o

aumento dos teores de Cu e Zn solúveis, trocáveis e disponíveis, na camada superficial do solo (0,0-0,10 m).

A fração solúvel de Cu e Zn (Cu_{sol} e Zn_{sol}) que representa, a porção dos elementos solúveis em água e prontamente biodisponíveis, apresentaram seus maiores teores nos solos das áreas 14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr, até as camadas de 0,30-0,40 m (Tabelas 11, 12), o que pode ser atribuído ao maior tempo e frequência de aplicação de dejetos líquidos de suínos nestas áreas (Tabela 1). A migração do Cu no perfil dos solos das áreas 14yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr e do Zn no perfil dos solos das áreas 28yr e 30yr, pode ter ocorrido pelo fluxo de água no solo, pelo fluxo de água turbulento em macroporos e pelas fendas do solo ou até mesmo por bioturbação (GIROTTO et al., 2010a). Outro fato que pode ter contribuído para a mobilidade do Cu e do Zn até as camadas mais profundas é a diminuição dos valores de pH em profundidade (Tabela 8), o que dificulta a formação de complexos estáveis (*inner-sphere*) dos elementos-traço com grupos funcionais da fração orgânica e mineral do solo (HALE et al., 2012). Neste sentido, é importante salientar a possibilidade da poluição de águas subsuperficiais, principalmente em solos com textura franco-arenosa a franco-argilosa, como os encontrados nas áreas de estudo (Tabela 8). Ao estudar a variação temporal de elementos traço na água na Suécia, em solos Neossolo e Gleissolo, com criação de vacas de leite em sistema orgânico e convencional, com média de aplicações de $60 \text{ g ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de Cu e $400 \text{ g ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de Zn, Bengtsson et al. (2006) encontraram valores de $0,06$ a $0,12 \text{ mg Cu}^{-1} \text{ L}^{-1}$ e de $0,17$ a $0,60 \text{ mg Zn}^{-1} \text{ L}^{-1}$ na água percolada a 80 cm de profundidade. Os autores atribuíram a variação principalmente a características específicas dos solos como o pH e a textura.

Nas áreas sob aplicação de dejetos suínos, sobretudo naquelas com maior tempo de aplicação (18yr, 25yr, 28yr e 30yr), o incremento de Cu e Zn biodisponível (Cu_{sol} , Cu_{troc} , Zn_{sol} e Zn_{troc}), em especial, nas camadas mais superficiais do solo (0,0-0,10 m) podem potencializar a toxidez as plantas (PARIZANGANEH et al., 2010; YADAV, 2010), como de espécies de plantas de cobertura hibernais ou culturas de importância econômica estivais anuais (MICHAUD et al., 2007). Este fato pode causar uma diminuição na produção de matéria seca da parte aérea de plantas (TANYOLAÇ et al., 2007; ALAOU-SOSSÉ et al., 2014) e, conseqüentemente, a quantidade de resíduos depositados sobre a superfície do solo, responsável por dissipar a energia cinética da gota da chuva, bem como diminuir o transporte de solução na superfície do

solo, mas também contribuir para a manutenção do teor de carbono orgânico do solo (BRUNETTO et al., 2011). Além disso, os aumentos de teores biodisponíveis de elementos-traço como o Cu e o Zn na superfície do solo podem ocasionar o acúmulo dos dois elementos-traço na parte área de plantas, acima dos necessários para os seres vivos (FENG et al., 2011).

O incremento de frações de Cu e Zn ligados aos argilominerais e óxidos (Cu_{min} e Zn_{min}), nas cinco camadas das áreas com aplicação de dejetos líquidos de suínos (3yr, 5yr, 7yr, 12yr, 14yr, 16yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr), ocorreu provavelmente por causa da saturação dos grupos funcionais da matéria orgânica, como os grupos contendo S, N, grupos carboxílicos e fenólicos (CROUÉ et al., 2003). Porém, nas áreas 18yr, 25yr, 28yr e 30yr, com maior tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos, ocorreu maior acúmulo de Cu_{min} em relação ao Cu_{MO} (Figura 18). Na fração mineral o Cu e o Zn se ligam aos grupos funcionais de óxidos de Fe e até de Mn (BRADL, 2004), mas também como o solo do presente estudo possui baixos teores de óxidos (Anexo a) é possível que parte dele seja adsorvido com menor energia de ligação nos grupos silanol e aluminol dos filossilicatos (McBRIDE, 1994). No entanto, o Zn possui uma alta afinidade com a fração mineral do solo (COVELO et al., 2007), o que explica seu maior acúmulo nesta fração (Zn_{min}) quando comparado com o Cu_{min} . Esse resultado é coerente com a configuração eletrônica deste elemento-traço, que é diferente do Cu e se distribui preferencialmente nas frações minerais e trocáveis no solo (GIROTTO et al., 2010a). Esses resultados são semelhantes aos obtidos por Tiecher et al. (2013), que obtiveram percentual médio de 30% da soma da frações de Zn ligado aos argilominerais, na camada de (0,0-0,15 m) em um solo Argissolo Vermelho com histórico de 538 m³ de dejetos líquidos de suínos distribuídos ao longo de 11 anos.

Os aumentos de Cu na fração ligada a matéria orgânica (Cu_{MO}), deve-se especialmente aos maiores conteúdos de COT na camada superficial do solo (Figura 18; Tabela 8), onde o Cu tem alta reatividade com os grupos funcionais contendo S e N, além dos carboxílicos e fenólicos da matéria orgânica do solo, devido a sua configuração eletrônica $[Ar]3d^{10}4s^1$ (CROUÉ et al., 2003) e, por isso, é complexado, diminuindo a disponibilidade e, por consequência, a migração no perfil do solo (TORIBIO; ROMANYA, 2006; QUENEA et al., 2009). Portanto, em solos degradados, a adoção de sistemas conservacionistas

que contribuem para a manutenção dos teores de COT, como o sistema de plantio direto (SPD) é desejado.

A área de floresta assim como aquelas que aplicam dejetos líquidos de suínos a menos de 18 anos, apresentaram suas maiores percentagens de Cu na forma residual (Figura 18). No entanto, dentre os solos analisados, aqueles que receberam a mais tempo dejetos líquidos de suínos (25yr, 28yr e 30yr), o Cu residual (Cu_R) foi similar a fração ligada com a matéria orgânica do solo (Cu_{MO}). O Cu_R e Zn_R representam as frações não disponíveis e estáveis no solo e o seu acúmulo neste compartimento representa um baixo risco a poluição de plantas e águas subsuperficiais (ASENSIO et al., 2013; SHAHEEN; RINKLEBE et al., 2014). A redução nas porcentagens de Cu e Zn adsorvidos na forma residual indica que os sítios mais ávidos de adsorção encontram-se parcialmente ou totalmente saturados, ocorrendo o acúmulo em frações de menor força de ligação. A capacidade de inativar os elementos-traço na fração residual pode ser atribuída à maior presença de carbono orgânico recalcitrante e ao teor de argila e silte, mas também a materiais inorgânicos amorfos e argilominerais, bem como ao tempo de reação (TESSIER et al., 1979). Caso ocorra a saturação destes compartimentos que tem o papel de adsorver, precipitar e complexar os metais, estes se ligam em frações com menor força de ligação, aumentando o risco de poluição por escoamento superficial e percolação no perfil do solo (ASENSIO et al., 2013).

Embora os valores totais de Cu e Zn encontrados no solo das onze áreas ainda estejam dentro daqueles estipulados pelos órgãos ambientais brasileiros para solos agrícolas, que são de $200 \text{ mg Cu}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ solo}^{-1}$ e $450 \text{ mg Zn}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ solo}^{-1}$ na camada de 0,0-0,20 m (CETESB, 2005; CONAMA, 2009), alerta-se para o aumento dos teores solúveis e prontamente disponíveis. Essas frações tem alta correlação com a quantidade absorvida pelos organismos vivos em especial, as plantas, mas também possui alto potencial de transferência dentro do perfil do solo (CERETTA et al., 2010).

No entanto, nas áreas avaliadas é mais preocupante a transferência de Cu e Zn por escoamento superficial, tanto na forma solúvel como na particulada, isso porque o solo Argissolo observado na bacia possui horizonte B textural. Solos deste tipo apresentam grande susceptibilidade à erosão que dificulta a infiltração de água na camada subsuperficial do solo, o que favorece o arraste de partículas e o escoamento superficial (SÁ et al., 2004); principalmente em áreas com

declividades acentuadas, o que pode elevar a concentração dos dois elementos-traço em águas superficiais adjacentes a área de aplicação de fontes de resíduos orgânico, tornando-as, ao longo dos anos, inclusive impróprias para o consumo (CERETTA et al., 2010). Este fato torna-se mais preocupante nas áreas com 28 e 30 anos de aplicação de dejetos (28yr e 30yr), que apresentaram na camada de 0,0-0,10 m, em média $1,1 \text{ kg Cu}_{\text{sol}}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ e de $0,47 \text{ kg Zn}_{\text{sol}}^{-1} \text{ ha}^{-1}$, sendo estes valores 4 e 8 vezes maiores que aqueles observados na área de floresta.

4.4 VULNERABILIDADE A POLUIÇÃO POR P, CU E ZN NAS ÁREAS DE REFERÊNCIA

A menor vulnerabilidade à poluição por P, Cu e Zn, foi encontrada na área de floresta, que ficou classificada na faixa Muito Baixa (Tabela 13). As áreas de pastagem submetidas à aplicação de dejetos líquidos de suínos a 5 e 16 anos apresentaram vulnerabilidade Média à P, Cu e Zn. Já as áreas com 3, 7, 14, 28 e 30 anos de aplicação de dejetos de suínos apresentaram uma classificação Alta de vulnerabilidade a P e Cu. Porém, a classificação Alta ao elemento Zn, foi observado nas áreas 3, 7, 12, 14, 28 e 30 anos de aplicação (Tabela 13).

A classe de vulnerabilidade Muito Alta à P e Cu, foi atingida por três áreas, submetidas a 12, 18 e 25 anos de aplicação (12yr, 18yr e 25yr), enquanto que para o elemento Zn esta classificação (Muito Alta) foi observada somente nas áreas 18yr e 25 yr (Tabela 13).

Portanto, a sequência decrescente de vulnerabilidade aos três elementos avaliados foi:

Fósforo $9 > 8 > 5 > 6 > 11 > 10 > 4 > 2 > 7 > 3 > 1$;

Cobre $8 > 9 > 5 > 11 > 6 > 10 > 4 > 2 > 7 > 3 > 1$;

Zinco $8 > 9 > 5 > 6 > 10 > 4 > 2 > 11 > 7 > 3 > 1$.

Apesar da área de floresta se encontrar em um local com um alto fator LS (Tabela 9), a sua vulnerabilidade foi classificada como Muito Baixa, o que já era esperado devido ao fato das perdas de solo serem baixas e não haver aplicações de Cu e Zn via dejetos líquidos de suínos. Estes fatores foram essenciais para que a área de floresta apresentasse as menores perdas de P inorgânico lábil (P-RTA + HCO_3), Cu e Zn biodisponível (fração solúvel + fração trocável) entre todas as áreas avaliadas, com valores de 0,015; 0,00012 e 0,00017 kg ha^{-1}

respectivamente, considerando a camada de 0,00-0,10 m de solo (Figuras 11, 12, 13, 16, 17, 20, 21). Estes teores foram os menores destas frações (P inorgânico lábil e Cu e Zn biodisponível) em comparação com todas as demais áreas avaliadas. As áreas 5yr e 16yr apresentaram classificação Média de vulnerabilidade a P, Cu e Zn (Tabela 13), especialmente por apresentarem baixas perdas de solo (Anexo b), influenciadas principalmente pelo tipo de cobertura com pastagem naturalizada (tabela 1). Além disso, os valores adimensionais de P na área 5yr e de Zn nas áreas 5yr e 16yr, foram classificados como Médios (Anexo b), o que também influenciou no resultado da vulnerabilidade.

As áreas 3yr, 7yr, 14yr, 28yr e 30yr foram classificadas com Alta vulnerabilidade a P, Cu e Zn (Tabela 13). A classificação de vulnerabilidade Alta a Zn também foi observada na área 12yr (Tabela 13). As áreas submetidas a 3 e 7 anos de aplicação de dejetos suínos (áreas 3yr e 7yr), apresentaram classificação Baixa para o fator P adimensional, Médio para Zn adimensional e Alto para Cu adimensional (Anexo b). Porém, as perdas de solo das áreas 3yr e 7yr foram classificadas como Alta (de 25,1 até 37 Mg ha⁻¹), sendo este fato fundamental para que essas áreas apresentassem classe Alta de vulnerabilidade a P, Cu e Zn. Já as áreas 14yr e 30yr, e, 12yr e 28yr, apresentaram perdas de solo classificadas como Média e alta respectivamente (Anexo b). Porém, a classificação de P, Cu e Zn adimensional no solo destas áreas (14yr e 30yr, 12yr e 28yr) variou de Alto a Muito Alto (Anexo b), devido ao tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos e, em consequência, da taxa de aplicação que foi classificada como Alta nas quatro áreas (Anexo b). Todos estes fatores influenciaram fortemente na classificação final de vulnerabilidade das áreas.

A área 12yr apresentou vulnerabilidade Alta a Zn e Muito Alta a P e Cu. Apesar desta área ter apresentado perda de solo bastante elevada (tabela 9), classificada como Alta (Anexo b), o seu teor de Zn adimensional foi classificado na faixa Média (Anexo b), fato que contribuiu para o resultado da classificação da vulnerabilidade a Zn. No entanto, as elevadas perdas de solo desta área somado à classificação de P e Cu adimensional Alta (Anexo b) resultou em vulnerabilidade Muito Alta a ambos os metais (Tabela 13, Anexo b). As áreas 18yr e 25yr também apresentaram classificação de vulnerabilidade final Muito Alta a P, Cu e Zn. Nas duas áreas tanto o critério adimensional de P, Cu e Zn,

como os critérios perda de solo e taxa de aplicação, foram altos (Anexo b), fatores que levaram estas áreas a apresentarem a vulnerabilidade mais elevada para os três elementos dentre todas as áreas avaliadas.

Tabela 13. Vulnerabilidade a poluição por P em dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.

Área	P		Cu		Zn		Escala	Escala
	Vulnerabilidade	Vulnerabilidade	Vulnerabilidade	Vulnerabilidade	Vulnerabilidade	Vulnerabilidade		
Forest	0,905	Muito Baixa ⁽¹⁾	0,906	Muito Baixa ⁽¹⁾	0,906	Muito Baixa ⁽¹⁾		Muito
3vr	0,417	Alta	0,418	Alta	0,418	Alta		Alta
5vr	0,665	Média	0,575	Média	0,665	Média		Média
7vr	0,410	Alta	0,410	Alta	0,410	Alta		Alta
12vr	0,247	Muito Alta	0,248	Muito Alta	0,338	Muito Alta		Alta
14vr	0,352	Alta	0,398	Alta	0,398	Alta		Alta
16vr	0,520	Média	0,520	Média	0,610	Média		Média
18vr	0,240	Muito Alta	0,240	Muito Alta	0,240	Muito Alta		Muito Alta
25vr	0,202	Muito Alta	0,248	Muito Alta	0,248	Muito Alta		Muito Alta
28vr	0,405	Alta	0,405	Alta	0,405	Alta		Alta
30vr	0,405	Alta	0,360	Alta	0,495	Alta		Alta

⁽¹⁾ Muito Baixa: 1-0,86; Baixa: 0,85-0,71; Média: 0,70-0,51; Alta: 0,50-0,26; Muito alta: 0,20-0,00

Tomando por base a camada de 0,0-0,10 m de solo das áreas 18yr e 25yr, estima-se que elas possam perder aproximadamente 5,1 e 8,0 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P inorgânico lábil (P-Resina + HCO₃), 0,05 e 0,04 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de Cu biodisponível (Cu_{sol} + Cu_{troc}), 0,18 e 0,03 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de Zn biodisponível (Zn_{sol} + Zn_{troc}), respectivamente. Estes valores correspondem em média a 253; 163 e 270 vezes aqueles encontrados na área de floresta, fato que contribuí fortemente para a vulnerabilidade final encontrada nas duas áreas.

Considerando que a erosão hídrica em áreas agrícolas influencia diretamente a perda de cátions e ânions ligados ao solo, a transferência de elementos para o sistema aquático, como o P, o Cu e o Zn, pode causar a poluição de mananciais (GILLES et al., 2009; MORI et al., 2009), evidenciando o alto risco de perda de P, Cu e Zn das áreas sob cultivo da sucessão aveia-milho.

Além disso, os solos das áreas avaliadas foram classificados como Argissolo Vermelho-Amarelo e nas áreas com floresta e pastagem naturalizada encontrou-se solo com textura franco arenosa no horizonte A, característica que proporciona uma boa drenagem superficial, mas em seguida a textura passa a ser média, com teores de argila acima de 450 g kg⁻¹ nos horizontes subsuperficiais, o que deduz a taxa de infiltração (Tabela 8). Por outro lado, nas áreas cultivadas com a sucessão aveia-preta e milho, em geral, observou-se um horizonte superficial com textura média e com menor espessura em comparação àquele das áreas com floresta e pastagem naturalizada. Este padrão indica perda do horizonte superficial, acarretando na mudança de horizonte A proeminente para A moderado, o que, conseqüentemente, implica na diminuição dos teores de MO do solo e de bases trocáveis (BERTOL et al., 2007; CONFORTI et al., 2013). Essas alterações refletem diretamente na agregação do solo, tornando os agregados menos estáveis em água e favorecendo o escoamento superficial (SÁ et al., 2004), principalmente em áreas com declividades acentuadas, aumentando os riscos ambientais da aplicação de dejetos líquidos de suínos.

As áreas que foram submetidas a menores doses de dejetos apresentaram baixos incrementos de P, Cu e Zn no solo em relação aos teores encontrados naturalmente no solo, acarretando em vulnerabilidade Média, como exemplo a área 5yr. Porém, alerta-se que os aumentos nas doses de dejetos aplicados no solo ou mudanças no tipo de cultivo, aliado à proximidade das áreas a rios ou lagoas

provavelmente elevarão os riscos de poluição pelos dejetos líquidos de suínos.

Comparação entre os métodos P-frações e P-Mehlich

A metodologia desenvolvida no presente trabalho, onde utilizaram-se as frações de P no solo, em comparação com aquela comumente utilizada na literatura, que considera apenas os teores disponíveis de P no solo, causou modificação na classificação da vulnerabilidade à poluição a P das áreas estudadas (Tabelas 13 e 14). Ao se considerar somente os teores de P disponível extraídos por Mehlich-1, as áreas com 5 e 16 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos são classificadas na faixa Baixa de vulnerabilidade à poluição por P, ao passo que a aplicação do modelo baseado nas frações de P no solo coloca-as na faixa de vulnerabilidade Média (Tabelas 13 e 14).

As áreas com 3, 7 e 30 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos também apresentaram diminuição da faixa de vulnerabilidade quando se levou em conta apenas o P extraído por Mehlich-1, passando a ser classificadas como Média vulnerabilidade. Além disso, a área com 12 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos passou para a faixa de vulnerabilidade Alta (Tabelas 13 e 14).

Ao aplicar o modelo que considera apenas o P disponível no solo extraído por Mehlich-1, se observa a ocorrência de uma diminuição das faixas de vulnerabilidade em algumas áreas, o que indica que o uso do P-index baseado nas frações extraídas por Hedley (HEDLEY et al., 1982) é mais rigoroso e, por consequência, reduz os riscos de poluição ambiental. As diferenças entre metodologias também se devem ao fato dos modelos originais (LEMUNYON; GILBERT 1993; FLYNN et al., 2000; WELD et al., 2002) não considerarem áreas de referência, livres ou com o mínimo de interferência antrópica, para estabelecer os teores mínimos de P no solo. Além disso, os valores máximos para as frações de P utilizados no presente estudo foram pré-estabelecidos de acordo com estudos realizados em uma área próxima ao local do trabalho, com as mesmas características ambientais, inclusive o tipo de solo e a qualidade dos dejetos líquidos de suínos aplicados no solo (GUARDINI et al., 2012ab). Por isso, os trabalhos que utilizam metodologias que não consideram os níveis de P naturais dos locais em estudo e as frações com potencial de se tornarem lábeis, podem muitas vezes subestimar o potencial contaminante e poluidor do P.

Tabela 14. Vulnerabilidade a poluição por P de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.

Área	P-index (Mehlich-1)	
	Vulnerabilidade	Escala ⁽¹⁾
Floresta	0,905	Muito Baixa
3yr	0,587	Média
5yr	0,835	Baixa
7yr	0,580	Média
12yr	0,428	Alta
14yr	0,353	Alta
16yr	0,810	Baixa
18yr	0,195	Muito Alta
25yr	0,203	Muito Alta
28yr	0,360	Alta
30yr	0,585	Média

⁽¹⁾ Muito Baixa:1-0,86; Baixa:0,85-0,71; Média:0,70-0,51; Alta:0,50-0,26; Muito alta:0,20-0,00

4.5 EXTRAPOLAÇÃO DO MÉTODO PARA O ALTO DA BACIA HIDROGRÁFICA RIO CORUJA/BONITO

4.5.1 Características ambientais da área de estudo

A área de estudo (Alto da bacia Rio Coruja/Bonito) compreende 2.344,08 hectares, aproximadamente 45% da área total da bacia Rio Coruja/Bonito (figura 4). No entanto, quando levado em conta somente a área rural da bacia, a área corresponde a aproximadamente 75%. A área cultivada com pastagem é predominante, representando 35%, seguida pela área de mata e com cultivo anual, com 24% e 18%, respectivamente. As áreas não avaliadas e aquelas com edificações e outros representam 21 e 2%, respectivamente (Figura 10).

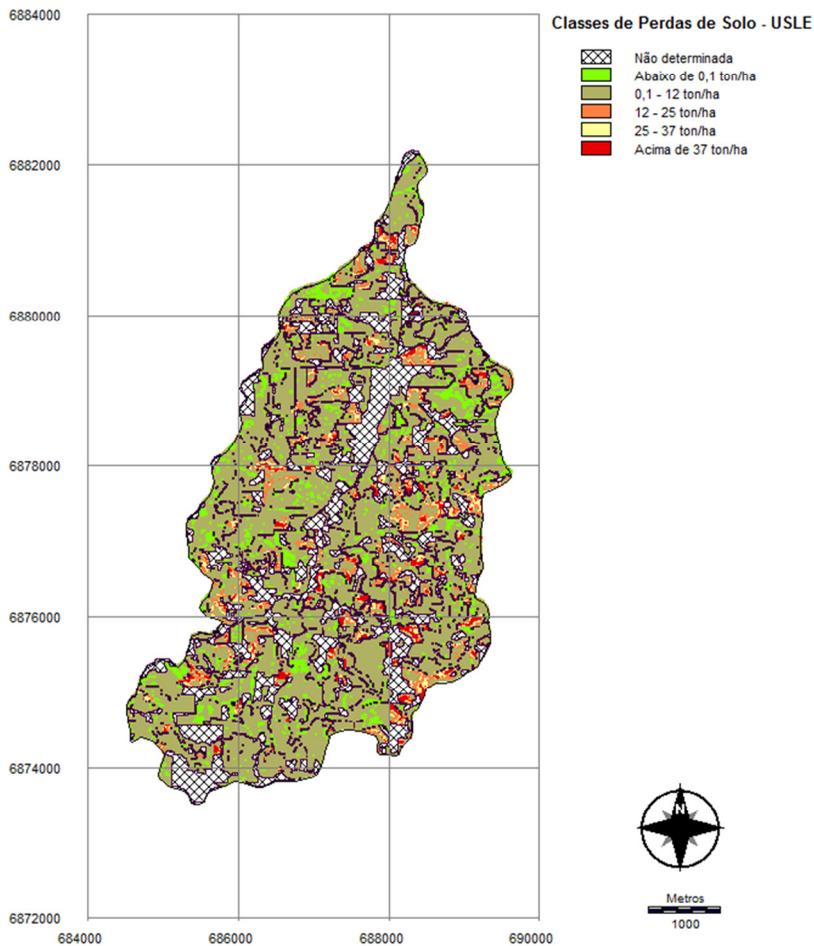
O fator LS, correspondente à declividade e ao comprimento de rampa (adimensional), apresenta uma grande amplitude de variação, com valores desde praticamente zero até o máximo de 108. Em 74% da área de estudo o fator LS é igual ou inferior a 10, podendo este valor ser associado à declividade de 8 a 20% (valor dentro da faixa de ocorrência mais frequente).

As menores perdas de solo, classificadas como Muito Baixa ($<0,1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ solo}^{-1}$), foram observadas em 96 ha, o que corresponde a apenas 4% da área estudada (Figura 24, Anexo H). A distribuição desta classe se deu principalmente nas áreas com mata e reflorestamento, atingindo 72 ha, o que corresponde a 75% da área total classificada como Muito Baixa. Já a classificação de perdas de solo Baixa ($0,1-12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ solo}^{-1}$) ocorreu em 1.383 ha, correspondente a 60% da área de estudo. A classe Baixa de perdas de solo foi observada em maior proporção nas áreas com pastagem (774 ha) e mata/reflorestamento (511 ha), e em menor quantidade, nas áreas sob culturas anuais (98 ha) (Figura 24, Anexo H).

As classes Média ($12-25 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ solo}^{-1}$), Alta ($25-37 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ solo}^{-1}$) e Muito Alta ($>37 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ solo}^{-1}$) de perdas de solo foram observadas em 5%, 4% e 5%, respectivamente da área. A classe média foi observada principalmente na área sob cultivo anual, 113 ha, e apenas em um pequeno fragmento das áreas sob pastagem, 0,31 ha. Já as classes Alta e Muito Alta foram observadas somente nas áreas sob cultivo anual (Figura 24, Anexo H).

A aplicação de dejetos líquidos de suínos é realizada em 845 ha, ou 36% da área, principalmente nas áreas sob pastagem, a qual compreende 497 ha (Figura 10). Já as áreas sob cultivo anual que recebem dejetos suínos, totalizam 348 ha. As áreas sob pastagem com mais de 20 anos de aplicação de dejetos são predominantes, compreendendo 215 ha, seguido das áreas com cultivo anual e pastagem sob aplicação de dejetos líquidos de 1 a 10 anos, as quais totalizam 163 ha e 144 ha respectivamente (Figura 10). As áreas sob cultivo anual com aplicação de dejetos suínos há mais de 20 anos e sob pastagem entre 10 e 20 anos de aplicação, representam 142 ha e 137 ha, respectivamente. A menor fração, 43 ha, representa as áreas sob cultivos anuais com aplicação de dejetos entre 10 e 20 anos (Figura 10).

Figura 24. Perda de solo estimada pela USLE no alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito

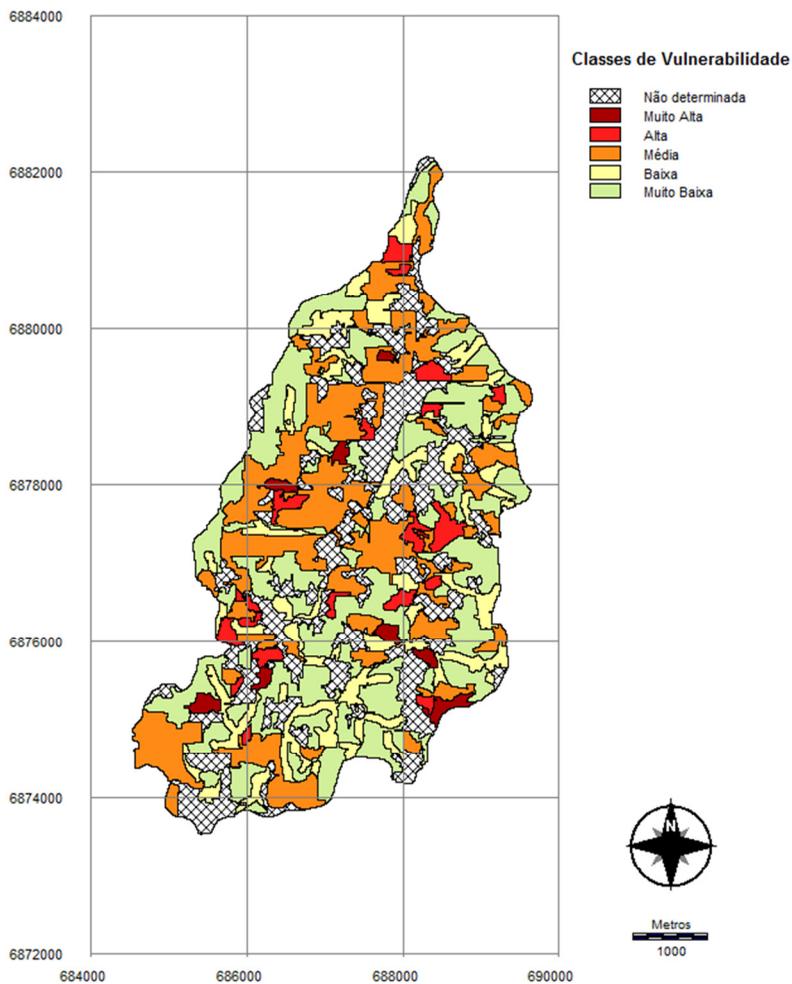


4.5.2 Vulnerabilidade à Poluição por Fósforo Cu e Zn no Alto da Bacia Hidrográfica Rio Coruja/Bonito

Vulnerabilidade a poluição por P

A vulnerabilidade a poluição por P (VPP) nas classes Muito Baixa e Média, foi predominante na área de estudo, ocupando 664 ha e 565 ha respectivamente (figura 25, Anexo I). Já as classes Baixa, Alta e Muito Alta, representaram 344 ha, 201 ha e 70 ha, respectivamente (Figura 25, Anexo I). A tabulação cruzada entre a VPP e os critérios tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos e uso das terras obteve uma boa correlação, apresentando V de Cramer de 0,74 e 0,71, respectivamente. Já o cruzamento entre a vulnerabilidade à poluição por P e os critérios perda de solo e distância dos cursos d'água apresentaram V de Cramer de 0,59 e 0,49, indicando uma baixa correlação com a vulnerabilidade à poluição por P.

Figura 25. Vulnerabilidade a poluição por fósforo no alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.



A classe Muito Baixa à poluição por P foi encontrada somente em áreas sem aplicação de dejetos suínos (Anexo d), ocorrendo

predominantemente em áreas de mata (72%), seguida das áreas com pastagem (27%). Apenas uma pequena fração da classe Muito Baixa (1%) foi observada em áreas com cultivos anuais (Anexo J). Além disso, a classe Muito Baixa a VPP foi observada somente em áreas com perdas de solo classificadas em Muito Baixa e Baixa (Anexo I). Apesar da distância entre os cursos d'água e a VPP apresentarem uma distribuição bastante homogênea, é possível observar uma maior proporção da VPP Muito Baixa, 271 ha, nas áreas com distância acima de 150 metros dos cursos d'água (Anexo K).

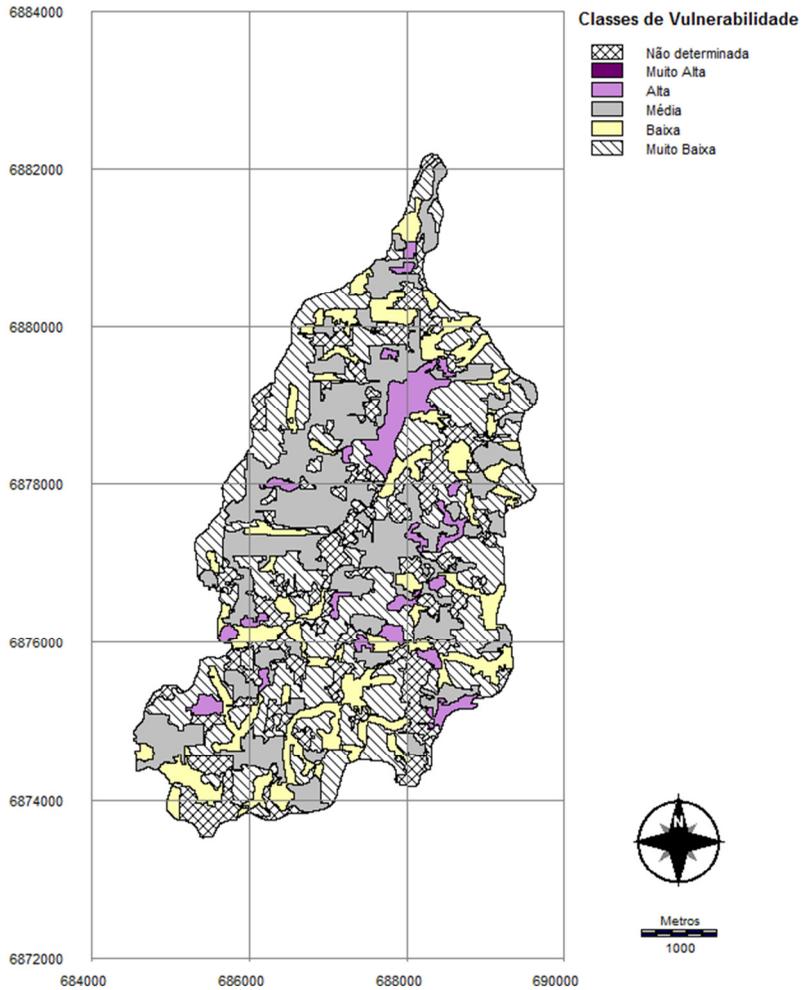
A VPP classificada como Baixa foi em sua maioria observada nas áreas de pastagem (54%), sendo o restante distribuído nas áreas de mata e reflorestamento (32%), e com cultivos anuais (14%) (Anexo D). No entanto, quase que a totalidade da classe Baixa a VPP, 94%, foi observada em áreas com classificação de perdas de solo Baixa (Anexo I). Além disso, 72% da classe Baixa a VPP foi distribuída em áreas sem aplicação de dejetos líquidos de suínos (Anexo D).

A classificação Média a VPP foi distribuída em 77% e 13% sob pastagem e cultivos anuais, respectivamente (Anexo J), sendo que grande parte desta classe, 44%, encontra-se em áreas que recebem aplicações de dejetos líquidos de suínos há mais de 20 anos (Anexo J). Além disso, a VPP classificada como Média foi em grande parte, 84%, observada em áreas com classificação de perda de solo Baixa (Anexo I). Tanto a classificação Alta como a Muito Alta a VPP foram quase que em sua totalidade (99%) distribuídas em áreas sob cultivos anuais (Anexo J). Porém, uma maior proporção da classe Alta, 35%, foi observada em áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos entre 1 e 10 anos, enquanto 71% da classe Muito Alta foi distribuída em áreas com aplicação de dejetos líquidos de suínos há mais de 20 anos (Anexo J). A classe a VPP Alta foi bem distribuída entre as classes de perda de solo, ocorrendo em 27%, 26% e 24% das classes Média, Alta e Muito alta, respectivamente (Anexo I). No entanto, a maior proporção da classe Muito Alta a VPP, 81%, ocorreu dentro da classe de perdas de solo Muito Alta, sendo o restante (19%) ocorrendo na classe de perdas de solo Alta (Anexo I).

Vulnerabilidade à poluição por Cu e Zn

As classes de vulnerabilidade a poluição por Cu e Zn (VPCuZn) Muito Baixa e Média foram predominantes na área de estudo, ocupando 664 ha e 599 ha, respectivamente (figura 26, Anexo L). Já as classes Baixa e Alta representaram 392 ha e 190 ha, respectivamente. A classe Muito Alta a VPCuZn não foi observada (Figura 26, Anexo L). A tabulação cruzada entre a VPCuZn e os critérios uso das terras e tempo de aplicação de dejetos suínos obtiveram V de Cramer de 0,68. Já o cruzamento entre a VPCuZn e os critérios perda de solo e distância dos cursos d'água apresentou V de Cramer de 0,56 e 0,48, respectivamente, indicando uma baixa correlação com a VPCuZn.

Figura 26. Vulnerabilidade a poluição por Cu e Zn no alto da bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.



A classe Muito Baixa a VPCuZn foi encontrada somente em áreas sem aplicação de dejetos suínos, principalmente nas áreas de mata e reflorestamento, que representaram 71% desta classe (Anexos L, M). O restante da classe Muito Baixa a VPCuZn, foi encontrado em áreas de pastagem (27%) e cultivo anual (2%) sem a aplicação de dejetos líquidos de suínos (Anexo L, M). Além disso, a classe Muito Baixa a VPCuZn foi observada somente em áreas com perdas de solo classificadas como Muito Baixa e Baixa (Anexo N). A distância entre os cursos d'água e a VPCuZn apresentaram distribuição bastante homogênea (Anexo O). No entanto, é possível observar uma maior proporção da vulnerabilidade Muito Baixa à VPCuZn, 271 ha, nas áreas com distância acima de 150 metros dos cursos d'água (Anexo O).

A VPCuZn classificada como Baixa, foi em sua maioria observada nas áreas de pastagem (59%), sendo o restante distribuído nas áreas de mata e reflorestamento (28%) e com cultivos anuais (13%) (Anexo L). Mas, quase que a totalidade da classe Baixa a VPCuZn (94%) foi observada em áreas com classificação de perdas de solo Baixa (Anexo N). Além disso, 62% da classe Baixa a VPCuZn foi distribuída em áreas sem aplicação de dejetos líquidos de suínos (Anexo M).

A classificação Média a VPCuZn foi distribuída em 65% sob pastagem e 35% sob cultivos anuais respectivamente (Anexo L), sendo grande parte desta classe, 60%, observada em áreas que recebem aplicações de dejetos líquidos de suínos no solo há mais de 15 anos. Além disso, grande parte da VPCuZn classificada como Média, 71%, foi observada em áreas com baixas perdas de solo (Anexo N). A classificação Alta a VPCuZn foi em sua totalidade distribuída em áreas sob cultivos anuais (Anexo L), sendo 44% nas áreas que recebem aplicação de dejetos há mais de 15 anos e 34% naquelas entre 1 e 15 anos (Anexo M). A classe a VPCuZn Alta foi observada em 66% da classe de perda de solo Alta e em 34% da classe de perda de solo Muito Alta (Anexo N).

O uso do solo se mostrou determinante na vulnerabilidade a P, Cu e Zn, onde a ocorrência de vulnerabilidade Muito Baixa a poluição por P, Cu e Zn foi predominante nas áreas com mata e reflorestamento, representando 32% do alto da bacia Rio Coruja/Bonito. Estima-se que nesta classe (Muito Baixa) ocorram perdas de $4.090 \text{ Mg ano}^{-1}$ de solo, o que representa perdas de P-RTA, Cu_{sol} e Zn_{sol} em torno de $1,1 \cdot 10^{-1}$, $1,91 \cdot 10^{-3}$ e $3,5 \cdot 10^{-3} \text{ Mg ano}^{-1}$, respectivamente, considerando a camada de 0,0-0,10 m de solo. Já para a classe Média de vulnerabilidade a P, e

Cu e Zn, que perde em média $5.235 \text{ Mg ano}^{-1}$ de solo, e que está concentrada em áreas com aplicação de dejetos suínos acima de 15 anos e sob pastagem, (358 ha e 384 ha respectivamente), estima-se que possa ser perdido $4,0.10^{-2}$, $2,48.10^{-3}$ e $1,0.10^{-2} \text{ Mg ano}^{-1}$ de P-RTA, Cu_{sol} e Zn_{sol} respectivamente. Os resultados corroboram com aqueles encontrados na literatura, onde os autores atribuem o efeito dos sistemas com preparos conservacionistas, especialmente aqueles que promovem a retenção dos resíduos em superfície, à promoção do aumento da tensão crítica de cisalhamento e, em consequência, a resistência do solo à erosão hídrica (MARTINS et al., 2003; PANACHUKI et al., 2011). Em um Argissolo Vermelho com cultivo de milho sob diferentes métodos de preparo do solo, Gilles et al. (2009) observaram as maiores perdas de solo, nas áreas que receberam escarificação quando comparadas com as de plantio direto na palha. Porém, o método de plantio direto em alguns casos, desfavorece a conservação da água, ocorrendo significativo aumento do escoamento superficial ou enxurrada, e conseqüentemente, podendo aumentar as perdas de nutrientes (VOLK et al., 2004; CASTRO et al., 2006). No entanto, este efeito ocorre em casos específicos, principalmente quando ocorre o selamento superficial pelo material orgânico adicionado no solo (ALLEN; MALLARINO, 2008; MORI et al., 2009)

Nas áreas com classificação Alta a VPP, e a VPCuZn (146 ha para ambas) estimou-se, na camada de 0,0-0,10 m de solo, quantidades de 19, 0,22 e 0,81 Mg de P inorgânico lábil (P-RTA + P-HCO₃), Cu prontamente disponível ($\text{Cu}_{\text{sol}} + \text{Cu}_{\text{troc}}$) e Zn prontamente disponível ($\text{Zn}_{\text{sol}} + \text{Zn}_{\text{troc}}$), respectivamente. Merece destaque que o solo dessas áreas possui grande parte dos sítios de adsorção das camadas superficiais e subsuperficiais parcialmente ou totalmente saturados e assim, estas áreas podem estar fornecendo via escoamento superficial⁴, $8,0.10^{-2}$, $3,24.10^{-3}$ e $2,0.10^{-2} \text{ Mg}$ de P-RTA, Cu_{sol} e Zn_{sol} respectivamente ao ano. Apesar de existirem maiores perdas de P nas áreas com classificação Muito Baixa, é importante salientar que ao relacionar a área total da classe de vulnerabilidade com os teores de P perdidos, as concentrações de P são 10 vezes maiores na classe Muito Alta.

⁴ Considerado a média dos teores de P, Cu e Zn das áreas de referência de acordo com a classificação adimensional dos elementos.

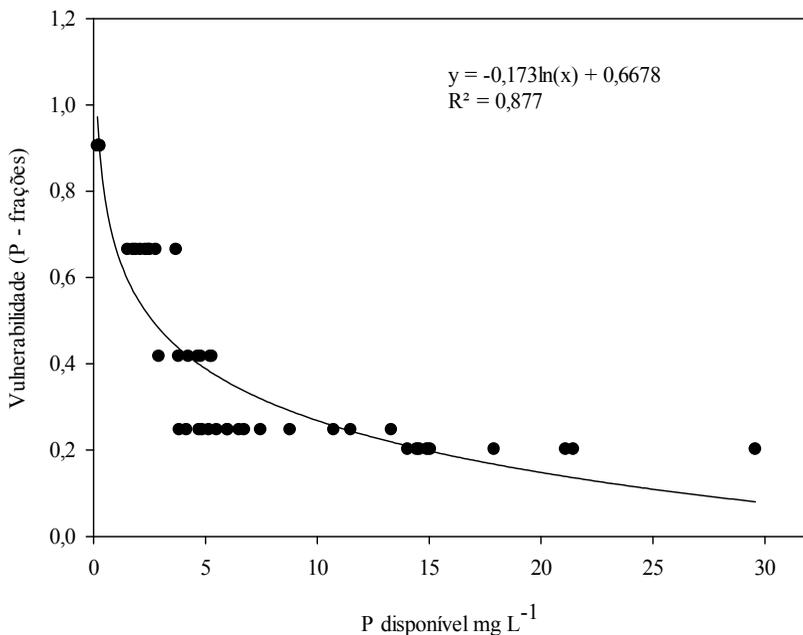
As áreas com vulnerabilidade Alta a poluição por P, Cu e Zn encontram-se em grande parte em áreas sob cultivo da sucessão aveia preta-milho. O sistema de manejo do solo utilizado nessas áreas faz com que durante o ciclo deste último a cobertura do solo com restos culturais seja praticamente inexistente. Já as pastagens de inverno, p.e. com aveia preta, são utilizadas para suprir as exigências nutricionais dos animais *in natura* ou para a produção de silagem, onde, em ambos os casos, os restos culturais para cobertura do solo é a mínima. Neste sentido, a formação da rugosidade pelos restos culturais e, conseqüentemente, a diminuição da energia cinética da chuva fica comprometida nestas áreas, o que pode aumentar as perdas de solo por erosão hídrica (COGO et al., 2003; CARDOSO et al., 2013). No entanto, alerta-se que em sistemas com aplicações de nutrientes em excesso, como é o caso das áreas em questão, o SPD pode contribuir para o aumento do P, Cu e Zn na água de enxurrada. Ao avaliar os teores de P, N e K na água da enxurrada de áreas com cultivo de milho e feijão sob diferentes preparos do solo, Bertol et al., (2004) encontraram os maiores teores de P e NO_3^- sob o manejo com semeadura direta e resíduos dessecados, seguido de preparo convencional e campo nativo naturalizado. Os autores atribuíram o resultado ao acúmulo de nutrientes na camada superficial do solo da área, a qual não recebia revolvimento do solo. Além disso, adubos orgânicos, como dejetos de animais, favorecem a perda de nutrientes por erosão hídrica, mais do que a utilização de adubos minerais, em virtude da maior facilidade de transporte dos constituintes orgânicos pela enxurrada, motivada pela sua menor densidade e maior concentração em superfície (BERTOL et al., 2007; MARTINS FILHO et al., 2009). Este fato, segundo o primeiro autor, pode ser explicado pela seletividade do processo erosivo do solo pela água da chuva, o qual transporta preferencialmente os sedimentos mais finos (de menor diâmetro) e mais leves (de menor densidade), constituídos, sobretudo, de coloides minerais e orgânicos, os quais, normalmente, são enriquecidos de nutrientes.

4.6 VALIDAÇÃO DO MÉTODO

O bom desempenho de qualquer técnica depende crucialmente da qualidade das medidas instrumentais, da confiabilidade estatística, assim como dos cálculos envolvidos no seu processamento. Portanto, a avaliação da confiabilidade do método proposto, realizada através da

dispersão e regressão da vulnerabilidade à poluição por P e dos teores de fósforo em água, apresentou um resultado satisfatório (Figura 27). Neste sentido, a metodologia proposta, realizada através da extrapolação dos dados a partir de áreas de referência apresentou um coeficiente de determinação bastante elevado (figura 27), podendo-se inferir que a metodologia apresenta confiabilidade, sendo possível realizar pressuposições, ajustes e o gerenciamento das áreas a partir deste tipo de estudo.

Figura 27. Diagrama de dispersão e análise de regressão entre os teores de fósforo do escoamento superficial e a vulnerabilidade pelo método do fracionamento de Hedley et al. (1982).



5 CONCLUSÕES

Este trabalho, desenvolvido no alto da bacia Rio Coruja/Bonito, teve como objetivo avaliar os teores das frações de P, Cu e Zn no solo e definir a vulnerabilidade à poluição por P, Cu e Zn em áreas com aplicação de dejetos suínos no solo. Para isso foi realizada uma ampla revisão bibliográfica, atividades de pesquisa em campo e em laboratório, além da utilização de softwares computacionais para ajudar a espacializar os resultados. Neste sentido foram obtidas as seguintes conclusões:

Nas áreas de referência, com tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos que variaram de 3 a 30 anos, os maiores teores das frações de P orgânicas e inorgânicas extraídas com NaOH 0,1 e 0,5 mol L⁻¹, NaHCO₃ e das inorgânicas extraídas com resina trocadora de ânions e HCl foram observadas nas camadas superficiais do solo em todas as áreas submetidas à aplicação de dejetos líquidos de suínos. Os maiores teores das frações de P foram observados nas propriedades com o maior tempo e frequência de aplicação de dejetos líquidos de suínos.

As aplicações de dejetos líquidos de suínos aumentaram as frações de Cu e Zn solúvel, trocável, mineral, orgânica e total na camada superficial do solo, mas nas áreas com mais de 17 anos de aplicação de dejetos o Cu e o Zn migraram no perfil do solo.

O Cu é acumulado principalmente na forma orgânica e mineral do solo, e o Zn preferencialmente na forma mineral. O Cu mais que o Zn, oferece risco à poluição das águas superficiais, especialmente naquelas áreas com mais de 17 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos.

Através das análises estatísticas empregadas e dos teores de P, Cu e Zn no solo foi possível observar o agrupamento das áreas de acordo com o tempo de aplicação de dejetos líquidos de suínos, sendo para P: (i) área de floresta e áreas entre 3 e 7 anos de aplicação de dejetos suínos; (ii) áreas com 14 e 25 anos de aplicação de dejetos suínos; (iii) áreas com 12 e 16 anos de aplicação de dejetos suínos e (iv) áreas entre 18 e 30 anos de aplicação de dejetos. Para o Cu: (i) floresta; e áreas entre 3 e 16 anos de aplicação de dejetos, (ii) áreas entre 18 e 25 anos de aplicação de dejetos; e (iv) áreas entre 28 e 30 anos de aplicação de dejetos suínos. Para o zinco (i) área de floresta

e áreas entre 3 e 7 anos de aplicação de dejetos suínos; (ii) áreas entre 12 e 16 anos de aplicação de dejetos suínos e (iii) áreas entre 14 e 30 anos de aplicação de dejetos suínos.

O alto da bacia Rio Coruja/Bonito apresenta vulnerabilidade a P, e a Cu e Zn predominantemente Muito Baixa e Média, sendo o tipo de cultivo e o tempo de aplicação de dejetos suínos no solo os principais elementos para este resultado.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio do estudo e dos resultados obtidos durante esta pesquisa, recomenda-se:

No que se refere à realização da determinação das áreas de vulnerabilidade sugere-se a realização de um estudo com imagens capazes de distinguir os diferentes usos, o que diminuiria o tempo e os custos da pesquisa. Além disso, o estudo poderia compreender uma análise temporal dos cultivos da bacia e, a partir disso, se estabelecer as melhores épocas para aplicação do dejetos suíno no solo.

No sentido de uma continuidade do estudo, é necessário realizar o acompanhamento dos teores de P, Cu e Zn na água do escoamento superficial, permitindo assim definir com melhor clareza as épocas e as áreas críticas para aplicação de dejetos suínos no solo. Para uma maior acurácia da pesquisa também poderia ser incluso no índice de vulnerabilidade um critério relacionado à saturação do solo por P, Cu e Zn, como exemplo, as isotermas de Langmuir ou Koski-Vähälä & Hartikainen, além da cinética de dessorção de elementos, como proposto por Figueiredo et al. (2005).

Em relação aos resultados da vulnerabilidade a P, Cu e Zn encontrados, recomenda-se a adoção de sistemas conservacionistas nas áreas, como o sistema plantio direto (SPD) com rotação de culturas e produção de quantidades mínimas de matéria seca, em torno de $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (CAMARGO; PIZA, 2007; TARTARI et al., 2012), e que proporcionem índice de cobertura vegetal satisfatório (CARDOSO et al., 2012). Isso influenciaria na diminuição da erosão hídrica e, conseqüentemente, do arraste de elementos químicos para os corpos d'água, além do incremento de matéria orgânica, que contribui para a adsorção e a complexação dos elementos químicos. Porém, em áreas sob aplicação de altas doses de dejetos líquidos de suínos é necessário uma

análise criteriosa, onde ocasionalmente deve ser realizado o revolvimento da camada superficial para evitar o selamento do solo.

Por último, é necessário uma maior conscientização dos agricultores sobre os riscos oferecidos pela aplicação de dejetos líquidos de suínos no solo, o que poderia ser realizado através de cursos de capacitação e oficinas. A aplicação dos dejetos suínos deve ser realizada de uma maneira menos precária, seguindo as recomendações técnicas existentes, sendo o excedente levado para áreas da bacia com baixas ou nenhuma aplicação de dejetos suínos no solo.

O conhecimento sobre as perdas de solo e de elementos químicos por erosão e escoamento superficial torna-se uma necessidade básica e permanente na agricultura, pois possibilita a elaboração de planejamentos do uso do agroecossistema. Desta maneira, o esclarecimento desses fatos através de estudos ambientais detalhados de áreas com problemas intrínsecos assegurará avanços na preservação e da melhor qualidade de vida destes locais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACHIBA, W. B.; GABTENI, N.; LAKHDAR, A.; DU LAING, G.; VERLOO, M.; JEDIDI N.; GALLALI, T. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 130:156–163, 2009.
- ADELI, A.; BOLSTER, C. H.; ROWE, D. E.; MCLAUGHLIN, M. R.; BRINK, G. E. Effect of long-term swine effluent application on selected soil properties. *USDA, ARS Soil science*, 173:223-235, 2008.
- AGÜNDEZ, J. A. P.; YIMAM, E.; RAUX, P.; REY-VALETTE, H.; GIRARD, S. Modeling economic vulnerability: As applied to microbiological contamination on the Thau Lagoon shellfish farming industry. *Marine Policy*, 46 143–151, 2014.
- AKINCI, H.; ÖZALP, A. Y.; TURGUT, B. Agricultural land use suitability analysis using GIS and AHP technique. *Computers and Electronics in Agriculture*, 97:71–82, 2013.
- AKMAL, M.; JANMING, X.; ZHAOJUN, L.; HAIZHEN, W.; HUAIYING, Y. Effects of lead and cadmium nitrate on biomass and substrate utilization pattern of soil microbial communities. *Chemosphere*, 60: 508-514, 2005.
- ALAOUI-SOSSÉ, B.; GENET, P.; VINIT-DUNAND, F.; TOUSSAINT, M. R.; EPRON, D.; BADOT, P. M.; Effect of copper on growth in cucumber plants (*Cucumis sativus*) and its relationships with carbohydrate accumulation and changes in ion contents *Plant Science*, 166:1213-1218, 2004.
- ALLEN, B.L. & MALLARINO, A.R. Effect of liquid swine manure rate, incorporation, and timing of rainfall on phosphorus loss with surface runoff. *J. Environ. Qual.*, 37:125-137, 2008.
- ALTIERI, M. Bases científicas para uma agricultura sustentável. Montevideo: Nordan Comunidad, 1999. 315 p.
- ARAÚJO, W. S.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; MAZUR, N.; GOMES, P. C. RELAÇÃO ENTRE ADSORÇÃO DE METAIS PESADOS E ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DE CLASSES DE SOLO DO BRASIL. *R. Bras. Ci. Solo*, 26:17-27, 2002.

- ARS-USDA (Agricultural Research Service). Predicting Soil Erosion by Water: A guide to conservation planning with the revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Agriculture Handbook, 703:1-23, 1994.
- ASAE. Manure production and characteristics. St Joseph: Agricultural Sanitation and Waste Management Committee, 1993.
- ASENSIO, V.; VEGA, F. A.; SINGH, B. L.; COVELO, E. F. Effects of tree vegetation and waste amendments on the fractionation of Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in polluted mine soils. *Science of The Total Environment*, 443:446-453, 2013.
- ATSDR-AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. Toxicological profile for copper and zinc. Disponível em < <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>>. Acessado em 5 de setembro de 2013.
- BARBALHO, M. G. S.; CAMPOS, A. B. Vulnerabilidade natural dos solos e águas do estado de goiás à contaminação por vinhaça utilizada na fertirrigação da cultura de cana-de-açúcar. *B.goiano.geogr*, 30:155-170, 2010.
- BARBETTA, P.A. Estatística aplicada às ciências sociais. 5º ed. Florianópolis: UFSC, 2005. 340p.
- BARROW, N.J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. *Journal Soil Science*. v.34, p.733-750, 1983.
- BASEGGIO, J.; CARAMORI, T. B. A.; SORIAN, R. R. SIG para mapeamento do uso do solo, com ênfase nas áreas de cobertura vegetal nativa e recursos hídricos, alto Coxim, MS. Anais 1º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Campo Grande, Brasil, 11-15 novembro 2006, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p.312-320.
- BATJES, N. H. Mapping of soil and terrain vulnerability to specified Chemical compounds in europe at a scale of 1:5 m. Proceedings of an international Workshop held at Wageningen, Netherlands, 1991, 13p.
- BECK, M. A.; SANCHES, P. A. Soil phosphorus fraction dynamics during 18 years of cultivation on a typic paleudult. *Soil Science*, 34:1424-1431, 1994.
- BELGIU, M.; DRĂGUT, L. Comparing supervised and unsupervised multiresolution segmentation approaches for extracting buildings

- from very high resolution imagery. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 96:67–75, 2014.
- BELLI F^o, P.; CASTILHOS JR., A. B.; COSTA, R. H. R.; SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 5:166-170, 2001.
- BENETTO E.; DUJET, C.; ROUSSEAUX, P. Integrating fuzzy multicriteria analysis and uncertainty evaluation in life cycle assessment. *Environmental Modelling & Software*, 23:1461–1467, 2008.
- BENGTSSON, H.; ALVENÄS, G.; NILSSON, S. I.; HULTMAN, B.; I. ÖBORN, I. Cadmium, copper and zinc leaching and surface run-off losses at the O^o jebyn farm in Northern Sweden—Temporal and spatial variation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113:120–138, 2006.
- BERENGUER, P.; CELA, S.; SANTIVERI, F.; BOIXADER, J.; LLOVERAS, J. Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. *Agronomy Journal*, 100: 1056-1061, 2008.
- BERTOL, I.; COGO, N. P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J. C.; AMARAL, A. J. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:133-142, 2007
- BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J. C.; RITTER, S. R. Erosão hídrica de um Nitossolo Háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II – Perdas de nutrientes e carbono orgânico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28:1045-1054, 2004.
- BERTOL, I.; SCHICK J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator c para milho e aveia em rotação com outras culturas em três tipos de preparo de solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 26:545-552, 2002
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. *Conservação do solo*. 4. ed. São Paulo: Ícone, 1999. 355p.
- BERWANGER, A. L. Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com aplicação de dejetos líquidos de suínos. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2006. 102p. (Tese de Mestrado).
- BHADHA, J. H.; DAROUB, S. H.; LANG, T. A. Effect of kinetic control, soil:solution ratio, electrolyte cation, and others, on

- equilibrium phosphorus concentration. *Geoderma*, 173-174:209–214, 2012.
- BOJÓRQUEZ-TAPIA, L. A.; CRUZ-BELLO, G. M.; LUNA-GONZÁLEZ, L.; JUÁREZ, L.; ORTIZ-PÉREZ, M. A. V-DRASTIC: Using visualization to engage policymakers in groundwater vulnerability assessment. *Journal of Hydrology*, 373:242–255, 2009.
- BONAZZI, G.; CORTELLINI, L.; PICCININI, S. Presenza di rame e zinco nei liquami suinicoli e rischio di contaminazione dei suoli. *L'Informatore Agrario*, 36:55–59, 1994.
- BOROUSHAKI, S. & MALCZEWSK, J. Using the fuzzy majority approach for gis-based multicriteria group decision-making. *Computers & Geosciences*, 36:302–312, 2010.
- BRADL, H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *J Colloid Interface Sci* 277:1-18, 2004.
- BRAUCH, H. G. Treats, challenges, vulnerabilities and risks in environmental and human security. Bonn: SOURCE (Studies of the University: research, counsel, education)/UNU-EHS, n. 1, 2005.
- BREY, J. J.; CONTRERAS I.; CARAZO A. F.; BREY R.; HERNÁNDEZ-DÍAZ, A. G.; CASTRO, A. Evaluation of automobiles with alternative fuels utilizing multicriteria techniques. *Journal of Power Sources*, 169:213–219, 2007.
- BRITO, I. P. F. S.; SOUZA, J. R. A. ; LACERDA, J. J. J.; MAIA, R. S. ; SANTOS, S. N.; JÚNIOR, V.C. Impactos Ambientais da Agricultura na região Ruaral-Urbana do município de Vitória da Conquista - BA. In: 58° Reunião Anual da SBPC, 2006, Florianópolis - SC. Anais... Anais da 58° Reunião Anual da SBPC, 2006.
- BROOKES, D. C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils*, v. 19, p. 269-279, 1995.
- BRUNETTO, G.; VENTURA, M.; SCANDELLARI, F.; CERETTA, C. A.; KAMINSKI, J; MELO, G. W. B.; TAGLIAVINI, M.. Nutrients release during the decomposition of mowed perennial ryegrass and white clover and its contribution to nitrogen nutrition of grapevine. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 90:299-308, 2011.
- BUCHANAN, B. P.; ARCHIBALD, J. A.; EASTON, Z. M.; SHAW, S. B.; SCHNEIDER, R. L.; WALTER, M. T. A phosphorus index that

- combines critical source areas and transport pathways using a travel time approach. *Journal of Hydrology*, 486:123–135, 2013.
- CAMARGO, R.; PIZA, R. J. Produção de biomassa de plantas de cobertura e efeitos na cultura do milho sob sistema plantio direto no município de passos, MG. *Bioscience Journal*, v. 23, p. 76-80, 2007.
- CAMPOS, M. L.; GUILHERME, L. R. G.; LOPES, R. S.; ANTUNES, A. S.; MARQUES, J. J. G. S. M.; CURI, N. Teor e capacidade máxima de adsorção de arsênio em latossolos brasileiros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31:1311-1318, 2007.
- CARDONA, O. D. The need for rethinking the concept of vulnerability and risk from a holistic perspective: A necessary review and criticism for effective risk management”, in *Mapping Vulnerability: Disasters, development and people*, Bankoff, G.; Frenks, G.; Hilhorst, D. Eartscan Publishers, 2003.
- CARDONA, O. La necesidad de repensar de manera holística los conceptos de vulnerabilidad y riesgo. Una crítica y una revisión necesaria para la gestión. 2001. Disponível em: <<http://www.desenredando.org/public/articulos/index.html>>. Acessado em: 09 março 2012.
- CARDOSO, D. P.; SILVA, M. L. N.; CARVALHO, G. J.; FREITAS, D. A. F.; AVANZ J. C. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, 16:632–638, 2012.
- CARDOSO, D. P.; SILVA, M. L. N.; CARVALHO, G. J.; FREITAS, D. A. F.; AVANZ J. C. Espécies de plantas de cobertura no condicionamento químico e físico do solo. *Rev. Bras. Ciênc. Agrár. Recife*, 8:375-382, 2013.
- CASALI, C. A.; MOTERLE, D. F.; RHEINHEIMER, D. S.; BRUNETTO, G.; CORCINI, A. L. M.; KAMINSKI, J.; MELO, G. W. D. de. Formas e desorção de cobre em solos cultivados com videira na Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul. *Rev. Bras. Ciênc. Solo.*, 32:1479-1487, 2008.
- CASTRO, L.G.; COGO, N.P. & VOLK, L.B.S. Alterações na rugosidade superficial do solo pelo preparo e pela chuva em solo com cessamento de cultivo, na ausência e na presença de cobertura por resíduo cultural, e sua relação com a erosão hídrica. *R. Bras. Ci. Solo*, 30:339-352, 2006.

- CATEN, A. T.; MINELLA, J. P. G.; MADRUGA, P. R. A. Desintensificação do uso da terra e sua relação com a erosão do solo. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, 16:1006–1014, 2012.
- CATTANI, I.; FRAGOULIS, G.; BOCCELLI, R.; CAPRI, E. Copper bioavailability in the rhizosphere of maize (*Zea mays* L.) grown in two Italian soils. *Chemosphere*, 64:1972–1979, 2006.
- CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejeito líquido de suínos: I-Perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. *Ciência Rural*, 35:1296-1304, 2005.
- CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 38:729- 735, 2003.
- CERETTA, C. A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, EGATIBONI, L. C.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 45:593-602, 2010.
- CETESB-COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas. São Paulo, 2005.
- CETINA, B.; AYDILEK, A. H. pH and fly ash type effect on trace metal leaching from embankment soils. *Resources, Conservation and Recycling* 80:107–117, 2013.
- CHAMBERS, R. Editorial Introduction: Vulnerability, Coping and Policy *IDS Bulletin*. 20:1–7, 1989.
- CHANTAWONG, V.; HARVEY, N. W.; BASHKIN, V. N. Comparison of Heavy Metal Adsorptions by Thai Kaolin and Ballclay. *Water, Air, & Soil Pollution*. 148:111-125, 2003.
- CHEN, Y. X.; CHEN, H. L.; XU, Y. T.; M.; SHEN W. Irreversiblesorption of pentachlorophenol to sediments: experimental observations. *Environment International* 30:31–37, 2004.
- CINELLI, M.; COLES, S. R.; KIRWAN, K. Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. *Ecological Indicators* 46:138–148, 2014.
- COELHO, B. B.; MURRAY, R.; LAPEN, D.; TOPP, E.; BRUIN, A. Phosphorus and sediment loading to surface waters from liquid

- swine manure application under different drainage and tillage practices. *Agricultural Water Management*, 104:51-61, 2011.
- COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:743-753, 2003.
- Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. SBCS/NRS, Porto Alegre, 2004.
- CONAMA – conselho nacional do meio ambiente. Resolução n° 430, sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, 13 de maio de 2011.
- CONDE, P.; RUBÍ, J. A. M.; BALLESTA, R. J. Chemical vulnerability of red soils in La Mancha (Central Spain). *Science of the Total Environment*, 378:228–232, 2007.
- CONDON, L. M.; GOH, K. M. Effects of long-term phosphatic fertilizer applications on amounts and forms of phosphorus in soils under irrigated pasture in New Zealand. *J. Soil Sci.*, 40:383-395, 1989.
- CONFORTI, M.; BUTTAFUOCO, G.; LEONE, A. AUCELLI, P.; P. P.C.; ROBUSTELLI, G.; SCARCIGLIA, F. Studying the relationship between water-induced soil erosion and soil organic matter using Vis–NIR spectroscopy and geomorphological analysis: A case study in southern Italy. *Catena*, 110:44–58, 2013.
- CONTE, E.; ANGHINONI, I. & RHEINHEIMER, D.S. Frações de fósforo acumuladas em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:893-900, 2003.
- CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; PAGANINI, W. S.; GUERRINI, I. A. Disponibilidade de metais pesados em latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43:411-419, 2008.
- CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal Environmental Quality*, 27:261-266, 1998.
- CORTELLINI, L.; PICCININI, S. Determinazione delle caratteristiche chimiche dei reflui zootecnici. In: *Manuale per la Gestione e l'Utilizzazione Agronomica dei Reflui Zootecnici*, 27–42. 1993.
- COSTA, A. N.; POLIVANOV, H; ALVES, M.G.; RAMOS, D. P. Multicriterial analysis in the investigation of favorable areas for

- edifications with shallow and deep foundations in the Municipality of Campos dos Goytacazes — Rio de Janeiro, Brazil. *Engineering Geology*, 123:149–165, 2011.
- COUTO, R. R.; COMIN, J. J.; BEBER, C. L.; URIARTE, J. F.; BRUNETTO, G.; BELLI FILHO, P. Atributos químicos em solos de propriedades suinícolas submetidos a aplicações sucessivas de dejetos de suínos no município de Braço do Norte, Santa Catarina. *Scientia Agraria*, 11:493-497, 2010.
- COUTO, R. R.; COMIN, J. J.; SOARES, C. R. F. S.; BELLI FILHO, P.; BENEDETTI, M. P.; BRUNETTO, G.; BEBER, C. L. Microbiological and chemical attributes of a Hapludalf soil with swine manure fertilization. *Pesq. agropec. bras.*, 48:774-782, 2013.
- COVELO, E. F.; VEGA, F. A.; ANDRADE, M. L. Competitive sorption and desorption of heavy metals by individual soil components. *Journal of Hazardous Materials*, 140:308-315, 2007.
- CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma*, Amsterdam, 64:197-214, 1995.
- CROUÉ, J. P.; BENEDETTI, M. F.; VIOLLEAU, D.; LEENHEER, J. A. Characterization and copper binding of humic and nonhumic organic matter isolated from the south platte river: Evidence for the presence of nitrogenous binding site. *Environ Sci Technol* 37:328–336, 2003.
- DAL BOSCO, S. M.; JIMENEZ, R. S.; CARVALHO, W. A. Aplicação da zeólita natural esolecita na remoção de metais pesados de efluentes industriais: competição entre os cátions e processo de dessorção. *Eclética Química*, 29:47-56, 2004.
- DANIELA DUCCI, D.; SELLERINO, M. Vulnerability mapping of groundwater contamination based on 3D lithostratigraphical models of porous aquifers. *Science of the Total Environment*, 447:315–322, 2013.
- DAROUB, S. H.; PIERCE, F. J.; ELLIS, B. G. Phosphorus fractions and fate of phosphorus-33 in soils under plowing and no-tillage. *Soil Science Society of American Journal*, 64:170-176, 2000.
- DERIVAUX, S.; FORESTIER, G.; WEMMERT, C.; LEFÈVRE, S. Supervised image segmentation using watershed transform, fuzzy classification and evolutionary computation. *Pattern Recognition Letters*, 31:2364–2374, 2010.

- DESAULES, A. The soil vulnerability mapping project for Europe (SOVEUR): Methodological considerations with reference to conditions in Switzerland. In: *MAPPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M*, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 23-29.
- DESTRO, G. F. G; CAMPOS, S. Implantação de Reservas Legais: uma nova perspectiva na conservação dos recursos naturais em paisagem rural. *Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental*, 14:887-895, 2010.
- DICK, W.A. & TABATABAI, M.A. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. *J. Environ. Qual.*, 6:82-85, 1977.
- DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C.; Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002.
- DOLGEN, D.; ALPASLAN, M. N.; DELEN, N.; Agricultural recycling of treatment-plant sludge: a case study for a vegetable-processing factory. *J. Environ. Manage.* 84:274-281, 2007.
- DONJADEE, S.; CHINNARASR, C. Effects of rainfall intensity and slope gradient on the application of vetiver grass mulch in soil and water conservation. *International Journal of Sediment Research*, 27:168-177, 2012.
- EGER, H. Disaster risk management as integrated tool for sustainable resource management in rural áreas: experiences from Peru. in: *International soil conservation conference*, 12., 2002, Beijing. 2002. Disponível em: <<http://www.tucson.ars.ag.gov/isco/isco12/volume1/DisasterRiskManagement.pdf>> Acesso em: 24 abril. 2012.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.
- EMBRAPA. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Centro Nacional de pesquisas de solo, Rio de Janeiro, 2013. 353 p.
- EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. [Dados meteorológicos]. CIRAM, Florianópolis, 2014.
- FANGUEIRO, D.; BERMOND, A.; SANTOS, E.; CARAPUÇA, H. & DUARTE, A. Kinetic approach to heavy metal mobilization

- assessment in sediments: Choose of kinetic equations and models to achieve maximum information. *Talanta*, 12:844-857, 2005.
- FANGUEIRO, D.; BERMOND, A.; SANTOS, E.; CARAPUÇA, H.; DUARTE, A. Kinetic approach to heavy metal mobilization assessment in sediments: choose of kinetic equations and models to achieve maximum information. *Talanta*, 12:844-857, 2005.
- FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina – Instrução Normativa 11. 2001. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br>. Acessado em: 15 mai. 2009.
- FENG, W.; YANLI, L.; YAN, X.; ZHENGUO, S.; YAHUA, C. Copper contamination of soils and vegetables in the vicinity of Jiuhuashan copper mine, China. *Environ. Earth Sci.*, 64:761–769, 2011.
- FERNANDEZ, F. A. S. O poema imperfeito: crônicas de Biologia, conservação da natureza, e seus heróis. 2. ed. Curitiba: UFPR, 2004.
- FERNÁNDEZ-CALVIÑO D, PATEIRO-MOURE M, NÓVOA-MUÑOZ JC, GARRIDO-RODRIGUES B, ARIAS-ESTÉVEZ M. Zinc distribution and acid–base mobilisation in vineyard soils and sediments. *Sci. Total Environ.*, 414:470-479, 2012.
- FERREIRA, N. C. Apostila de sistema de informações geográficas. Centro Federal de Educação Tecnológica de Goiás – Sistemas de Informações Geográficas. 2006, 113 p.
- FILGUEIRAS, A.V.; LAVILLA, I.; BENDICHO, C. Evaluation of distribution, mobility and binding behaviour of heavy metals in surficial sediments of Louro River (Galicia, Spain) using chemometric analysis: a case study. *Science of the Total Environment*, 330:115–129. 2004.
- FLYNN, R.; SPORCIC, M.; SCHEFFE, L. Phosphorus assessment tool for New Mexico. U.S. Albuquerque: Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service (NRCS), Technical Note Agronomy-57. Publications Distribution Center, NRCS, 2000. 4p.
- FREITAS, A. L. P.; TREVIZANO, W. A.; COSTA, H. G. Uma abordagem multicritério para problemas decisórios com múltiplos grupos de avaliadores. *Investigação Operacional*, 28:133-149, 2008.
- GAMA-RODRIGUES, A. C.; SALES, M. V. S.; SILVA, P. S. D.; COMERFORD, N. B.; CROPPER, W. P. GAMA-RODRIGUES, E. F. An exploratory analysis of phosphorus transformations in tropical soils using structural equation modeling. *Biogeochemistry*, 118:1-3, 453-469, 2014.

- GANGLOFF, S.; STILLE, P.; PIERRET, M. C.; WEBER, T.; CHABAUX, F. Characterization and evolution of dissolved organic matter in acidic forest soil and its impact on the mobility of major and trace elements (case of the Strengbach watershed). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 130:21–41, 2014.
- GAO, L.; JIANMIN, M.; ZHOU, J. M.; YANG, H.; CHEN, J. Phosphorus fractions in sediment profiles and their potential contributions to eutrophication in Dianchi Lake. *Environmental Geology*, 48:835-844, 2005.
- GARFÍ, M.; FERRER-MARTÍ, L.; BONOLI, A.; TONDELLI, S. Multi-criteria analysis for improving strategic environmental assessment of water programmes. A case study in semi-arid region of Brazil. *Journal of Environmental Management*, 92:665-675, 2011.
- GATIBONI, L. C. Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas. Santa Maria, 2003. 231f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, 2003.
- GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de santa Catarina. *BOLETIM TÉCNICO. CAV- UDESC*, 2014.
- GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. dos S.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 32:1753–1761, 2008
- GESSEL, P.D.; HANSEN, N.C.; MONCRIEF, J.F.; SCHMITT, M.A. Rate of fall-applied liquid swine manure: Effects on runoff transport of sediment and phosphorus. *J. Environ. Qual.*, 33:1839-1844, 2004.
- GILLES, L.; N. P. COGO, N. P.; BISSANI, C. A.; BAGATINI, T.; PORTELA, J. C. Perdas de água, solo, matéria orgânica e nutriente por erosão hídrica na cultura do milho implantada em área de campo nativo, influenciadas por métodos de preparo do solo e tipos de adubação. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1427-1440, 2009.
- GIROTTO, E. Cobre e Zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquidos de suíno. 2007. 121 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.
- GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D. R. SILVA, L. S.; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F. VIEIRA, R. C. B.; SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após

- aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. R. Bras. Ci. Solo, 34:955-965, 2010a.
- GIROTTI, E.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R.; BRUNETTO, G.; ANDRADE, J. G.; ZALAMENA, J. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. Ciência Rural, Santa Maria, 40:1948-1954, 2010b.
- GLIESSMAN, S.R. Agroecologia: Processos Ecológicos em Agricultura Sustentável. Porto Alegre: Editora da Universidade, 2 ed, 2001, 653 p.
- GOMES, A. V. Potencial de geração de energia através da Gestão dos dejetos na suinocultura na sub-bacia Hidrográfica do rio Coruja/Bonito em Braço do Norte/SC. 2009. 63f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Centro tecnológico, Universidade federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.
- GOMES, E. G.; LINS, M. P. E.; SOARES, M.; MELLO, C.C.B. Seleção do melhor município: integração SIG-Multicritério. Investigação Operacional, 22:59-85, 2002.
- GOMES, L. F. M.; MOREIRA, A. M. M. Da informação à tomada de decisão: agregando valor através dos métodos multicritério. RECITEC, 2:117-139, 1998.
- GOMES, P. C.; FONTES, M. P. F.; SILVA, A. G.; MENDONÇA, E. S.; ANDRÉ R.; NETTO, A. R. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. Soil. Soil Sci. Soc. Am. J., 65:1115-1121, 2001.
- GONÇALVES, A. C. A.; FOLEGATTI, M. V.; MATA, J. D. V. Análises exploratória e geoestatística da variabilidade de propriedades físicas de um Argissolo Vermelho. Acta Scientiarum, 23:1149-1157, 2001.
- GOSMANN, H. A.; BELLI, P.; CASTILHOS, A. B.; PERDOMO, C. C. Manejo dos dejetos de suínos com bioesterqueira e esterqueira convencional. In: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Trabalhos técnicos. Rio de Janeiro, ABES, 1997. p. 8.
- GRECO, S.; MATARAZZO, B.; SLOWIŃKI, N. R. Axiomatic characterization of a general utility function and its particular cases in terms of conjoint measurement and rough-set decision rules. Eur. J. Oper. Res. 158:271–292, 2004.

- GUARDINI, R.; COMIN, J. J.; SCHIMTT, D. E.; TIECHER, T.; BENDER, M. A.; RHEINHEIMER, D. S.; MEZZARI, C. P.; B. S. OLIVEIRA; GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G. Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 93:215-225, 2012a.
- GUARDINI, R.; COMIN, J. J.; SANTOS, D. R.; GATIBONI, L. C.; TIECHER, T.; SCHMITT, D.; BENDER, M. A.; BELLI FILHO, P.; OLIVEIRA, P. A. V.; BRUNETTO, G. Phosphorus accumulation and pollution potential in a hapludult fertilized with pig manure. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, v.36, n.4, 2012b.
- GUDIMOV, A., STREMILOV, S., RAMIN, M., ARHONDITSIS, G. B. Eutrophication risk assessment in Hamilton Harbour: system analysis and evaluation of nutrientloading scenarios. *J. Great Lakes Res.*, 36:520-539, 2010.
- HALE, B.; EVANS, L.; LAMBERT, R. Effects of cement or lime on Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn mobility in field-contaminated and aged soils. *J. Hazard Mater.*, 199-200:119-27, 2012.
- HAYASHI, K. Multicriteria analysis for agricultural resource management: A critical survey and future perspectives. *European Journal of Operational Research*, 122:486-500, 2000.
- HEATWAITE, A. L.; SHARPLEY, A. L.; GBUREK, W. J. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scale. *J. Environ. Qual.*, 29:158-166, 2000.
- HECKRATH, G.; BROOKES, P. C.; POULTON, P. R.; GOULDING, K. W. T. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality*, Stanford, 24: 904-910, 1995.
- HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal*, 46:970-976, 1982.
- HENN, A.; BELLI, P.; PHILIPPI, L. S. Comportamento de partida e avaliação de um sistema de tratamento e armazenamento de dejetos suínos em uma pequena propriedade rural no município de Braço do Norte-SC. In: XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES, 23., 2005, Campo Grande. Anais... Campo Grande: 2005. 1 CD ROM.

- HODGKINSON, R. A.; CHAMBERS, B. J.; WITHERS, P. J. A.; CROSS, R. Phosphorus losses to surface waters following organic manure applications to a drained clay soil. *Agric. Water Manage.* 57:155-173, 2002.
- HOODA, P. S.; EDWARDSB, A. C.; ANDERSONB, H. A.; MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *Sci. Total Environ.*, 250:143-167, 2000.
- HOUNTIN, J. A.; KARAM, A.; COUILLARD, D.; CESCAS, M. P. Use of a fractionation procedure to assess the potential for phosphorus movement in a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization. *Agriculture Ecosystem Environmental*, 78:77-84, 2000.
- HSEU, Z. Y. Extractability and bioavailability of zinc over time in three tropical soils incubated with biosolids. *Chemosphere*, 63:762-771, 2006.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico de pedologia. Rio de Janeiro, 2.ed., 2007. 316p.
- JHA, M. K.; CHOWDHURY, A.; CHOWDARY, V. M.; PEIFFER, S.; Groundwater management and development by integrated remote sensing and geographic information systems: prospects and constraints. *Water Resour. Manage.*, 21:427–467, 2007.
- JIAN, Y.; PEIJUN, L.; YUHONG H. A multi-band approach to unsupervised scale parameter selection for multi-scale image segmentation. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 94:13–24, 2014.
- KATSEV, S. TSANDEV, I.; L'HEUREUX, I.; RANCOURT, D. G. Factors controlling long-term phosphorus efflux from lake sediments: exploratory reactive-transport modeling. *Chemical Geology*, Toulouse, 234:127- 147, 2006.
- KIEHL, E.J. Manual de edafologia: relações solo-planta. São Paulo: Ceres, 1979. 261 p.
- KIM, Y. E CHUNG, E. S. Fuzzy VIKOR approach for assessing the vulnerability of the water supply to climate change and variability in South Korea. *Applied Mathematical Modelling*, 37:9419–9430, 2013.
- KISTEMANN, T.; DANGENDORF, F.; SCHWEIKART, J. New perspectives on the use geographical information system (GIS) in environmental health sciences. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 205:169-181, 2002.

- KRIEGER, M. G.; MACIEL, A. M. B.; ROCHA, J. C. C.; FINATTO, M. J. B.; BEVILACQUA, C. R. Dicionário de direito ambiental. 2^a ed. Porto Alegre: Lexikon, 2008.
- KRUEGER, T., TAYLOR, G.; FERRIER, M. Effluent at work. Calala Lane, 211 P., (Australian Pig Housing Series), 1995.
- KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology*, 100:5485–5489, 2009.
- KUPERMAN, R. G.; CARREIRO, M. M. Soil heavy metal concentrations, microbial biomass and enzyme activities in a contaminated grassland ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*, 29:179-190. 1997.
- L'HERROUX, L.; LE ROUX, S.; APPRIOU, P.; MARTINEZ, J. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). *Environ. Poll.*, 97:119-130, 1997.
- LAKE, B. A.; COOLIDGE, K. M.; NORTON, S. A.; AMIRBAHMAN, A. Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes. *Science of the Total Environment*, 373:534-541, 2007.
- LARGUECHE, F. Z. B. Estimating soil contamination with kriging interpolation method. *American Journal of Applied Sciences*, 3:1894–1898, 2006.
- LEE, G.; JUN, K. S.; CHUNG, E. S. Robust spatial flood vulnerability assessment for Han River using fuzzy TOPSIS with a-cut level set. *Expert Systems with Applications*, 41:644–654, 2014.
- LEITE, M. H. S.; COUTO, E. G.; AMORIM, R. S. S.; COSTA, E. L.; MARASCHIN, L. Perdas de solo e nutrientes num latossolo Vermelho-amarelo árico típico, com Diferentes sistemas de preparo E sob chuva natural. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:689-699, 2009.
- LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*, 6:483-486, 1993.
- LI, Y. L.; HALL, K.; YUAN, Y.; MATTU, G.; MCCALLUN, D.; CHEN, M. Mobility and bioavailability of trace metals in the water-sediment system of the highly urbanized brunette watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*, 197:249–266, 2009.

- LIESKE, D. J.; FIFIELD, D. A.; GJERDRUM, C. Maps, models, and marine vulnerability: Assessing the community distribution of seabirds at-sea. *Biological Conservation*, 172:15–28, 2014.
- LIN, Y. P.; CHENG, B. Y.; CHU, H. J.; CHANG, T. K.; YU, H. L. Assessing how heavy metal pollution and human activity are related by using logistic regression and kriging methods. *Geoderma* 163:275–282, 2011.
- LINNIK, P. M.; ZUBENKO, I. B. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds. *Lakes Reser.: Res. Manag.*, 5:11-21, 2000.
- LINQUIST, B. A.; SINGLETON, P. W.; CASSMAN, K. G. Inorganic and organic phosphorus dynamics during a build-up decline of available phosphorus in a ultisol. *Soil Science*, Baltimore, 162:254-264, 1997.
- LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. *Bragantia*, Campinas, 51:189-196, 1992.
- LOURENÇO, W. R.; MARTINS, A. C. G.; ROVEDA, S. R. M. M.; ROVEDA, J. A. F.; LANDIM, P. M. B. Análise ambiental de dados geográficos, IN: Meio Ambiente e Sustentabilidade. ROSA, A. H. R.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. Porto Alegre, Bookman, 2012. 213 p.
- LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; GIROTTO, E.; LORENSINI, F.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G.; BRUNETTO, G. Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. *R. Bras. Ci. Solo*, 37:157-167, 2013.
- LOURES, A. P. S.; SOARES, A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; PEREIRA, O. G. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, 10:706–714, 2006.
- MAKROPOULOS, C.K.; BUTLER, D. Spatial ordered weighted averaging: incorporating spatially variable attitude towards risk in spatial multi-criteria decision-making. *Environmental Modelling & Software* 21:69-84, 2006.
- MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum Maringá*, 24:1335-1340, 2002.

- MANTOVI, P.; BONAZZI, G.; MAESTRI, E.; MARMIROLI, N. Accumulation of copper and zinc from liquid manure in agricultural soils and crop plants. *Plant and Soil*, 250:249–257, 2003.
- MAPA-Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Projeções do Agronegócio*. Brasília, 2013. 96p.
- MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A. Acumulação de cobre e zinco em tecidos do feijoeiro em relação com o extraído do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9: 92-98, 2005.
- MARTÍNEZ- CARBALLO, E., GONZÁLEZ- BARREIRO, C., SCHARF, S., GANS, O., Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria. *Environ. Pollution*, 148:570–579, 2007.
- MARTINS FILHO, M. V.; LICCIOTTI, T. T.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J.;SANCHEZ, R. B. Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. *Engenharia Agrícola*, 29:8-18, 2009
- MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A.; & CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com Lodo de esgoto, com e sem calcário. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:563-574, 2003
- MATTIAS, J. L. Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina. 2006. 165 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.
- McBRATNEY, A. B., MINASNY, B., CATTLE, S.R., VERVOORT, R.W. From pedotranfer functions to soil inference systems. *Geoderma*, Amsterdam, 109:41-73, 2002.
- McBRATNEY, A. B., MINASNY, B., VISCARRA ROSSEL, R. A. Spectral soil analysis and inference systems: A powerful combination for solving the soil data crisis. *Geoderma*, 136:272-278, 2006.
- LAGACHERIE, P.; LEGROS, J. P.; BURFOUGH, P. A. A soil survey procedure using the knowledge of soil pattern established on a previously mapped reference area. *Geoderma*, 65:283-301, 1995.
- McBRATNEY, A. B.; SANTOS, M. L. M.; MINASNY, B. On digital soil mapping. *Geoderma*, 117:3-52, 2003.
- McBRIDE M. B. *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press, New York, 1994, 416p.

- McBRIDE, M.; SAUVÉ, S.; HENDERSHOT, W. Solubility control of Cu, Zn, Cd e Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*, 48:337-346, 1997.
- McDOWELL, R.; SHARPLEY, A.N. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. *Sci. Total Environ.*, 278:113-125, 2001.
- MEDINA J. Valoracion del Desarrollo Local Mediante Tecnicas de Decision Multicriterio. Tercer Encuentro Internacional Sobre Desarrollo Local en un Mundo Global . Departamento de Economia Aplicada Universidad de Extremadura . Badajoz, España, 2006.
- MICHAELIS. Dicionário on line. Disponível em: <<http://michaelis.uol.com.br/>>. Acessado em: 01 de março de 2012.
- MICHAUD, A., BRAVIN, M. N.; GALLEGUILLOS, M.; HINSINGER, P. Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ for durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. *Plant and Soil*, 298:99-111, 2007.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Safras e estoques. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/vegetal/safras-estoques>>. Visualizado em 15 de julho de 2014.
- MIRANDA, C. D. Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura. 2005. 264f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- MORAES, A. F.; HORN, A. H. Vulnerabilidade química dos solos a contaminação por chumbo, em área com extração e calcinação de calcário no estado de Minas Gerais – Brasil. *Geonomos*, 17:11 - 18, 2009.
- MORI, H. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J.; SANTOS, W. L. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquido bovino em Latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:189-198, 2009
- MÜLLER, K., TROLOVE, M., JAMES, T. K., RAHMAN, A. Herbicide loss in runoff: effects of herbicide properties, slope, and rainfall intensity. *Australian Journal of Soil Research* 42:17-27, 2004.

- MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.*, 27:31-36, 1962.
- NACHIGALL, G. R.; NOGUEIROL, R. C.; ALLEONI, L. R. F. Formas de cobre em solos de vinhedos em função do pH e da adição de cama-de-frango. *Pesq. agropec. bras.*, 42:427-434, 2007.
- NACINOVIC, M. G. G.; MAHLER, C. F.; AVELAR, A. S Soil erosion as a function of different agricultural land use in Rio de Janeiro. *Soil e Tillage Research*, 144:164–173, 2014.
- NASCIMENTO, C. W. A.; FONTES, R. L. F. Correlação entre características de latossolos e parâmetros de equações de adsorção de cobre e zinco. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:965-971, 2004.
- NELSON, N. O.; SHOBER, A. L. Evaluation of Phosphorus Indices after Twenty Years of Science and Development. *Journal of Environmental Quality*, 41:1703-1710, 2012.
- NESHAT, A.; PRADHAN, B.; DADRAS, M. Groundwater vulnerability assessment using an improved DRASTIC method in GIS. *Resources, Conservation and Recycling*, 86:74–86, 2014.
- NEUKUM, C.; E AZZAM, R. Quantitative assessment of intrinsic groundwater vulnerability to contamination using numerical simulations. *Science of the Total Environment*, 408:245–254, 2009.
- NIELSEN, M. G.; KAHL, J. S. Nutrient export from watersheds on Mt. Desert Island, Maine, as a function of land use and fire history. *Environmental Monitoring and Assessment*, 126:81-96, 2007.
- NIKROO, L., ZARE, K. M., SEPASKHAH, A. R., FALLAH, S. R. Groundwater depth and elevation interpolation by kriging method in Mohr Basin of Fars province in Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 166:387–407. 2010.
- NOBRE, R. C. M.; ROTUNNO FILHO, O. C.; MANSUR, W. J.; NOBRE, M. M. M.; COSENZA, C. A. N. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. *Journal of Contaminant Hydrology*, 94:277–292, 2007.
- NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, MG: UFV, DPS, 1999. 399p.
- OGIYAMA, S.; SAKAMOTO, K.; SUZUKI, H.; USHIO, S.; ANZAI, T.; INUBUSHI, K. Accumulation of Zinc and Copper in an Arable Field after Animal Manure Application. *Soil Science and Plant Nutrition*, 51:801-808, 2005.

- OLIVEIRA, P. A. V. A escolha do sistema para o manejo dos dejetos de suínos uma difícil decisão. Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC), 2000. Disponível em: www.cnpa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf. Acessado em: 4 de agosto de 2010.
- OLIVEIRA, P. A. V. de. (Coord). Manual de manejo e utilização de dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, Documentos, 27, 1993. 188 p.
- OLIVEIRA, P. A. V. Uso racional da água na suinocultura. In: Curso de capacitação em práticas ambientais sustentáveis: treinamento 2002. EMBRAPA Suínos e Aves, p.63-71, 2002.
- OLIVEIRA, P. A. V., ZANUZZI, C. M. S., SOUZA, D. O. Gestão Ambiental de Propriedades Suinícolas: experiência do projeto suinocultura SC / PNMA II. Florianópolis: FATMA/Embrapa Suínos e Aves, 2006. 104 p.
- OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R.; TROGLIO, J. Lagoons for treatment of waste products from hogs: example of Coopercental. In: III IAWQ international specialist conference and workshop: Waste Stabilization Ponds: Technology and Applications, 3., 1995. João Pessoa. Anais... João Pessoa: IAWQ, 1995.
- OTABBONG, E.; PERSSON, J.; IAKIMENKO, O., SADOVNIKOVA, L. The ultuna long-term soil organic matter experiment. Plant and Soil, Dordrecht, 195:17-93, 1997.
- PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; ALVES SOBRINHO, T.; OLIVEIRA, P. T. S. DE; RODRIGUES, D. B. B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo vermelho sob sistemas de manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 35:1777-1786, 2011.
- PARHAM, J. A.; DENG, S. P.; RAUN, W. R.; JOHNSON, G. V. Long-term cattle manure application. Biol. Fert. Soil, 35:328-337, 2002.
- PARIS, P.; LUCIANER, A. Tra caratteristiche del suolo e ioni metallici cento equilibri mutevoli. Genio Rurale, 11:21-28. 1986.
- PARIZANGANEH, A.; HAJISOLTANIB, P.; ZAMANI, A. Concentration, Distribution and Comparison of Total and Bioavailable Metals in Top Soils and Plants Accumulation in Zanzan Zinc Industrial Town-Iran. Procedia Environmental Sciences, 2:167-174, 2010.
- PAYE, H. S.; MELLO, J, W, V.; ANTÔNIO, W.; ABRAHÃO, P.; FERNANDES FILHO, E. I.; DIAS, L. C. P.; CASTRO, M. L. O.; MELO, S. B.; FRANÇA, M. M. Valores de referência de qualidade

- para metais pesados em solos no estado do Espírito Santo. R. Bras. Ci. Solo, 34:2041-2051, 2010.
- PERKINS, R. G.; UNDERWOOD, G. J. C. The potential for phosphorus release across the sediment–ware interface in an eutrophic reservoir dosed with ferric sulphate. *Water Research*, 35:1399–1406, 2001.
- PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; COSTA, E. T. S.; LIMA, J. M.; MARQUES, J. J. G. S. M.; FIGUEIREDO, L. F. P. Comportamento sortivo, individual e competitivo, de metais pesados em Latossolos com mineralogia contrastante. R. Bras. Ci. Solo, 31:819-826, 2007.
- PINHO, A. P.; MATOS, A. T.; COSTA, L. M.; MORRIS, L. A.; MARTINEZ, M. A. Modelagem da retenção de herbicidas em zonas ripárias. R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental, 10:896-902, 2006.
- PINTO-COELHO, R. M.; BEZERRA-NETO, J. F.; MORAIS Jr, C. A. Efeitos da eutrofização sobre o tamanho e a biomassa do zooplâncton crustáceo em um reservatório tropical. *Braz. J. Biol.*, 65:325-338, 2005.
- PIOVESAN, R. P.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V., REISSMANN, C. B. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. R. Bras. Ci. Solo, 33:757-766, 2009.
- PIZZOL, L.; CRITTO, A.; AGOSTINI, P.; MARCOMINI, P. Regional risk assessment for contaminated sites Part 2: Ranking of potentially contaminated sites. *Environment International*, 37:1307–1320, 2011.
- POKHREL, R. M.; KUWANO, J.; TACHIBANA, S. A kriging method of interpolation used to map liquefaction potential over alluvial ground. *Engineering Geology* 152:26–37, 2013.
- PRESTON, T. M.; CHESLEY-PRESTON, T. L.; THAMKE, J. N. A GIS-based vulnerability assessment of brine contamination to aquatic resources from oil and gas development in eastern Sheridan County, Montana. *Science of the Total Environment*, 472:1152–1162, 2014.
- QUENEA K, LAMY I, WINTERTON P, BERMOND A, DUMAT C Interactions between metals and soil organic matter in various particle size fractions of soil contaminated with waste water. *Geoderma*, 149:217–223, 2009.
- RHEINHEIMER, D. S. et al. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds). *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais*. Porto Alegre:

Gênese, 1999. p.139-157.

- RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36:151-160, 2001.
- RHEINHEIMER, D. S.; CONTE, E.; ANGHINONI, I. Formas de acumulação de fósforo pela aplicação de fosfato em solo no sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27:893-900, 2003.
- RHEINHEIMER, D. S.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Ciência Rural*, 38:576-586, 2008.
- RIBEIRO, F. L.; CAMPOS, S. Vulnerabilidade à erosão do solo da região do Alto Rio Pardo, Pardinho, SP. *Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental*, 11:628-636, 2007.
- ROBERTSON, W.O. Intoxicação crônica: Metais e outros oligoelementos. In: GOLDMAN, L. & AUSIELLO, D. Cecil: Tratado de medicina interna. 22.ed. Rio de Janeiro, Elsevier, 2005. 1280p.
- ROBOREDO, M.; FANGUEIRO, D.; LAGE, S. COUTINHO, J. Phosphorus dynamics in soils amended with acidified pig slurry and derived solid fraction. *Geoderma*, 189–190:328–333, 2012.
- ROCHA, J. V.; LOMBARDI NETO, F.; BACELAR, A. A. A. Metodologia para determinação do fator comprimento de rampa (L) para a equação universal de perda de solo. In: SIMPÓSIO DE USUÁRIOS DE IDRISI, 1995, Campinas. Anais... Campinas: UNICAMP/FAMCG, 1995. p. 3-6.
- RODRIGUEZ-GALIANO, V.; MENDES, M. P.; GARCIA-SOLDADO, M. J.; CHICA-OLMO, M.; RIBEIRO, L. Predictive modeling of groundwater nitrate pollution using Random Forest and multisource variables related to intrinsic and specific vulnerability: A case study in an agricultural setting (Southern Spain). *Science of the Total Environment*, 476–477:189–206, 2014.
- ROESLER, M. R. V. B; CESCNETO, E. A. A produção de suínos e as propostas de gestão de ativos ambientais: o caso da região de Toledo no Paraná. *Biotemas*, 7:27-17, 2004.
- ROLIM NETO, F. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; COSTA, L. M.; CORRÊA, M. M.; FERNANDES FILHO, E. I.; IBRAIMO; M. M.

- Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do alto paranaíba (MG). *R. Bras. Ci. Solo*, 28:953-964, 2004.
- ROMERO, A. F.; ABESSA, D. M. S.; FONTES, R. F. C.; SILVA, G. H. Integrated assessment for establishing an oil environmental vulnerability map: Case study for the Santos Basin region, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 74:156–164, 2013.
- ROSELLÓ, M. J. P.; MARTINEZ, J. M. V.; NAVARRO, B. A. Vulnerability of human environment to risk: Case of groundwater contamination risk. *Environment International*, 35:325–335, 2009.
- SÁ, M. A. C.; LIMA, J. M.; CURI, N.; MASSAROTO, MARQUES, J. J. G. S. M. Estimativa da erodibilidade pela desagregação por ultrassom e atributos de solos com horizonte B textural. *Pesq. agropec. bras.*, 39:691-699, 2004.
- SANTIAGO-MARTÍN, A.; VALVERDE-ASENJOA, I.; QUINTANA, J. R.; VÁZQUEZ, A.; LAFUENTE, A. L.; GONZÁLEZ-HUECAS, C. Carbonate, organic and clay fractions determine metal bioavailability in periurban calcareous agricultural soils in the Mediterranean area. *Geoderma*, 221–222:103–112, 2014.
- SANTOS, A., ALONSO, E., CALLEJÓN, M., JIMÉNEZ, J. C. Distribution of Zn, Cd, Pb and Cu metals in groundwater of the Guadiamar River Basin. *Water, Air, and Soil Pollution*, n. 134:275–286, 2002.
- SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C. SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. Manual de descrição e coleta de solo no campo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005.
- SANYAL, J.; LU, X. X. Remote sensing and GIS-based flood vulnerability assessment of human settlements: a case study of Gangetic West Bengal, India. *Hydrol. Process.* v. 19:3699–3716, 2005.
- SARGENTELLI, V.; MAURO, A. E.; MASSABNI, A. C. Aspectos do metabolismo do cobre no homem. *Química Nova*, 3:290-293, 1996.
- SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas da Região Oeste Catarinense. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:1375-1383, 2010.
- SCHMITT, D. E.; COMIN, J. J.; GATIBONI, L. C.; TIECHER, T.; LORENSINI, F.; MELO, G. W. B.; GIROTTI, E.; GUARDINI, R.; HEINZEN, J.; BRUNETTO, G. Phosphorus fractions in sandy soils

- of vineyards in southern Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37:472-481, 2013.
- SCHMITT, D. E.; GATIBONI, L. C.; GIROTTO, E.; LORENSINI, FELIPE; MELO, G.W. B.; BRUNETTO, G. Phosphorus fractions in the vineyard soil of the Serra Gaúcha of Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18:133-140, 2014.
- SCHOENHALS, M.; FRARE, L. M.; SARMENTO, L. A. V. Análise do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluentes da suinocultura. *Engenharia Ambiental*, 4:005-023, 2007.
- Science Society of America, 1986. p.331-362.
- SEGANFREDO, M. A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo?. *Cadernos de Ciência e Tecnologia (EMBRAPA)*, Brasília, v. 16, n. 3, p. 129-141, 1999.
- SEGANFREDO, M. A.; SOARES, I. J.; KLEIN, C. S. Potencial Fertilizante e Poluente dos Dejetos de Suínos no Contexto das Pequenas Propriedades do Oeste de SC. *EMBRAPA, Comunicado Técnico* 342, 2003, 4p.
- SHALABY, A.; TATEISHI, R. Remote sensing and GIS for mapping and monitoring land cover and land-use changes in the Northwestern coastal zone of Egypt. *Applied Geography*, 27:28–41, 2007.
- SHARPLEY, A. N.; MENZEL, R. G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Advances in Agronomy*, 41:297-324, 1987.
- SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Sourcerelated transport of phosphorous in sourface runoff. *J. Environ. Qual.*, 35:2229-2235, 2006.
- SILVA T. S. TAGLIANI, P. R. A. Environmental planning in the medium littoral of the Rio Grande do Sul coastal plain e Southern Brazil: Elements for coastal management. *Ocean e Coastal Management*, 59:20-30, 2012.
- SILVA, J. X. Geoprocessamento para a análise ambiental. Rio de Janeiro: D5 Produção Gráfica, 2001. Disponível em: <<http://www.lageop.ufrj.br/>>. Acesso: 22 abril de 2013.
- SILVEIRA, H. L. F.; VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. O. A. Avaliação multicriterial no mapeamento de risco de incêndios florestais, em ambiente SIG, na bacia do rio Corumbataí, SP. *Revista árvore*, 32:259-268, 2008.

- SIMARD, R. R.; BEAUCHEMIN, S.; HAYGARTH, P. M. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *J. Environ. Qual.*, 29:97-105, 2000.
- SISTANI, K. R.; MCLAUGHLIN, M. R.; BRINK, G.E. Soil nutrient evaluation from swine effluent application to five forage-system practices. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 82:265-271, 2008.
- SODRÉ, F. F. ; LENZI, E. ; COSTA, A. C. S. . Adsorção de Cobre em Solos Tropicais com Diferentes ineralogias. *Acta Scientiarum (UEM) (Cessou em 2002)*, Maringá, 21:483-489, 1999.
- SODRÉ, F. F.; LENZI, E.; COSTA, A. C. S.. Utilização de modelos físico químicos de adsorção no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos. *Química Nova*, 24:324-330, 2001.
- SOLÍS, G. J.; ALONSO, E.; RIESCO, P. Distribution of metal extractable fractions during anaerobic sludge treatment in Southern Spain WWTPS. *Water, Air, and Soil Pollution*, 140:139–156, 2002.
- SØNDERGAARD, M. J.; JENS, P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506:135-145, 2003.
- SØRENSEN, P.; FERNÁNDEZ, J.A. Dietary effects on the composition of pig slurry and on the plant utilization of pig slurry nitro-gen. *Journal of Agricultural Science*, 140:343–355, 2003.
- SORIANO-DISLA, J. M.; GOMEZ, I.; NAVARRO-PEDRENO, J.; LAG-BROTONS, A. Evaluation of single chemical extractants for the prediction of heavy metal uptake by barley in soils amended with polluted sewage sludge. *Plant Soil*, 327:303–314, 2010.
- SORICHETTA, A.; MASETTI, M.; BALLABIO, C.; STERLACCHINI, S.; BERETTA, G. P. Reliability of groundwater vulnerability maps obtained through statistical methods. *Journal of Environmental Management*, 92:1215-1224, 2011.
- SPIES, A. Análise de Ciclo de vida em setores chave- Agropecuária. Palestra no 2º Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida de Produtos e Serviços. Florianópolis, SC. (2010).
- SPIES, A. Avaliação de Impactos Ambientais da Suinocultura através da Análise do Ciclo de vida. In: *Suinocultura e Meio Ambiente em Santa Catarina: Indicadores de desempenho e avaliação sócio-econômica*. Embrapa Suínos e Aves. 2009. v.1, p- 15-43.
- SPOSITO, G. *The Surface Chemistry of Soil*. New York, Oxford University Press, 1984. 210p.

- STATNIKOV, R. B.; BORDETSKYA, A.; STATNIKOV, A. Multicriteria analysis of real-life engineering optimization problems: statement and solution. *Nonlinear Analysis*, 63:685-696, 2005.
- STEWART, T. J.; FRENCH, S.; RIOS, J. Integrating multicriteria decision analysis and scenario planning – Review and extension. *Omega* 41:679–688, 2013.
- STUMM, W. *Chemistry on the solid-water interface*. New York, J. Wiley, 1992. 428p.
- TAKALSON, D. D.; LEYTEM, A. B. Phosphorus mobility in soil columns treated with dairy manures and commercial fertilizer. *Soil Sci.*, 174:73-80, 2009.
- TANYOLAÇ, D.; EKMEKÇI, Y.; ÜNALAN, S. Changes in photochemical and antioxidant enzyme activities in maize (*Zea mays* L.) leaves exposed to excess copper *Chemosphere*, 67:89-98, 2007.
- TARTARI, D. T.; NUNES, M. C. M.; SANTOS, F. A. S.; FARIA JUNIOR, C. A.; SERAFIM, M. E. Perda de solo e água por erosão hídrica em Argissolo sob diferentes densidades de cobertura vegetal. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 7:85-93, 2012.
- TEDESCO, M. J., GIANELLO, C., BISSANI, C. A., BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. *Análises de solo, plantas e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim técnico, 5).
- TEDESCO, M. J.; SELBACH, P. A.; GIANELLO, C.; CAMARGO, F. A. O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. *Fundamentos da matéria orgânica do solo, ecossistemas Tropicais e Subtropicais*. Porto Alegre: Gênese, v. 2, 2008. cap. 9. p.113-135.
- TEN CATEN, A.; DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F. A.; SANTOS, M. L. M. Extrapolação das relações solo-paisagem a partir de uma área de referência. *Ciência Rural*, 41:812-816, 2011.
- TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the apéciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51:844-850, 1979.
- TIECHER, T. L.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTTO, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P.; BENEDET, L.; FERREIRA, P. A. A.; LORENZI, C. R.; COUTO, R. R.; BRUNETTO, G. Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy typic hapludalf soil after

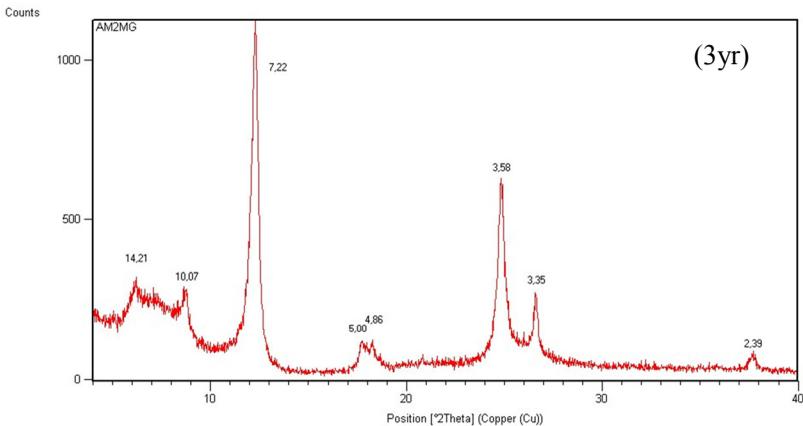
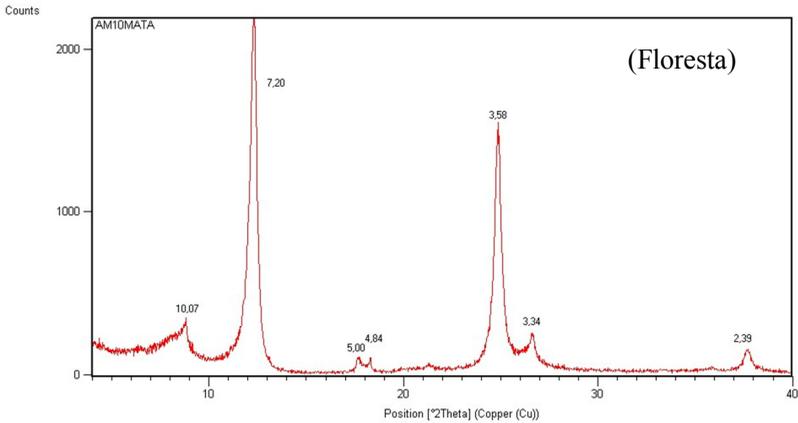
- long-term application of pig slurry and deep litter. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*. 37:812-824, 2013.
- TONG, L.; , PING LI, P.; WANG, Y.; ZHU, K. Analysis of veterinary antibiotic residues in swine wastewater and environmental water samples using optimized SPE-LC/MS/MS. *Chemosphere*, 74:1090–1097, 2009.
- TORIBIO M.; ROMANYA, J. Leaching of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. *Sci Total Environ.*, 363:11-21, 2006.
- TORRE, A. D. L; IGLESIAS, I; CARBALLO, M.; RAMÍREZ, P.; MUÑOZ, M. J. An approach for mapping the vulnerability of European Union soils to antibiotic contamination. *Science of the Total Environment* 414:672–679, 2012.
- UBERTI, A. A. A; Santa Catarina: proposta de divisão territorial e Regiões Edafoambientais. Florianópolis, 2005. 185f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.
- VAN-CAMP, L.; BUJARRABAL, B.; GENTILE A. R.; JONES, R. J. A.; MONTANARELLA, L.; OLAZABAL, C. Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection. EUR 21319 EN/4, 872 pp. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities; 2004.
- VANĚK, A.; CHRASTNÝ, V.; KOMÁREK, M.; KOVÁ, I. G.; DRAHOTA, P.; GRYGAR, T.; TEJNECKY', V.; DRÁBEK, O. Thallium dynamics in contrasting light sandy soils—Soil vulnerability assessment to anthropogenic contamination. *Journal of Hazardous Materials*, 173:717–723, 2010.
- VÍAS, J.; ANDREO, B.; RAVBAR, N.; HÖTZL, H. Mapping the vulnerability of groundwater to the contamination of four carbonate aquifers in Europe. *Journal of Environmental Management*, 91:1500-1510, 2010.
- VIDAL, M.; SANTOS, M. J.; ABRÃO, T.; RODRÍGUEZ, J.; RIGOL, A. Modeling competitive metal sorption in a mineral soil. *Geoderma*, 149:189–198, 2009.
- VOLK, L. B. S.; COGO, N. P.; STRECK, E. V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. *R. Bras. Ci. Solo*, 28:763- 774, 2004.

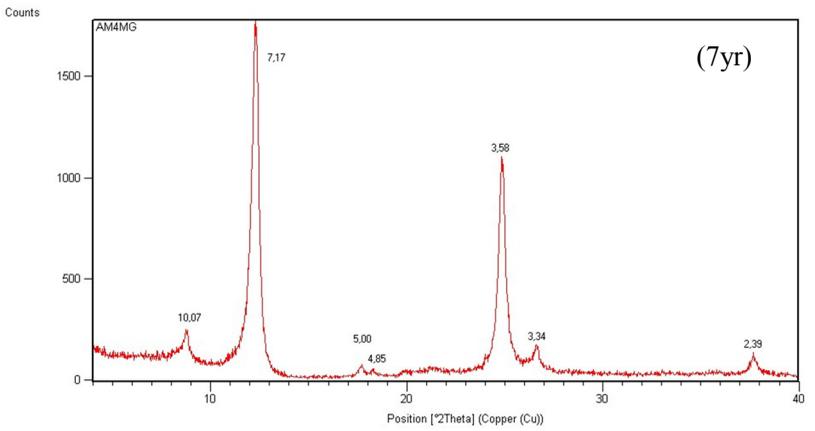
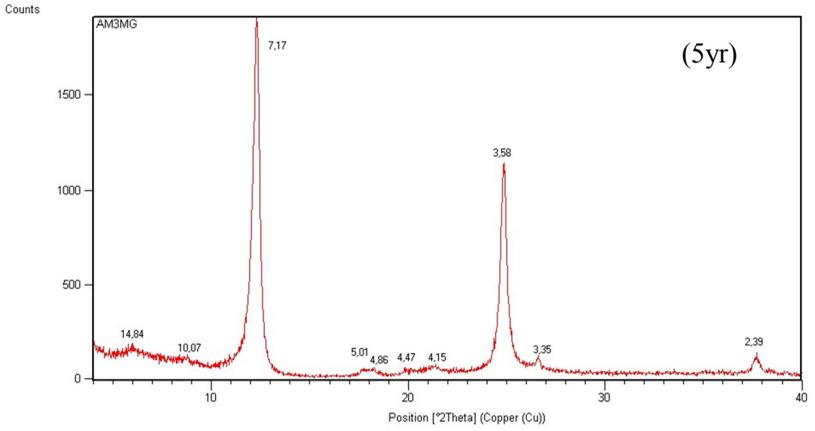
- WEILL, M.A. M.; SPAROVEK, G. Estudo da erosão na microbacia do ceveiro (Piracicaba, SP). I - estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. R. Bras. Ci. Solo, 32:801-814, 2008
- WELD, J. L.; PARKONS, R. L.; BEEGLE, D. B.; SHARPLEY, A. N.; GDUREK, W. J.; CLOUSER, W. R. Evaluation of phosphorus – based nutrient management strategies in Pennsylvania. Journal of Soil and Water Conservation, Ankeny, 57:448–454, 2002.
- WHITTIG, L.D.; ALLARDICE, W.R. X ray diffraction techniques. In: KLUTE, A., ed. Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. Madison, Soil
- WICKHAM, J. D.; WADE, T. G.; RIITERS, K. H.; Detecting temporal change in watershed nutrient yields. Environmental Management, Washington, v.42:223-231, 2008.
- WILHELMI, O. V.; MORSS R. E. Integrated analysis of societal vulnerability in an extreme precipitation event: A Fort Collins case study. Environmental Science e Policy, 6:49 – 62, 2013.
- WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. W. A soil erodibility nimagraph fot farmland and construction sites. Journal of Soil and Water Conservation, 26:189-193, 1971.
- WISCHMEIR, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. USDA, Washington. 58 p. 1978. (Agriculture Handbook 537).
- WORRALL, F.; BESIEN, T. The vulnerability of groundwater to pesticide contamination estimated directly from observations of presence or absence in wells. Journal of Hydrology, 303:92–107, 2005.
- WUDDIVIRA, M. N., STONEA, R. J., EKWUEB, E. I., Influence of cohesive and disruptive forces on strength and erodibility of tropical soils. Soil Till. Res., 133:40–48, 2013.
- YADAV, S.K. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. South African Journal of Botany, 76:167–179, 2010.
- YANHONG, X.; HONG P.; YINQUN Y.; WANSHUN Z.; SHUANGLING W. A cumulative eutrophication risk evaluation method based on a bioaccumulation model. Ecological Modelling, 289:77–85, 2014.
- YOUNGKONG, S.; BALTUSSEN, R.; TANTIVESS, S.; MOHARA, A.; TEERAWATTANANON, Y. Multicriteria Decision Analysis for

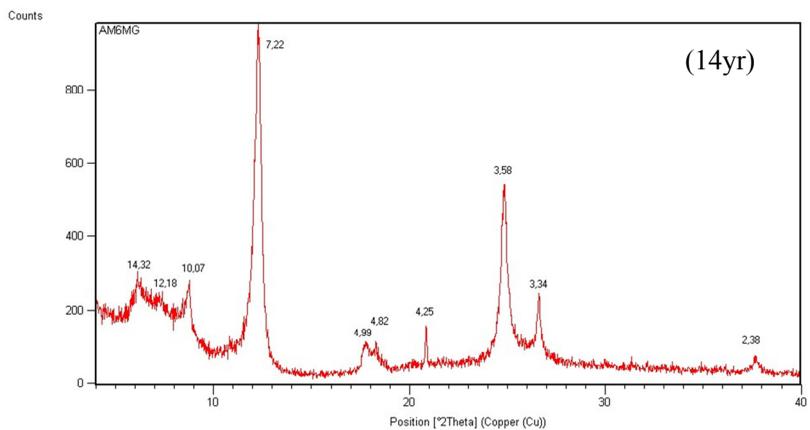
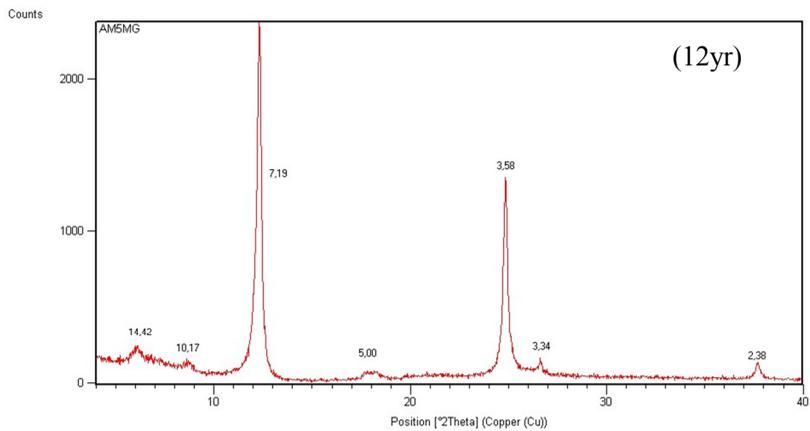
- Including Health Interventions in the Universal Health Coverage Benefit Package in Thailand. *Value in health*, 15:961-970, 2012.
- YUSUF. K. A. Sequential Extraction of Lead, Copper, Cadmium and Zinc in Soils near Ojota Waste Site. *Journal of Agronomy*, 6:331-337, 2007
- ZABEO, A.; PIZZOL, L.; AGOSTINI, A; CRITTO, P.; GIOVE, S.; MARCOMINI, A. Regional risk assessment for contaminated sites Part 1: Vulnerability assessment by multicriteria decision analysis. *Environment International*, 37:1295–1306, 2011.
- ZHOU, W.; ZHU, L. Efficiency of surfactant-enhanced desorption for contaminated soils depending on the component characteristics of soil-surfactant-pahs system. *Environmental Pollution*, 147:166–73, 2007.

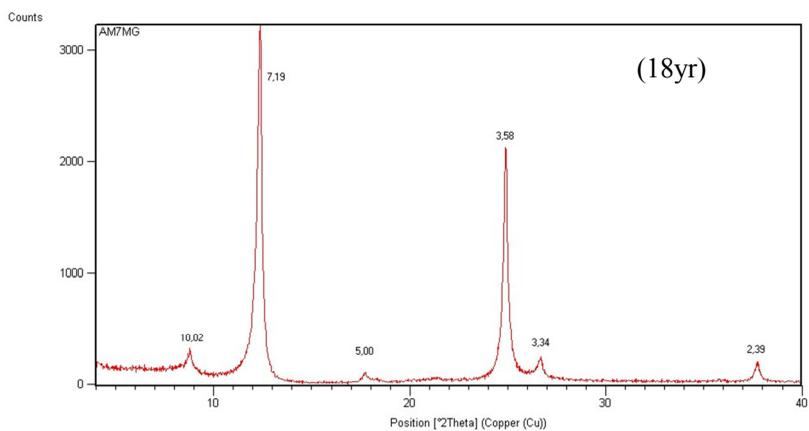
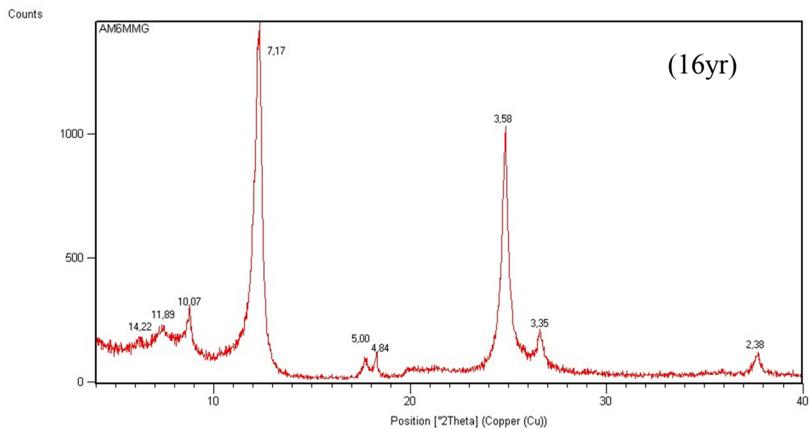
Anexos

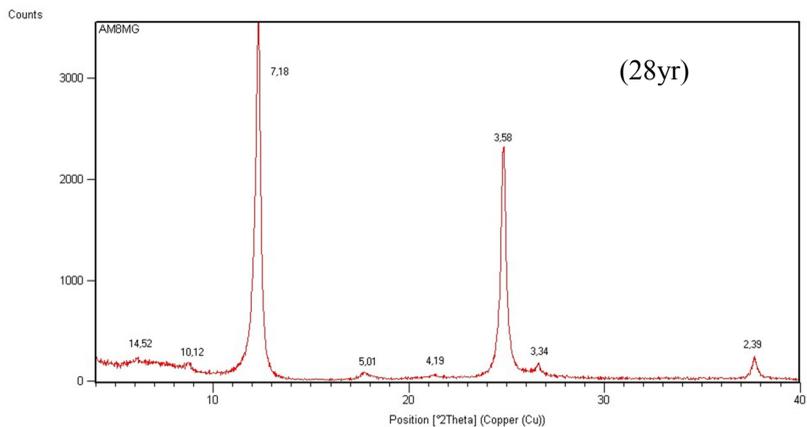
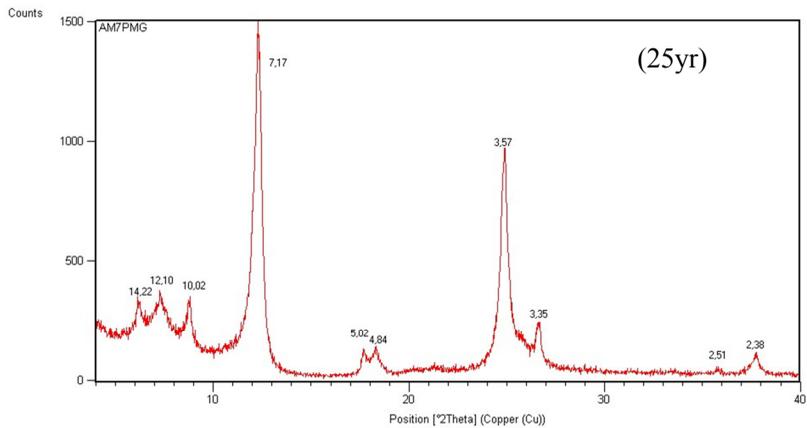
Anexo A. Difratoograma de raio X das amostras de argila da camada de 0,0-0,40 m de solo de propriedades com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos (3yr, 5yr, 7yr, 12yr, 14yr, 16yr, 18yr, 25yr, 28yr e 30yr) e de floresta.

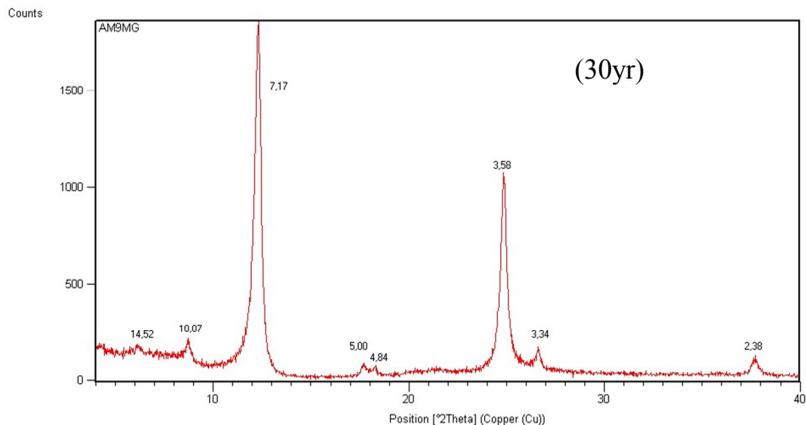












Anexo B. Classificação final dos fatores Perda de Solo, Distância do Curso D'água, P, Cu e Zn adimensional nas onze áreas avaliadas.

Área	Perda de solo	Distância do curso d'água	Taxa de aplicação			P adimensional	Cu adimensional	Zn adimensional
			P	Cu	Zn			
Floresta	Baixa	Baixa	Nula	Nula	Nula	Muito Baixa	Muito Baixa	Muito Baixa
3yr	Alta	Baixa	Baixa	Alta	Média	Média	Média	Média
5yr	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Média	Média	Alta	Média
7yr	Alta	Média	Baixa	Alta	Média	Média	Média	Média
12yr	Alta	Baixa	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Média
14yr	Média	Média	Alta	Alta	Alta	Muito Alta	Alta	Alta
16yr	Baixa	Muito Baixa	Média	Alta	Alta	Alta	Alta	Média
18yr	Alta	Média	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
25yr	Alta	Baixa	Alta	Alta	Alta	Muito Alta	Alta	Alta
28yr	Alta	Baixa	Alta	Alta	Alta	Alta	Muito Alta	Alta
30yr	Média	Baixa	Alta	Alta	Alta	Alta	Muito Alta	Média

Anexo C. Teores das frações de fósforo extraídas por RTA, NaHCO_3 inorgânico e orgânico pelo método de Hedley em cinco profundidades de dez áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.

Frações de P	Camada do solo (m)	Floresta	-mg kg ⁻¹										p<F	CV%
			3yr	5yr	7yr	12yr	14yr	16yr	18yr	25yr	28yr	30yr		
RTA inorgânico	0-0,05	13,75 a ⁽¹⁾	33,89 a	14,03 a	14,41 a	30,82 a	90,94 a	14,21 a	96,49 a	56,71 a	72,32 a	43,84 a	<0,0001	71
	0,05-0,10	7,24 b	11,35 b	10,94 b	17,35 b	83,20 b	10,89 b	31,08 b	52,31 a	27,66 b	13,98 b	<0,0001	92	
	0,10-0,20	4,55 c	7,02 c	6,55 c	6,45 c	55,20 c	6,62 c	22,39 bc	54,98 a	7,07 c	7,29 c	<0,0001	116	
	0,20-0,30	2,50 d	4,38 cd	3,79 d	3,61 c	16,30 d	3,83 d	22,25 c	8,02 b	3,83 c	4,32 c	<0,0001	91	
	0,30-0,40	0,83 e	3,17 d	2,23 e	2,39 c	9,07 e	2,37 e	21,77 c	7,38 b	2,32 c	3,32 c	<0,0001	115	
NaHCO_3 inorgânico	0-0,05	21,53 a	23,71 a	25,61 a	30,77 a	207,98 a	27,30 a	46,22 a	31,10 a	98,55 a	50,52 a	<0,0001	102	
	0,05-0,10	9,16 b	10,06 b	11,40 b	12,51 b	129,27 b	21,11 b	17,94 b	29,47 a	35,72 b	36,34 b	<0,0001	116	
	0,10-0,20	8,62 b	9,29 b	9,61 b	10,43 b	57,67 c	12,17 c	15,79 b	28,26 a	2,98 c	25,64 c	<0,0001	88	
	0,20-0,30	1,24 c	1,64 c	1,57 c	5,29 c	13,87 d	5,22 d	14,37 b	4,51 b	1,65 c	4,177 d	<0,0001	94	
	0,30-0,40	0,41 c	0,37 c	1,56 c	5,03 c	6,53 d	2,67 d	1,94 c	2,65 b	1,64 c	1,46 d	<0,0001	82	
NaHCO_3 orgânico	0-0,05	19,95 a	21,02 a	20,72 a	22,77 a	29,74 a	21,27 a	19,16 a	24,80 a	29,98 a	33,53 a	<0,0001	20	
	0,05-0,10	7,81 b	11,40 b	11,30 b	10,93 b	24,42 b	15,72 b	13,00 ab	23,06 a	11,66 b	26,77 b	<0,0001	43	
	0,10-0,20	6,79 b	8,60 bc	9,33 b	8,03 b	13,96 c	8,33 c	10,10 b	17,36 bc	7,95 bc	8,11 c	<0,0001	32	
	0,20-0,30	2,05 c	7,21 c	3,60 c	4,05 c	10,57 cd	11,85 d	9,46 bc	10,15 c	5,05 bc	8,21 c	<0,0001	49	
	0,30-0,40	1,41 c	3,09 d	3,38 c	2,09 c	8,72 d	3,12 e	2,05 c	6,35 c	5,05 c	3,19 c	<0,0001	61	

⁽¹⁾Os valores médios seguidos pela mesma letra minúscula na coluna não diferem pelo teste de Tukey (p<0,05). CV – Coeficiente de variação

Anexo D. Teores das frações de fósforo extraídas por NaOH 0,1 M inorgânico e orgânico, NaOH 0,5 M. inorgânico e orgânico pelo método de Hedley em cinco profundidades de dez áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.

Frações de P	Camada do solo	Floresta	3yr	5yr	7yr	12yr	14yr	16yr	18yr	25yr	28yr	30yr	p-F	CV%
			-----mg kg ⁻¹ -----											
NaOH 0,1 M inorgânico	0,0-0,05	34,72 a ^(b)	103,18 a	60,13 a	120,46 a	163,82 a	181,31 a	40,30 a	140,48 a	202,44 a	216,46 a	189,63 a	<0,0001	50
	0,05-0,10	24,25 b	61,16 b	29,00 b	51,25 b	48,07 b	119,48 b	28,88 b	52,74 b	195,80 a	63,66 b	85,73 b	<0,0001	73
	0,10-0,20	14,19 c	14,54 c	15,89 c	29,18 c	39,00 c	45,05 c	15,61 c	48,50 b	147,70 b	35,97 c	31,65 c	<0,0001	95
	0,20-0,30	6,69 d	7,05 d	10,28 cd	17,02 d	20,11 d	10,80 d	10,09 d	45,23 b	43,36 c	47,84 c	17,87 cd	<0,0001	70
	0,30-0,40	3,55 e	4,33 d	8,13 d	10,78 d	17,24 d	8,28 d	5,96 e	46,35 b	38,30 c	27,84 c	13,59 d	<0,0001	86
NaOH 0,1 M orgânico	0,0-0,05	27,04 a	42,60 a	50,18 a	44,91 a	62,52 a	74,39 a	70,84 a	74,73 a	82,86 a	126,64 a	95,61 a	<0,0001	41
	0,05-0,10	27,67 ab	40,04 a	50,39 a	40,39 ab	59,18 ab	72,71 a	70,82 b	74,17 a	84,29 a	122,55 b	94,84 a	<0,0001	41
	0,10-0,20	32,70 b	33,77 b	36,62 b	39,30 ab	50,54 b	63,85 ab	63,69 bc	69,77 a	83,97 a	83,16 c	82,25 ab	<0,0001	35
	0,20-0,30	28,01 bc	29,23 b	30,23 b	32,88 bc	35,42 c	49,94 bc	57,97 c	46,88 b	54,82 b	58,44 d	72,71 bc	<0,0001	33
	0,30-0,40	22,56 c	28,86 b	29,10 b	27,55 c	36,74 c	39,67 c	40,22 d	44,94 b	50,59 c	46,67 d	58,21 c	<0,0001	28
NaOH 0,5 M inorgânico	0,0-0,05	22,49 a	30,53 a	29,16 a	41,88 ab	94,93 a	145,01 a	118,88 a	70,86 a	167,99 a	147,07 a	134,56 a	<0,0001	60
	0,05-0,10	19,66 ab	28,96 ab	28,68 ab	37,20 bc	84,19 b	112,64 b	117,83 a	45,49 b	148,06 b	73,95 b	69,37 b	<0,0001	61
	0,10-0,20	14,99 bc	29,93 ab	26,02 bc	46,14 a	50,32 c	104,80 b	105,25 ab	56,87 b	103,97 c	62,03 c	67,21 b	<0,0001	53
	0,20-0,30	11,85 c	28,24 ab	23,69 c	32,83 c	40,37 cd	92,99 c	95,75 b	48,44 b	73,16 d	48,52 d	54,20 c	<0,0001	55
	0,30-0,40	9,61 c	23,38 b	20,52 d	25,56 d	30,81 d	52,89 d	62,66 c	26,32 c	57,14 e	35,11 e	49,93 c	<0,0001	48
NaOH 0,5 M orgânico	0,0-0,05	14,11 a	25,46 a	22,84 a	18,31 b	16,22 a	43,01 a	32,40 a	47,84 a	81,69 a	75,74 a	71,01 a	<0,0001	62
	0,05-0,10	4,39 b	19,06 b	10,14 b	20,48 a	19,20 a	40,42 a	9,72 b	28,70 b	61,49 b	49,70 b	47,36 b	<0,0001	67
	0,10-0,20	3,20 bc	4,41 c	5,92 b	5,02 c	4,97 b	26,43 b	7,28 b	11,21 c	21,76 c	9,77 c	26,45 c	<0,0001	78
	0,20-0,30	0,90 bc	4,65 c	6,01 b	1,41 d	6,46 bc	12,00 c	7,76 b	1,17 d	10,24 c	6,75 c	11,34 d	<0,0001	64
	0,30-0,40	0,30 c	1,10 d	1,50 c	1,21 d	1,18 c	1,42 d	1,32 c	0,75 d	1,34 d	1,19 d	6,40 d	<0,0001	101

^(b)Os valores médios seguidos pela mesma letra minúscula na coluna não diferem pelo teste de Tukey (p<0,05). CV = Coeficiente de variação

Anexo E. Teores das frações de fósforo extraídas por HCl e Residual pelo método de Hedley em cinco profundidades de dez áreas sob aplicação de dejetos líquidos de suínos e de floresta.

Frações de P	Camada		mg kg ⁻¹										p<F	CV %
	De solo (m)	Floresta	3yr	5yr	7yr	12yr	14yr	16yr	18yr	25yr	28yr	30yr		
HCl inorgânico	0,0-0,05	0,77 a ⁽¹⁾	5,87 a	4,97 a	4,15 a	20,89 a	29,26 a	6,97 a	12,79 a	28,13 a	13,76 a	11,91 a	<0,0001	67
	0,05-0,10	0,65 ab	2,25 b	3,59 b	2,03 b	9,20 b	22,98 b	4,20 a	6,09 b	22,55 b	12,37 a	8,17 b	<0,0001	92
	0,10-0,20	0,63 ab	1,17 bc	2,33 c	1,75 bc	1,76 c	5,70 c	1,66 c	4,00 bc	18,45 c	5,88 b	5,53 c	<0,0001	11
	0,20-0,30	0,62 b	0,97 c	1,57 cd	0,89 cd	0,89 c	1,16 cd	1,14 c	2,88 cd	4,30 d	2,18 c	2,86 d	<0,0001	65
0,30-0,40	0,39 c	0,63 c	0,68 d	0,60 d	0,60 d	0,61 c	0,64 d	0,65 c	0,71 d	1,36 d	1,50 c	0,79 e	<0,0001	43
Residual	0,0-0,05	250,00 c	174,66 a	180,27 bc	178,58 b	269,29	236,93 ab	288,23 a	346,82 a	241,16 ab	269,89 b	342,86 b	<0,0001	24
	0,05-0,10	432,81 a	165,21 ab	188,55 ab	191,91 b	309,72 a	243,57 a	260,26 ab	332,64 a	269,86 a	269,83 b	342,51 b	<0,0001	29
	0,10-0,20	331,00 b	141,38 b	211,77 a	214,05 ab	260,33 b	237,75 ab	234,12 bc	364,60 a	210,26 b	337,92 a	391,03 a	<0,0001	29
	0,20-0,30	429,96 a	150,95 ab	170,83 bc	224,30 ab	237,21 b	186,65 c	199,52 c	344,37 a	242,63 ab	185,70 c	369,99 b	<0,0001	37
0,30-0,40	410,63 a	154,84 ab	156,68 c	248,41 a	245,16 b	214,78 b	183,81 c	264,96 b	237,99 ab	128,57 d	345,54 ab	<0,0001	36	

⁽¹⁾Os valores médios seguidos pela mesma letra minúscula na coluna não diferem pelo teste de Tukey (p< 0.05). CV – Coeficiente de variação

Anexo F. Teores de Cu obtidos pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), em cinco camadas de solos de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de resíduos líquidos de suínos e de floresta

Frações de Cu	Camada de solo (m)	Floresta	mg kg ⁻¹										CV%	SD
			3yr	5yr	7yr	12yr	14yr	16yr	18yr	25yr	28yr	30yr		
Solúvel	0,0-0,05	0,31 a ⁽¹⁾	0,41 a	0,54 a	0,58 a	0,59 a	0,74 a	0,62 a	0,82 a	0,77 a	0,84 a	0,78 a	27,1	<0,0001
	0,05-0,10	0,23 b	0,37 b	0,54 b	0,42 b	0,63 ab	0,38 b	0,70 a	0,78 a	0,59 ab	0,84 a	0,70 ab	33,5	<0,0001
	0,10-0,20	0,14 c	0,22 c	0,36 c	0,25 c	0,59 b	0,40 b	0,49 b	0,57 b	0,32 bc	0,57 b	0,66 ab	43,3	<0,0001
	0,20-0,30	0,13 c	0,14 cd	0,33 c	0,22 c	0,33 c	0,23 c	0,26 c	0,36 bc	0,31 c	0,37 c	0,59 b	44,6	<0,0001
	0,30-0,40	0,05 d	0,12 d	0,14 d	0,16 c	0,28 c	0,16 d	0,27 c	0,29 c	0,24 c	0,29 c	0,45 c	52,8	<0,0001
Troçável	0,0-0,05	0,20 a	0,30 a	0,28 a	0,39 a	0,68 a	0,76 a	0,97 a	1,16 a	1,43 a	1,43 a	2,01 a	70,4	<0,0001
	0,05-0,10	0,18 a	0,31 b	0,31 b	0,46 b	0,51 b	0,74 b	0,63 b	0,74 b	0,63 b	0,76 b	1,64 b	74,4	<0,0001
	0,10-0,20	0,17 a	0,19 bc	0,18 bc	0,22 c	0,20 c	0,23 c	0,53 c	0,49 bc	0,56 bc	0,75 c	0,82 c	58,2	<0,0001
	0,20-0,30	0,16 a	0,17 cd	0,14 bc	0,21 c	0,20 c	0,19 cd	0,26 d	0,32 bc	0,42 bc	0,26 d	0,26 d	24,0	<0,0001
	0,30-0,40	0,12 b	0,14 d	0,17 c	0,15 c	0,17 c	0,14 d	0,23 d	0,16 c	0,16 c	0,27 c	0,24 d	26,3	<0,0001
Mineral	0,0-0,05	0,25 a	1,66 a	1,72 a	3,55 a	1,41 a	1,62 a	5,43 a	10,51 a	6,11 a	10,51 a	15,13 a	100,8	<0,0001
	0,05-0,10	0,18 b	0,66 b	0,75 b	2,05 b	1,15 b	0,39 b	4,90 a	7,96 b	4,56 b	7,96 b	11,82 b	117,7	<0,0001
	0,10-0,20	0,15 b	0,16 bc	0,15 bc	0,66 c	0,70 c	0,21 c	1,21 b	4,73 c	2,72 c	4,73 c	10,39 c	157,7	<0,0001
	0,20-0,30	0,15 b	0,16 bc	0,14 c	0,35 d	0,51 cd	0,16 d	0,44 b	0,68 d	0,71 d	0,68 d	1,42 d	83,1	<0,0001
	0,30-0,40	0,13 b	0,16 c	0,13 c	0,28 d	0,45 d	0,15 d	0,37 b	0,70 d	0,70 d	0,48 d	1,04 d	77,3	<0,0001
Orgânica	0,0-0,05	0,19 a	2,32 a	2,63 a	3,82 a	4,65 a	2,94 a	4,46 a	10,98 a	5,94 a	10,98 a	11,95 a	79,9	<0,0001
	0,05-0,10	0,13 b	0,19 b	0,63 b	1,28 b	3,32 b	0,24 b	1,44 b	6,97 b	3,31 b	6,97 b	9,42 b	119,0	<0,0001
	0,10-0,20	0,11 b	0,13 b	0,17 c	0,14 c	1,07 c	0,19 b	1,06 b	3,39 c	3,32 b	3,39 c	4,65 c	123,7	<0,0001
	0,20-0,30	0,11 b	0,19 c	0,14 c	0,13 c	0,49 d	0,17 b	0,30 c	0,46 d	0,41 c	0,46 d	0,26 d	56,0	<0,0001
	0,30-0,40	0,10 b	0,11 b	0,12 c	0,11 c	0,21 e	0,12 b	0,25 c	0,18 c	0,32 d	0,18 c	0,20 d	39,3	<0,0001
Residual	0,0-0,05	1,60 a	11,68 a	1,27 a	6,26 a	6,40 a	4,54 a	8,96 a	13,93 a	9,55 a	13,93 a	12,58 a	52,7	<0,0001
	0,05-0,10	1,45 a	5,53 b	3,27 b	4,63 b	7,24 a	3,22 b	4,66 b	3,07 b	6,85 b	10,69 b	10,19 b	55,9	<0,0001
	0,10-0,20	1,32 a	3,58 c	3,73 b	1,69 c	3,61 b	2,71 b	4,57 b	2,63 b	6,29 b	4,18 c	4,64	46,4	<0,0001
	0,20-0,30	1,30 a	1,34 d	1,32 d	1,45 c	2,35 bc	2,28 b	4,96 b	3,65 b	3,65 b	4,90 bc	3,61 cd	54,2	<0,0001
	0,30-0,40	0,97 a	1,56 d	1,62 d	1,20 c	2,51 c	2,51 c	5,09 b	3,34 b	3,34 b	3,69 c	2,74 d	58,3	<0,0001
Soma	0,0-0,05	2,57 a	16,40 a	4,46 a	15,19 a	13,90 a	10,13 a	20,66 a	33,54 a	23,54 a	37,71 a	42,46 a	65,7	<0,0001
	0,05-0,10	2,19 ab	6,97 b	2,54 b	8,85 b	12,86 a	4,56 b	12,47 b	12,18 b	23,33 b	36,68 b	80,1	<0,0001	
	0,10-0,20	1,92 abc	4,23 c	4,60 c	2,98 c	6,19 b	3,77 bc	7,87 c	9,59 b	15,57 c	20,65 c	36,68 b	80,1	<0,0001
	0,20-0,30	1,86 bc	1,94 d	2,26 c	2,37 c	3,90 c	3,04 bc	6,33 c	5,41 c	6,65 d	6,16 d	49,6	<0,0001	
	0,30-0,40	1,38 c	2,11 d	1,52 d	1,93 c	3,64 c	2,64 c	6,73 c	4,76 c	4,95 d	4,69 d	51,9	<0,0001	
Total	0,0-0,05	3,50 a	18,00 a	4,17 a	16,23 a	12,99 a	10,47 a	18,44 a	21,47 a	21,47 a	34,94 a	30,72 b	56,4	<0,0001
	0,05-0,10	2,62 ab	5,78 b	2,46 b	8,66 b	11,49 b	3,65 b	11,25 b	12,75 b	23,56 b	34,16 a	88,4	<0,0001	
	0,10-0,20	1,85 bc	4,12 bc	4,90 b	2,28 c	6,79 c	3,06 b	6,79 c	7,80 c	15,62 c	22,06 c	89,1	<0,0001	
	0,20-0,30	1,35 c	2,54 cd	2,04 c	2,27 c	3,69 d	3,10 b	5,28 c	5,42 d	7,10 d	6,52 d	51,2	<0,0001	
	0,30-0,40	1,16 c	1,80 d	2,17 c	1,85 c	3,63 d	2,59 b	5,92 c	3,79 e	4,12 d	3,39 e	49,5	<0,0001	

⁽¹⁾Os valores médios seguidos pela mesma letra minúscula na coluna não diferem pelo teste de Tukey (p<0,05). CV – Coeficiente de variação

Anexo G. Teores de Zn obtidos pelo fracionamento químico proposto por Tessier et al. (1979), em cinco camadas de solos de dez áreas com diferentes tempos de aplicação de resíduos líquidos de suínos e de floresta.

Frações de Zn	Camada de solo (m)	Floresta	3yr	5yr	7yr	12yr	14yr	16yr	18yr	25yr	28yr	30yr	CV (%)	p < F
Solúvel	0,0-0,05	0,08 a ¹⁾	0,10 a	0,15 a	0,28 a	0,20 a	0,29 a	0,21 a	0,44 a	0,30 a	0,30 a	0,43 a	45,8	<0,0001
	0,05-0,10	0,04b	0,08 b	0,07 b	0,18 b	0,15 b	0,16 b	0,18 b	0,26 b	0,22 b	0,27 a	0,38 a	52,7	<0,0001
	0,10-0,20	0,02 c	0,034 c	0,04 c	0,06 c	0,08 c	0,07 c	0,05 c	0,22 b	0,14 c	0,18 b	0,30 b	77,9	<0,0001
	0,20-0,30	0,009 d	0,008 d	0,02 d	0,01 d	0,03 d	0,03 c	0,01 d	0,085 c	0,06 d	0,09 c	0,08 c	78,1	<0,0001
	0,30-0,40	0,007 d	0,001 d	0,01 d	0,01 d	0,01 d	0,02 c	0,01 d	0,02 c	0,04 d	0,04 d	0,06 c	70,4	<0,0001
Troável	0,0-0,05	0,97 a	1,65 a	2,39 a	1,85 a	4,71 a	7,88 a	1,42 a	8,73 a	6,72 a	16,35 a	10,68 a	82,1	<0,0001
	0,05-0,10	0,59 b	0,74 b	0,95 b	0,93 b	2,18 b	4,00 b	0,86 b	5,58 b	3,22 b	3,56 b	8,51 b	86,4	<0,0001
	0,10-0,20	0,33 c	0,60 b	0,90 b	0,85 b	1,65 b	2,74 c	0,75 bc	1,58 c	1,44 c	1,07 c	5,86 c	98,1	<0,0001
	0,20-0,30	0,33 c	0,33 c	0,50 c	0,51 b	0,38 d	0,82 d	0,65 cd	0,62 c	0,69 d	0,74 c	0,77 d	25,9	<0,0001
	0,30-0,40	0,33 c	0,37 b	0,33 d	0,46 c	0,42 b	0,68 d	0,54 d	0,40 c	0,46 d	0,64 c	0,44 d	31,6	<0,0001
Mineral	0,0-0,05	3,22 a	5,00 a	4,97 a	5,20 a	15,47 a	21,98 a	7,92 a	19,90 a	25,29 a	29,66 a	36,87 a	70,6	<0,0001
	0,05-0,10	2,92 a	4,02 b	4,12 b	3,55 b	9,92 b	16,62 b	5,62 b	9,98 b	15,16 b	13,92 b	31,26 b	77,0	<0,0001
	0,10-0,20	2,04 b	4,10 b	2,88 c	1,87 c	2,92 c	10,72 c	3,82 c	3,41 c	3,59 c	5,89 c	20,49 c	95,1	<0,0001
	0,20-0,30	0,96 c	2,53 c	2,42 c	1,20 cd	1,72 c	5,44 d	3,23 d	2,82 c	1,92 c	1,92 c	4,45 d	48,5	<0,0001
	0,30-0,40	0,60 c	2,28 c	2,05 d	1,04 d	1,60 c	3,65 d	2,98 d	2,62 c	1,49 c	1,49 c	2,82 d	41,5	<0,0001
Orgânica	0,0-0,05	0,50 a	0,67 a	0,60 a	1,53 a	1,39 a	2,04 a	0,52 a	1,72 a	1,37 a	1,42 a	2,02 a	46,7	<0,0001
	0,05-0,10	0,41 b	0,39 b	0,44 b	0,77 b	1,44 a	1,80 b	0,44 b	0,57 b	0,60 b	0,56 b	1,79 a	64,9	<0,0001
	0,10-0,20	0,18 c	0,33 b	0,25 c	0,43 bc	1,08 b	1,10 c	0,25 c	0,49 b	0,41 bc	0,49 bc	1,34 b	67,2	<0,0001
	0,20-0,30	0,11 d	0,15 c	0,18 d	0,18 bc	0,43 c	0,23 d	0,13 d	0,43 b	0,24 c	0,25 cd	0,44 c	48,8	<0,0001
	0,30-0,40	0,01 e	0,11 c	0,14 d	0,16 c	0,28 c	0,14 e	0,08 d	0,42 b	0,22 c	0,21 d	0,40 c	63,9	<0,0001
Residual	0,0-0,05	32,91 a	40,89 a	29,04 a	35,71 ab	33,96 a	40,74 ab	57,33 a	44,14 a	41,12 ab	30,60 a	10,66 d	31,4	<0,0001
	0,05-0,10	31,13 ab	33,01 b	24,39 a	32,77 a	43,74 a	44,07 b	42,41 a	35,32 b	35,69 a	18,01 c	33,0	<0,0001	
	0,10-0,20	30,75 ab	31,62 b	26,09 a	34,53 ab	36,36 ab	44,56 b	44,30 a	44,24 a	33,17 a	31,62 b	17,2	<0,0001	
	0,20-0,30	27,44 b	28,58 bc	25,59 a	35,76 ab	38,19 ab	34,82 c	44,88 a	46,32 a	37,82 a	44,88 a	20,5	<0,0001	
	0,30-0,40	26,67 b	26,87 c	23,61 a	27,49 c	35,28 a	30,28 c	33,66 c	44,11 a	46,24 a	36,58 a	43,51 a	23,2	<0,0001
Soma	0,0-0,05	47,69 a	48,34 a	44,58 a	55,74 a	44,58 a	72,95 a	67,41 a	74,95 a	78,82 a	78,34 a	60,68 a	25,5	<0,0001
	0,05-0,10	35,10 a	38,26 b	29,98 ab	43,15 a	46,48 b	66,33 b	51,19 b	58,82 b	54,53 b	54,02 b	59,97 a	22,7	<0,0001
	0,10-0,20	33,54 ab	36,70 b	30,18 ab	38,66 a	39,28 c	51,00 c	49,46 c	48,83 c	49,83 b	40,82 c	59,62 a	20,2	<0,0001
	0,20-0,30	28,87 bc	31,67 c	28,82 b	31,67 b	38,47 c	44,72 d	38,86 c	48,85 c	49,25 b	42,18 c	50,65 b	20,8	<0,0001
	0,30-0,40	27,47 c	29,67 c	26,16 b	29,17 b	37,62 c	34,78 c	37,29 c	47,58 c	48,47 b	40,25 c	47,22 b	22,4	<0,0001
Total	0,0-0,05	37,41 a	51,06 a	36,60 a	45,59 a	56,44 a	72,42 a	66,60 a	74,04 a	73,58 a	79,20 a	61,73 a	23,9	<0,0001
	0,05-0,10	35,41 a	41,16 b	27,87 b	43,92 a	49,45 b	67,36 a	54,24 b	50,78 b	51,03 b	63,01 b	63,45 a	24,9	<0,0001
	0,10-0,20	34,55 a	37,53 b	29,20 b	39,37 b	40,27 c	47,72 b	50,40 c	48,04 b	49,01 b	45,25 c	47,40 b	16,2	<0,0001
	0,20-0,30	29,18 a	30,97 c	26,87 b	30,87 c	39,52 c	37,72 d	37,72 d	48,06 b	49,24 c	42,01 c	48,08 b	21,1	<0,0001
	0,30-0,40	27,62 b	29,06 c	26,56 b	30,86 c	36,92 d	36,86 c	37,39 d	46,19 b	46,73 b	38,26 c	47,48 b	20,8	<0,0001

¹⁾Os valores médios seguidos pela mesma letra minúscula na coluna não diferem pelo teste de Tukey (p<0,05). CV – Coeficiente de variação

Anexo H. Tabulação cruzada entre as perdas de solo estimada e o uso do solo na bacia hidrográfica Rio Coruja/Bonito.

Uso das terras	Perda de solo estimada (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)						Total
	Não determinada	<0,1	0,1-12	12-25	25-37	>37	
Culturas anuais	0	2,8	0	0	0	2,8	5,6
Pastagens	11,2	9,4	17,9	0,9	13,1	52,7	105,4
Edificadas/outras	0	0	0	0	0	0	0
Mata/Reflorestamento	0	0	0	0	0	0	0
Não determinado	0	1,8	0	0	0	1,8	3,7
Total	11,2	14,1	17,9	0,9	13,1	57,4	114,9

Anexo I. Tabulação cruzada entre as perdas de solo e a vulnerabilidade a contaminação por fósforo.

Perda de solo estimada	Vulnerabilidade a poluição						Total
	Não	Muito	Alta	Média	Baixa	Muito	
<0,1	0	0	0	11,3	3,51	80,8	95,6
0,1-12	0	0	0,1	476,2	323,4	583,2	1383,1
12-25	0	0	48,4	47,7	16,8	0	113,0
25-37	0	13,2	55,7	14,8	0	0	83,8
>37	0	56,8	53,9	14,8	0	0	125,5
Não determinado	499,7	0,02	43,1	0	0	0	542,9
Total	499,7	70,0	201,4	564,9	343,8	664,1	2344,0

Anexo J. Tabulação cruzada entre o uso das terras por tempo de aplicação de dejetos suínos e a vulnerabilidade a contaminação por fósforo.

Uso e tempo de aplicação	Vulnerabilidade a poluição por P (hectare)						Total
	Não determinado	Muito Alta	Alta	Média	Baixa	Muito Baixa	
Cultivos Anuais (1-10 anos)	0	0	71,3	60,5	31,2	0	163,1
Cultivos Anuais (10-20 anos)	0	19,9	17,0	6,5	0	0	43,4
Cultivos Anuais (>20 anos)	0	50,0	56,4	35,2	0	0	141,7
Pastagem (1-10 anos)	0	0	0	80,4	63,8	0	144,3
Pastagem (10-20 anos)	0	0,02	0	137,4	0	0	137,4
Pastagem (>20 anos)	0	0	0,02	215,0	0	0	215,0
Sem aplicação – C. anuais	0	0	13,3	29,7	19,2	9,0	71,4
Sem aplicação - pastagem	0	0	0	0	120,7	180,8	301,5
Áreas edificadas	0	0	43,1	0	0	0	43,1
Mata reflorestamento	0	0	0	0	108,6	474,2	582,8
Não determinado	499,7	0	0	0	0	0	499,7
Total	499,7	70,0	201,4	564,9	343,8	664,1	2344,0

Anexo K. Tabulação cruzada entre a distância dos cursos d'água e a vulnerabilidade a contaminação por fósforo.

Distância dos cursos d'água	Vulnerabilidade a poluição do solo por P (hectare)						Total
	Não determinado	Muito Alta	Alta	Média	Baixa	Muito Baixa	
<50	0	19,5	30,4	175,2	234,3	18,2	477,8
50-80	0	15,0	25,2	92,4	3,3	121,7	257,8
80-100	0	9,2	18,2	42,8	20,6	75,6	166,6
100-150	0	12,6	40,1	115,6	42,7	177,6	388,9
>150	0	13,2	43,7	137,3	39,9	270,7	505,05
Não	499,7	0,2	43,6	1,4	2,7	0	547,7
Total	499,7	70,0	201,4	564,9	343,8	664,1	2344,0

Anexo L. Tabulação cruzada entre o uso das terras e a vulnerabilidade a contaminação por Cobre e Zinco.

Uso das terras	Vulnerabilidade a poluição do solo por Cu e Zn (hectare)						Total
	Não determinada	Muito Alta	Alta	Média	Baixa	Muito baixa	
C. Anuais	0	0	146,2	211,9	52,5	9,09	419,8
Pastagens	0	0,02	0	387,0	230,8	180,5	798,4
Edificadas/outras	0	0	43,1	0	0	0	43,1
Mata/Reflorestamento	0	0	0	0	108,6	474,2	582,8
Não determinado	499,7	0	0	0	0	0	499,7
Total	499,7	70,0	201,4	564,9	343,8	664,11	2344,0

Anexo M. Tabulação cruzada entre o tempo de aplicação de dejetos suínos no solo e a vulnerabilidade a contaminação por Cobre e Zinco.

Tempo de aplicação (anos)	Vulnerabilidade a poluição do solo por Cu e Zn (hectare)						Total
	Não determinada	Muito Alta	Alta	Média	Baixa	Muito baixa	
1-15 anos	0	0	64,4	195,0	145,6	0	405,2
>15 anos	0	0	81,7	358,2	0	0	440,0
Sem aplicação	0	0	43,1	43,1	246,3	663,5	996,2
Não	499,7	0	0	2,61	0	0	502,3
Total	499,70	0	189,4	599,0	391,9	663,5	2344,0

Anexo N. Tabulação cruzada entre as perdas de solo e a vulnerabilidade a contaminação por Cobre e Zinco.

Perda de solo estimada (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	Vulnerabilidade a poluição do solo por Cu e Zn (hectare)						Total
	Não determinada	Muito Alta	Alta	Média	Baixa	Muito Baixa	
<0,1	0	0	0	9,4	5,6	80,6	95,6
0,1-12	0	0	0	430,3	369,5	583,2	1383,1
12-25	0	0	0	96,16	16,8	0	113,0
25-37	0	0	48,8	34,9	0	0	83,8
>37	0	0	97,4	28,12	0	0	125,5
Não determinado	499,7	0,02	43,1	0	0	0	542,9
Total	499,7	0,002	189,4	599,0	391,9	663,8	2344,0

Anexo O. Tabulação cruzada entre a distância dos cursos d'água e a vulnerabilidade a contaminação por Cobre e Zinco.

Distância dos cursos d'água	Vulnerabilidade a poluição do solo por Cu e Zn (hectare)						Total
	Não determinado	Muito Alta	Alta	Média	Baixa	Muito Baixa	
<50	0	0	36,8	190,4	232,4	18,1	477,8
50-80	0	0	29,45	103,1	3,6	121,7	257,8
80-100	0	0	14,91	47,9	28,2	75,6	166,6
100-150	0	0	32,7	117,8	60,8	177,6	388,9
>150	0	0	31,9	138,0	64,2	270,8	505,05
Não determinado	499,7	0	43,6	1,7	2,7	0	547,7
Total	499,7	0	189,4	599,0	392,0	663,9	2344,0