



Universidade Federal
de São João del-Rei

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA- PPGEOG**

RAÍSSA VENTURA BAMBIRRA

**USO DO SOLO E SEU EFEITO NA MATÉRIA ORGÂNICA NO SOLO E
NA ÁGUA**

São João del-Rei

2020



Universidade Federal
de São João del-Rei

USO DO SOLO E SEU EFEITO NA MATÉRIA ORGÂNICA NO SOLO E NA ÁGUA

Raíssa Ventura Bambirra

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal de São João del-Rei como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Geografia.

Área de concentração: Análise Ambiental e Territorial

Linha de Pesquisa: Dinâmica das Paisagens Tropicais

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Cristian Rocha

Coorientador: Prof. Dr. Björn Gücker

São João del-Rei
2020

Ficha catalográfica elaborada pela Divisão de Biblioteca (DIBIB)
e Núcleo de Tecnologia da Informação (NTINF) da UFSJ,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

B199u Bambirra, Raíssa Ventura.
 Uso do solo e seu efeito na matéria orgânica no
 solo e na água / Raíssa Ventura Bambirra ; orientador
 Leonardo Cristian Rocha; coorientador Björn Gücker.
 - São João del-Rei, 2020.
 138 p.

 Dissertação (Mestrado - Geografia) -- Universidade
 Federal de São João del-Rei, 2020.

 1. Matéria orgânica. 2. Dinâmica do Fósforo. 3. Uso
 do solo. 4. Impactos ambientais. I. Cristian Rocha,
 Leonardo, orient. II. Gücker, Björn , co-orient. III.
 Título.



Universidade Federal
de São João del-Rei

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

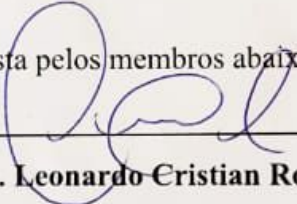
USO DO SOLO E SEU EFEITO NA MATÉRIA ORGÂNICA NO SOLO E NA ÁGUA

Autor: Raíssa Ventura Bambirra

Orientador: Leonardo Cristian Rocha

Coorientador: Björn Gücker

A Banca Examinadora composta pelos membros abaixo aprovou esta dissertação:



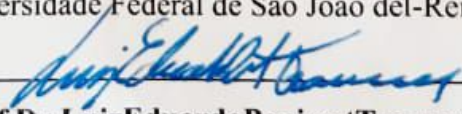
Prof. Dr. Leonardo Cristian Rocha - Orientador

Universidade Federal de São João del-Rei - UFSJ



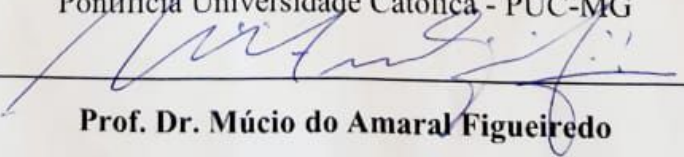
Prof. Dr. Björn Gücker - Coorientador

Universidade Federal de São João del-Rei - UFSJ



Prof. Dr. Luiz Eduardo Panisset Travassos

Pontifícia Universidade Católica - PUC-MG



Prof. Dr. Múcio do Amaral Figueiredo

Universidade Federal de São João del-Rei - UFSJ

São João del-Rei

Fevereiro de 2020

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha irmã Natércia e em mesmo patamar minha Mãe Rosa, sem tu minha irmã eu não teria saído do lugar, gratidão pelas puxadas de orelha sempre pontuais, e por sentar-se ao meu lado e fazer correções do meu português por vezes esquecido. Gratidão por ser irmã, amiga e professora. Mamis, você e seus sucos sempre energéticos me fizeram evoluir nesse processo solitário que é a escrita, muitas vezes você sabotou seu sono para me fazer companhia, isso não poderei esquecer. A meu Pai Edson eu agradeço pela paciência de sempre deixar que eu realizasse as coisas no meu tempo, mesmo que este não seja o mais adequado.

Agradeço as pessoas maravilhosas do Laboratório de Limnologia. A começar pelo Ronaldo, que me acompanhou gentilmente nos trabalhos de campo. Devido a sua destreza no campo foi a lugares inacessíveis, molhados e escorregadios para coletar amostras para o meu trabalho e ainda cavou perfis, minha eterna gratidão.

Logo agradeço as meninas que me ajudaram tanto na coleta quanto nas análises. Na coleta agradeço a Juliana querida, nos conhecemos antes dela iniciar os estudos na graduação e se perpetuou na pós de ambas. A Amanda e a Elisa agradecimentos especiais por me ajudarem nas análises de laboratório. Não sei como mensurar o quanto a ajuda de vocês foi imprescindível para mim. O cansaço, e as inúmeras tentativas no final resultaram nesse trabalho. A Ana Paula um agradecimento especial, por disponibilizar sua tese comigo, engrandecendo dessa forma o estudo em questão. As meninas, ainda agradeço a boa prosa, os conhecimentos e experiências compartilhados, vocês são incríveis e gratidão eterna.

Agradeço ainda, as pessoas que mantiveram meu corpo sadio e de certa forma minha sanidade mental por tanto tempo Cia de Dança Pc e Edna, vocês chegaram na minha vida no momento que eu parecia estar perdida, meu tema de pesquisa teve que se adequar ao que a universidade tinha para me oferecer, não tinha laboratório direito, e por isso minha gratidão por manter a paz nesse caos que eu me tornei. Ainda na vertente dançante agradeço em especial a Josi por me apresentar o mundo da dança com todas as suas maravilhas e vaidades e ainda por todos os ensinamentos a mim repassados, gratidão demais miga. E ao Pc e a Edna pela oportunidade de ingressar nessa jornada.

Aos bolsistas, ex-bolsistas e colaboradores da escola de dança que me ajudaram em algum momento nessa fase Pedro, Diogo, Jonatan, Luiz, Stephanie, Gil, Lucas, Ian e Mayra. E aos alunos da cia, por exemplo, o Mauricio que sempre me apoiaram e me incentivaram a fazer o que tinha que fazer, ao Neyfsom que sempre me viu presa no dilema dança e universidade, mas que muito contribuiu para o que eu me tornei hoje. A Joelma, Yasmim, Bernadete e Marcela, vocês eram acalanto que minha alma precisava.

Ao mestre de dança de salão Rodrigo Delano, que ao dar uma formação/capacitação em dança conseguiu injetar em mim a energia do “fazer acontecer” mesma nas adversidades.

Ainda falando de bem-estar não posso esquecer das minhas Professoras queridas do Galpão Arte em Movimento, Alicia, professora do tecido acrobático, e Isabela, professora de flexibilidade e dança contemporânea, gratidão por me fazerem estar viva a cada dia e me deixarem de pé cada vez que eu achava que não iria conseguir, levantar para fazer a aula de vocês por muitas vezes foi minha única motivação, diante de tantos processos pessoais pelos quais passei, resultados que obtive na pesquisa e ou ausência deles.

Agradeço a minha amiga Nelma pela acolhida em sua casa, em momento que tanto precisava e por estar comigo sempre. Gratidão a minha amiga Suelem pelo apoio iniciados na Graduação e perpetuados para a vida.

Gratidão UFSJ pela possibilidade de fazer ciência mesmo com todas as adversidades que enfrentei decorrentes principalmente desse novo cenário político. Gratidão a UFMG, pela disponibilização de estrutura laboratorial para análise de solo. E a EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, mas especialmente ao Dr. João Herbert e Hosana, laboratorista, que gentilmente fizeram algumas análises que compuseram essa pesquisa.

Por fim obrigada aos Professores Leonardo e Bjoern pela orientação, e por fazerem acontecer.

*“..era esboço também. Nem por isso deixava de ser uma obra-prima.
Todo embrião de ciência tem este duplo aspecto: monstro, como feto;
maravilha, como germe..”*

Victor Hugo

RESUMO

A matéria orgânica atua, entre outras coisas, como estabilizante da estrutura do solo e na disposição de nutrientes. O fósforo, assim como o nitrogênio e outros elementos, pode ser disponibilizado pela matéria orgânica através da decomposição. Para tanto, a hipótese adotada baseou-se no fato de que as atividades antrópicas, como a agricultura e a urbanização exercem grande impacto no comportamento do solo. O estudo teve por objeto a ampliação do entendimento da interação da matéria orgânica presente no solo com o fósforo em função do manejo. Um dos métodos adotados nessa pesquisa consistiu na realização da coleta de solo nas proximidades de corpos d'água. As amostras de solo foram coletadas em três locais distintos em função do manejo e do tipo de solo predominante no local. Os pontos de coleta estão situados nos municípios de: Carandaí, Prados e Tiradentes, localizados na bacia do Rio das Mortes. A coleta e posterior análise nas amostras de água apresentadas ao longo dessa pesquisa foram realizadas como um indicador de possíveis componentes do solo que poderiam ter sido carregados para os corpos d'água em que ocorreram as coletas. Os corpos d'água analisados na pesquisa foram: Riacho Arenoso, Córrego Sumidouro e Córrego do Bichinho. Dessa forma, foram coletadas nos meses de outubro/ novembro de 2017, 3 amostras de solo da área de agricultura, que diferiam quanto ao tipo de solo (Perfil 1 - Gleissolo, Perfil 2 - Espodossolo e Perfil 3 - Latossolo), 2 amostras da área natural (Perfil 4 - Cambissolo e Perfil 5 - Cambissolo/Latossolo) e 1 amostra da área urbana (Perfil 6 - Gleissolo), a classificação dos solos adotada foi segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS). A amostragem de água consistiu em 3 coletas realizadas em cada um dos 3 trechos dos corpos d'água analisados, totalizando 27 amostras por ano, totalizando 54 amostras de água. As coletas de água ocorreram nos meses de outubro/ novembro de 2017 e novembro/ dezembro de 2018. Em campo, as primeiras variáveis analisadas na água foram: condutividade e oxigênio dissolvido, medidas por meio da sonda multiparâmetros (modelo 556, Yellow Springs Instruments EUA). Em laboratório, foram analisados: o fósforo total dissolvido (PTD), o fósforo reativo solúvel (SRP) e, a partir deste, o fósforo orgânico dissolvido (POD). Tais análises ocorreram em sistema espectrofotométrico de injeção em fluxo automatizado (FIA, do inglês Flow Injection Analysis, FIALab 2500, EUA). A partir

das análises de solo e de água coletados, foi possível chegar aos seguintes resultados: As discussões realizadas nos solos, considerou as análises individuais de cada perfil com relação aos teores de fósforo disponível no solo e MO, bem como dos fatores que podem atuar na sua dinâmica. Dessa forma foi possível verificar que há uma tendência do teor de MO acompanhar os valores de P disponível no solo, seja por aumentar a disposição de P, seja por reduzi-la, conforme correlação de Pearson, sendo $p < 0,01$, entre essas variáveis. Contudo, avaliando essas duas variáveis independentes não é possível montar um quadro de impacto, uma vez que não houve correlação significativa de Pearson, entre os teores de PT e PTD.

Palavras chaves: Matéria orgânica; fósforo; uso do solo.

ABSTRACT

Organic matter acts, among other things, as a stabilizer of the soil structure and in the provision of nutrients. Phosphorus, like nitrogen and other elements, can be made available by organic matter through decomposition. Therefore, the hypothesis adopted was based on the fact that human activities, such as agriculture and urbanization, have a great impact on soil behavior. The study aimed to expand the understanding of the interaction of organic matter present in the soil with phosphorus as a function of management. One of the methods adopted in this research consisted of carrying out soil collection in the sections of bodies of water. The soil samples were collected in three different places depending on the management and the type of soil prevalent in the place. The collection points are located in the municipalities of: Carandaí, Prados and Tiradentes, located in the Rio das Mortes basin. The collection and subsequent analysis of the water samples presented throughout this research were carried out as an indicator of possible soil components that could have been carried to the bodies of water in which the collection took place. The water bodies analyzed in the research were: Riacho Arenoso, Córrego Sumidouro and Córrego do Bichinho. Thus, in the months of October / November 2017, 3 soil from the agricultural area were collected, which differed as to the type of soil (Profile 1 - Gleissolo, Profile 2 - Spodosol and Profile 3 - Latosol), 2, from the area natural (Profile 4 -Cambisol and Profile 5 - Cambisol / Latosol) and 1 sample of the urban area (Profile 6 - Gleisol), the soil classification adopted was according to the Brazilian Soil Classification System (SiBCS). The water sampling consisted of 3 collections made in each of the 3 sections of the water bodies analyzed, totaling 27 samples per year, totaling 54 water samples. Water collections took place in October / November 2017 and November / December 2018. In the field, the first variables analyzed in the water were: conductivity and dissolved oxygen, measured using the multiparameter probe (model 556, Yellow Springs Instruments USA). In the laboratory, the following were analyzed: total dissolved phosphorus (TDP), soluble reactive phosphorus (SRP) and, from this, dissolved organic phosphorus (DOP). Such analyzes took place in an automated flow spectrophotometric injection system (FIA, from Flow Injection Analysis, FIALab 2500, USA). From the collected soil and water analyzes, it was possible to arrive at the

following results: The discussions held in the soils, considered the individual analyzes of each profile in relation to the levels of available phosphorus in the soil and OM, as well as the factors that can act in its dynamics. In this way, it was possible to verify that there is a tendency of the OM content to follow the values of P available in the soil, either by increasing the P disposition, or by reducing it, according to Pearson's correlation, with $p < 0.01$, among these variables. However, when evaluating these two independent variables, it is not possible to create an impact table, since there was no significant Pearson correlation between the levels of TP and TDP.

Keywords: Organic matter; the phosphor; use of the soil.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1- MAPA DE LOCALIZAÇÃO REGIONAL DAS COLETAS	20
FIGURA 2 - MAPA DE LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA	21
FIGURA 3 - DIVISÃO DO CARBONO EM SISTEMA AQUÁTICO	54
FIGURA 4 - PONTOS DE COLETA NA BACIA DO RIO CARANDAÍ, RIACHO ARENOSO, CONFORME AS COORDENADAS GEOGRÁFICAS RETIRADAS EM CAMPO	59
FIGURA 5 - PONTOS DE COLETA DE TIRADENTES, BACIA DO RIACHO SANTO ANTÔNIO, CÓRREGO SUMIDOURO, CONFORME AS COORDENADAS GEOGRÁFICAS RETIRADAS EM CAMPO	60
FIGURA 6 - PONTOS DE COLETA DE PRADOS, BAIRRO VITORIANO VELOSO, BACIA DO CÓRREGO	60
FIGURA 7 - PRIMEIRO PONTO DE COLETA DE SOLO DO MUNICÍPIO DE CARANDAÍ	67
FIGURA 8 TEOR DAS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS DE SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 1.....	69
FIGURA 9 - FLUXO DO TEOR DE MO E DE ARGILA NO DECORRER DO PERFIL EM FUNÇÃO DA	71
FIGURA 10 - PROCESSO DE PODOLIZAÇÃO DO PEFIL 1	72
FIGURA 11 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO EM.....	74
FIGURA 12 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO	76
FIGURA 13 - SEGUNDO PONTO DE COLETA DE SOLO DO MUNICÍPIO DE CARANDAÍ	77
FIGURA 14 - TEOR DAS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS DE SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 2.....	78
FIGURA 15 - FLUXO DO TEOR DE MO E DE ARGILA NO DECORRER DO PERFIL EM FUNÇÃO DA	79
FIGURA 16 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO EM.....	81
FIGURA 17 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO EM.....	83
FIGURA 18 - TERCEIRO PONTO DE COLETA DE SOLO DO MUNICÍPIO DE CARANDAÍ	84
FIGURA 19 - TEOR DAS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS DE SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 3.....	85
FIGURA 20 - FLUXO DO TEOR DE MO E DE ARGILA NO DECORRER DO PERFIL	87
FIGURA 21 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO EM.....	89
FIGURA 22 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO EM.....	90

FIGURA 23 - PRIMEIRO PONTO DE COLETA DE SOLO DO MUNICÍPIO DE TIRADENTES.....	91
FIGURA 24 - TEOR DAS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS DE SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 4.....	92
FIGURA 25 - FLUXO DO TEOR DE MO E DE ARGILA NO DECORRER DO PERFIL EM FUNÇÃO DA PROFUNDIDADE DO SOLO.....	93
FIGURA 26 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO EM.....	95
FIGURA 27 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO EM FUNÇÃO	96
FIGURA 28 - SEGUNDO PONTO DE COLETA DE SOLO DO MUNICÍPIO DE TIRADENTES.....	97
FIGURA 29 - TEOR DAS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS DE SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 5.....	99
FIGURA 30 - FLUXO DO TEOR DE MO E DE ARGILA NO DECORRER DO PERFIL EM FUNÇÃO DA PROFUNDIDADE DO SOLO.....	100
FIGURA 31 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO EM.....	102
FIGURA 32 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO EM.....	104
FIGURA 33 - COLETA DE SOLO DO MUNICÍPIO DE BICHINHO	105
FIGURA 34 - TEOR DAS FRAÇÕES GRANULOMÉTRICAS DE SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 6.....	106
FIGURA 35 - FLUXO DO TEOR DE MO E DE ARGILA NO DECORRER DO PERFIL EM FUNÇÃO	107
FIGURA 36 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO EM.....	109
FIGURA 37 - COMPORTAMENTO DO TEOR DE MO E DE FÓSFORO DISPONÍVEL NO SOLO EM.....	110
FIGURA 38 - RELAÇÃO DO PT DO SOLO EM FUNÇÃO DA MO DO SOLO.....	112
FIGURA 39 - RELAÇÃO DO PTD DA ÁGUA EM FUNÇÃO DO PT DO SOLO	124

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - DESCRIÇÃO GEOLÓGICA DA FORMAÇÃO DO PLANALTO CAMPOS DAS VERTENTES.....	25
TABELA 2 - CLASSE DE SOLOS E TERMOS DE CONOTAÇÃO	31
TABELA 3 - TERMOS PARA INTERPRETAÇÃO DAS CORES DE SOLO DE ACORDO COM MUNSELL.....	34
TABELA 4 - SEPARAÇÃO DE PARTÍCULA DO SOLO PELO DIÂMETRO	35
TABELA 5 - GRUPOS TEXTURAIS E ABRANGÊNCIA	36
TABELA 6 - FONTE E INFLUÊNCIA NO VALOR DE PH	41
TABELA 7 - FATORES QUE CONTRIBUEM PARA O PODER TAMPONANTE OU CAPACIDADE DE H ⁺ DO SOLO	43
TABELA 8 - DESCRIÇÃO PRELIMINAR DA ESCALA DAS CORES DE MUNSELL DO PERFIL 1 EM CAMPO	68
TABELA 9 - ANÁLISES QUÍMICAS DO SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 1.....	73
TABELA 10 - DESCRIÇÃO PRELIMINAR DA ESCALA DAS CORES DE MUNSELL DO PERFIL 2 EM CAMPO	78
TABELA 11 - ANÁLISES QUÍMICAS DO SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 2	80
TABELA 12 - DESCRIÇÃO PRELIMINAR DA ESCALA DAS CORES DE MUNSELL DO PERFIL 3 EM CAMPO	85
TABELA 13 - ANÁLISES QUÍMICAS DO SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 3	88
TABELA 14 - DESCRIÇÃO PRELIMINAR DA ESCALA DAS CORES DE MUNSELL DO PERFIL 4 EM CAMPO	91
TABELA 15 - ANÁLISES QUÍMICAS DO SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 4	94
TABELA 16 - DESCRIÇÃO PRELIMINAR DA ESCALA DAS CORES DE MUNSELL DO PERFIL 5 EM CAMPO	98
TABELA 17 - ANÁLISES QUÍMICAS DO SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 5	101
TABELA 18 - DESCRIÇÃO PRELIMINAR DA ESCALA DAS CORES DE MUNSELL DO PERFIL 6 EM CAMPO	105
TABELA 19 - ANÁLISES QUÍMICAS DO SOLO POR HORIZONTE DO PERFIL 6	108
TABELA 20 - MÉDIAS ANUAIS DOS RESULTADOS DAS ANÁLISES DE P DISPONÍVEL E MO NOS SOLOS	111
TABELA 21 - PROPRIEDADES QUÍMICAS DA ÁGUA POR RIACHO	113
TABELA 22 - CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS QUANTO A SUA DESTINAÇÃO E PARÂMETROS DE QUALIDADE, SEGUNDO A RESOLUÇÃO CONAMA N°357/05.....	116
TABELA 23 - RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS DAS COLETAS DE ÁGUA POR PONTO DO RIACHO	118
TABELA 24 - MÉDIAS ANUAIS DOS RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS DAS COLETAS DE ÁGUA POR RIACHO	119
TABELA 25 - MÉDIAS ANUAIS DOS TEORES DE P DAS ANÁLISES DE ÁGUA E SOLO	122

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	20
2.1 CLIMA.....	21
2.2 GEOMORFOLOGIA E RELEVO.....	22
2.3 GEOLOGIA.....	24
2.4 PEDOLOGIA.....	26
2.5 VEGETAÇÃO	26
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	29
3.1 CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS.....	29
3.1.2 CORES.....	32
3.1.3 TEXTURA	34
3.1.4 TIPOS DE EROÇÃO DOS SOLOS.....	37
3.1.5 MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO	38
3.1.5.1 ESTRUTURA DA MO	39
3.1.5.2 PH DO SOLO E CAPACIDADE DE TROCA DE CÁTIOS DO SOLO (CTC)	40
3.1.5.3 COMPOSTOS DE COORDENAÇÃO E QUELATO.....	45
3.1.6 FÓSFORO NO SOLO	46
3.1.6.1 CICLO DO FÓSFORO.....	46
3.1.6.2 MINERALIZAÇÃO E IMOBILIZAÇÃO DO FÓSFORO NOS SOLOS.....	49
3.1.6.3 DISPONIBILIDADE DE FÓSFORO NO SOLO E FÓSFORO REMANESCENTE ...	50
3.1.6.4 ACÚMULO E PERDAS DE FÓSFORO, IMPACTOS AMBIENTAIS.....	51
3.1.7 CARBONO E FÓSFORO NA ÁGUA.....	53
3.1.7.1 CARBONO	53
3.1.7.2 FÓSFORO	56
4 METODOLOGIAS.....	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.
4.1 TRABALHO DE CAMPO.....	58
4.1.1 AMOSTRAGEM.....	58
4.1.2 AMOSTRAGEM PARA TEOR DE MO	58
4.1.3 AMOSTRAGEM DA ÁGUA E MEDIÇÃO DOS PARÂMETROS	58
4.2 PÓS-CAMPO	61
4.2.1 METODOLOGIAS ADOTADAS PARA ANÁLISE DO SOLO	61
4.2.1.1 PH DO SOLO	61
4.2.1.2 DETERMINAR O TEOR DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL EM SOLO	61
4.2.1.3 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE FÓSFORO DISPONÍVEL EM SOLO	63
4.2.2 METODOLOGIAS ADOTADAS PARA ANÁLISE DA ÁGUA.....	64
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	66
5.1 ANÁLISES DE SOLO POR REGIÃO DE COLETA	66
5.1.1 REGIÃO DE CARANDAÍ.....	66
5.1.1.1 PERFIL 1.....	66
5.1.1.2 PERFIL 2.....	76
5.1.1.3 PERFIL 3.....	83
5.1.2 REGIÃO DE TIRADENTES	90
5.1.2.1 PERFIL 4.....	90
5.1.2.2 PERFIL 5.....	97
5.1.3 REGIÃO DE VITORIANO VELOSO (BICHINHO)	104
5.1.3.1 PERFIL 6.....	104

5.2	RESULTADO DA RELAÇÃO DOS TEORES DE FÓSFORO DISPONÍVEL COM A MO	111
5.3	RESULTADO DAS ANÁLISES DA ÁGUA DOS RIACHOS.....	113
5.3.1	CONDUTIVIDADE.....	113
5.3.2	OXIGÊNIO DISSOLVIDO	115
5.3.3	ANÁLISES DE FÓSFORO	118
5.3.4	RELAÇÃO DO TEOR DE FÓSFORO ENCONTRADO NA ÁGUA E NO SOLO.....	121
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	125
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	127

1. INTRODUÇÃO

O solo como componente da biosfera é de suma importância do ponto de vista ambiental, uma vez que é fonte de alimento e moradia para inúmeros seres que nele habitam. Há uma interdependência de seres vivos e solo.

As atividades antrópicas, como a agricultura, tem grande impacto nesse sistema e por isso se faz necessária uma maior compreensão quanto aos aspectos de manutenção e comportamento do solo. Além disso, há de se atentar para os processos físicos, químicos e biológicos que interferem, por exemplo, na reserva de nutrientes e a sua biodisponibilidade para o crescimento e desenvolvimento das plantas e na estabilidade dos solos (MELO et al., 2009).

Nessa pesquisa se parte do entendimento de agricultura como a modificação da paisagem para produção de bens utilizados para sustento ou mercado. O que inclui atividades como silvicultura, cultura agrícola, biomassa, produção de combustível e pecuária (MOSS, 2007).

Os impactos causados pelas alterações na cobertura do solo afetam o clima regional e os insumos antropogênicos liberados para a biosfera, a partir de fertilizantes e poluentes atmosféricos, causam declínios na biodiversidade por meio da perda, modificação e fragmentação de habitats (FOLEY et al., 2005).

Verifica-se que em solos tropicais altamente intemperizados a composição da matéria orgânica (MO) tem grande importância em inúmeros processos no solo o que abrange desde o fornecimento de nutrientes à planta até na aeração e diversificação microbiana (SANTOS et al., 2010).

Dentre os fatores que afetam o declínio de matéria orgânica no solo os principais são: clima, textura do solo, drenagem, uso do solo e vegetação. A mudança dos sistemas de floresta nativa para sistemas agrícolas favorece o declínio nos estoques de matéria orgânica do solo (MOS) (LEITE, 2004). Essa redução pode estar atrelada ao aumento do revolvimento do solo que favorece a erosão, a processos de mineralização da matéria orgânica e oxidação de C orgânico do solo mais acelerados, ou até mesmo dos aportes orgânicos em

menores quantidades ou mais facilmente decompostos, em sistemas manejados quando comparados aos sistemas de florestas nativas (LEITE, 2004).

A literatura indica que até para a matéria orgânica dissolvida em bacias hidrográficas tropicais, o desflorestamento e o subsequente uso da terra influenciam no aumento das concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) na água devido aos mecanismos de altas exportações do COD das áreas agrícolas de pastagens ou erosão (GÜCKER et al., 2016).

A concentração e a porção das substâncias húmicas, frações húmicas da MO, que se encontra nos solos torna possível a obtenção de um indicador da qualidade dos solos. Uma das formas de ocorrência desse indicador é pela forte interação das substâncias húmicas com os grupos funcionais presentes na superfície do material mineral encontrado no solo (FONTANA et al., 2001; STEVENSON, 1994). Esse fator implica dizer que a estabilidade dos complexos é afetada significativamente pelo teor de MO (CRISTENSEN, 1992).

Como componente da MO e como participante de diversos processos no solo, nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P) são essenciais ao fator de crescimento das plantas terrestres e aquáticas, além de serem considerados nutrientes limitantes nesses ecossistemas (CONLEY, et al., 2009).

O P, sob a forma inorgânica é proveniente da intemperização e lixiviação de minerais fosfatados, uma vez que devido a sua reatividade não se encontra de forma elementar na natureza (ROBARDS et al., 1994; LOPES, 1998). Ainda de maneira natural, o P pode ser disponibilizado a partir: da decomposição de compostos de fósforo contendo matéria orgânica, seja por associação a MO ou ligação química, e da deposição atmosférica e erosão das margens dos rios durante as tempestades (ROBARDS et. al, 1994).

As propriedades determinantes do solo que ditam a erodibilidade, a resistência a erosão e o transporte são: a textura, densidade aparente, porosidade, teor de matéria orgânica, teor e estabilidade dos agregados e o pH (GUERRA et al., 2000).

A erosão hídrica dos solos é influenciada pela chuva, principalmente quando esta é concentrada em encostas desprovidas de vegetação, somente em torno de 5% corresponde ao escoamento superficial (TAVARES FILHO, 2014). A erosão ainda pode ocorrer por meio do contato solo-rocha, em descontinuidade litológica e pedológica, e ainda onde se encontra topografia íngreme. Estas são algumas condições naturais que aceleram os processos de degradação nas encostas das bacias hidrográficas (GUERRA et al., 2000).

O sedimento, produto gerado dos processos erosivos, é depositado em grande parte nos ambientes terrestres ou de água doce, o que contribui para a degradação da qualidade da água. Além dos impactos econômicos para o produtor agrícola e para estações de tratamento de água, são verificados impactos ambientais que podem atingir desde a biota aquática, até a qualidade da água, devido ao aporte de nutrientes, metais pesados, pesticidas e fósforo, que são carregados para dentro desses sistemas junto com o sedimento (UIEDA et al., 2004). Uma vez depositado em corpos d'água, o fósforo é incorporado e metabolizado constantemente pelo ambiente, que em excesso somados aos *inputs* antrópicos ocasionam a eutrofização (SMITH; SCHINDLER, 2009).

O objeto desta pesquisa consistiu na ampliação do entendimento da interação da matéria orgânica presente no solo com o fósforo em função do manejo. Assim, a pesquisa foi desenvolvida buscando responder a seguinte questão: de que forma as atividades antrópicas, como a agricultura e a urbanização, podem afetar a relação entre MO e P no solo?

Para tanto, a hipótese adotada baseou-se no fato de que as atividades antrópicas exercem grande impacto no comportamento do solo, podendo inclusive afetar a relação entre MO e P. A agricultura intensiva aumenta a erosão e a carga de sedimentos, além de lixiviar os nutrientes e os insumos agrícolas para as águas subterrâneas, córregos e rios. (FOLEY et al., 2005; MOSS, 2007). Por seu turno, a urbanização afeta a qualidade da água, especialmente onde o tratamento de águas residuais está ausente. O fósforo liberado das atividades agrícolas ou do esterco animal têm exatamente os

mesmos efeitos que aqueles produzidos por drenagem da rua e de dejetos humanos (MOSS, 2007).

Os insumos antropogênicos, os quais inclui o fósforo, liberados para a biosfera, a partir de fertilizantes e poluentes atmosféricos, excedem aqueles das fontes naturais (FOLEY et al., 2005).

Nutrientes como o fósforo são naturalmente escassos por razões próprias, como a baixa solubilidade e fenômenos aleatórios de formação do planeta que afetam a sua abundância absoluta (MOSS, 2007). A natureza complexa das reações entre o solo e o fosfato tem sido frequentemente objeto de estudo, isso porque além da deficiência de fósforo nos solos, as reações direta (sorção) e reversa (dessorção) são influenciadas pela concentração de fosfato, pH, concentração de eletrólito, período de reação e temperatura (BARROW, 1983). O fósforo, assim como o nitrogênio e outros elementos, pode ser disponibilizado pela matéria orgânica através da decomposição (SANTOS et al., 2010).

A matéria orgânica atua, entre outras coisas, como estabilizante da estrutura do solo e na disposição de nutrientes. Daí se torna possível inferir que a capacidade produtiva do solo é basicamente dependente deste constituinte (SANTOS et al., 2010).

Um dos métodos adotados nessa pesquisa consistiu na realização da coleta de solo nas proximidades de corpos d'água. As amostras de solo foram coletadas em três locais distintos em função do manejo e do tipo de solo predominante no local. Para tanto, os pontos coletados estão situados nos municípios de: Carandaí, Prados e Tiradentes, localizados na bacia do Rio das Mortes.

Após coleta de solo foram coletadas amostras de água como forma de avaliar a correlação do PTD (fósforo total dissolvido) na água, e o PD (fósforo disponível) no solo, que poderiam ter sido carregados para os corpos d'água em que ocorreram a coleta, seja por processo de lixiviação, seja por erosão decorrente do manejo do solo. Os corpos d'água analisados na pesquisa foram: Riacho Arenoso, Córrego Sumidouro e Córrego do Bichinho.

Esta pesquisa teve como objetivo geral analisar a importância na fixação da matéria orgânica por P, presente no solo e/ou na água em distintos locais com diferentes usos do solo e como isso pode se refletir nos atributos físicos de textura/granulometria. E como objetivos específicos: verificar como o uso da terra e o conteúdo orgânico dos solos influenciam na quantidade da matéria orgânica encontrada nos corpos d'água analisados; quantificar as espécies orgânicas e inorgânicas de P que se encontram consorciados/ou presentes no solo e na água em áreas naturais e antropomorfizadas (pastagens e agricultura) como forma de avaliar a qualidade do solo em função do seu uso; e, avaliar a influência do uso do solo sob suas características físicas, quanto a sua estrutura, textura/granulometria afetando a quantidade de matéria orgânica que chega aos corpos d'água.

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A escolha dos pontos de coleta se deu em função de estudos anteriores que haviam sido feitos na área, o que possibilitou um diálogo entre os estudos. Dessa forma as amostras foram coletadas em três pontos na mesorregião Campos das Vertentes (Minas Gerais) nos municípios de Carandaí, Tiradentes, e Prados/Distrito de Vitoriano Veloso, que é conhecido localmente como Bichinho, **Figura 1 e 2** que apresentadas a seguir.

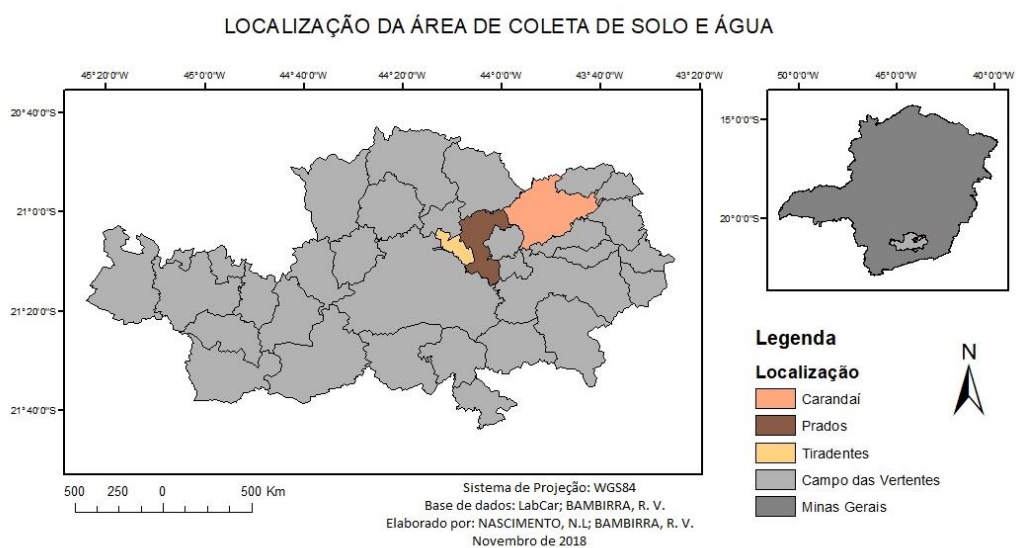


Figura 1- Mapa de localização regional das coletas
Fonte: Nascimento et al.(2018)

PONTOS AMOSTRAIS DE SOLO E ÁGUA

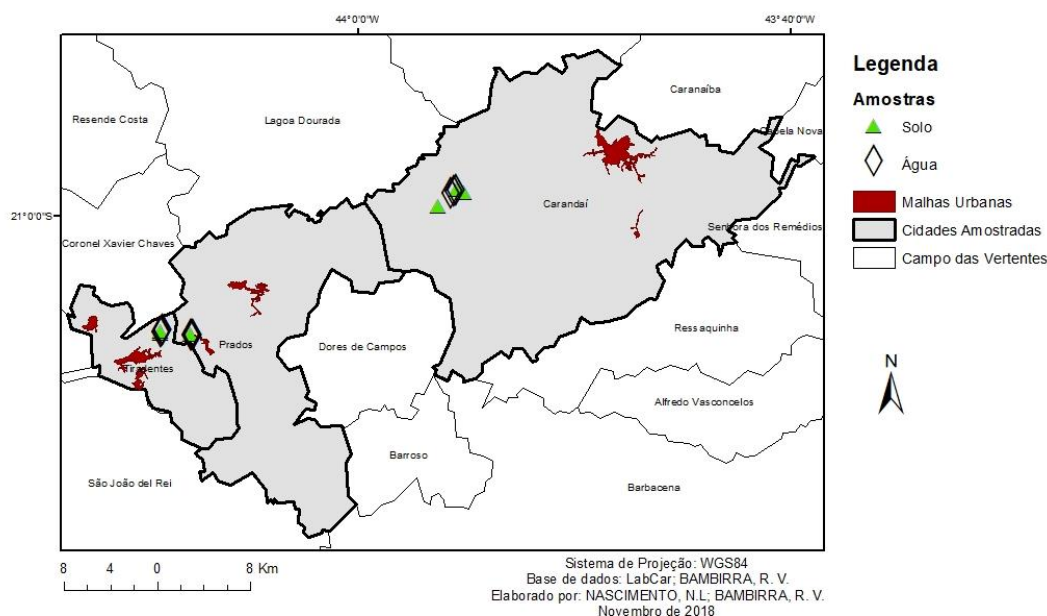


Figura 2 - Mapa de localização dos Pontos de Coleta
Fonte: Nascimento et al.(2018)

2.1 Clima

Para o município de Carandaí o clima foi caracterizado como subtropical de altitude Cwb, de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, onde verifica inverno seco e verão ameno, com temperatura média do mês mais quente inferior 22 °C (EMBRAPA, s/d). Índice pluviométrico anual de 1436,1 mm (BARUQUI et al., 2006; FERREIRA NETO, 2010). O distrito de Vitoriano Veloso segue a mesma classificação acima mencionada.

No município de Tiradentes o clima é classificado como Cwa, subtropical de inverno seco com temperatura inferior a 18°C e verão quente com temperatura superior a 22°C (EMBRAPA, s/d). O mês mais seco tem precipitação inferior à décima parte da precipitação do mês mais chuvoso. Este tipo de clima predomina na Zona Campos das Vertentes. Em Tiradentes a temperatura média é 20.2 °C 1450 mm é a pluviosidade média anual (BARUQUI et al., 2006).

2.2 Geomorfologia e relevo

As áreas de estudo estão localizadas geologicamente na Região dos Planaltos do Alto Rio Grande, inserido na Unidade Planalto de Andrelândia logo no Planalto dos Campos das Vertentes (HORTA, 2006).

A maior parte da área fisiográfica Campos das Vertentes encontra-se inserida na unidade geomorfológica “Planalto dos Campos das Vertentes”, subdivisão advinda da diferenciação dos ambientes de dissecção identificados pelo mapeamento RADAM/83 do “Planalto Centro Sul de Minas”, que se encontra em domínio morfoestrutural “Escudo Exposto”, formados essencialmente por rochas de embasamento cristalino granitos/gnaisses, onde há o predomínio de formas de modelados tipo colinas e morros de vertentes convexo-côncavas (RADAMBRASIL, 1983; BARUQUI et al., 2006).

Há uma diminuta parte da zona Campos das Vertentes que se encontra imersa na unidade geomorfológica “Planalto de Andrelândia”, subdivisão dos “Planaltos do Alto Rio Grande”, região geomorfológica pertencente ao domínio morfoestrutural “Remanescentes de Cadeias Dobradas”. O que ocorre nesta unidade ao centro sul da microrregião Campos das Mantiqueira, em especial nos Municípios de São João del-Rei, Tiradentes, Barroso e Barbacena, é a apresentação de um relevo com padrão de dissecamento homogênea, com tendência mais pronunciada para as densidades de drenagem média a baixa, representada por colinas com topos convexos a tabulares e encostas, também suavizadas, intercaladas por cristas alongadas, geralmente assimétricas e frequente voçorocamento com dezenas de metros de extensão e largura considerável (BARUQUI et al., 2006).

Compreendida totalmente em Minas Gerais, tem-se que ao norte do Planalto de Campos das Vertentes, um elevado compartimento planálticos intensamente dissecados em formas mamelorares e cristas, a unidade destaca-se como importantes divisor de quatro grandes bacias hidrográficas: rios Doce, São Francisco, Paraná e Paraíba do Sul (RADAMBRASIL, 1983). Com altimetrias que variam de 400 a 1400 m, que geralmente são formadas

por rochas mais resistentes ao processo de intemperismo, gerando unidades geomorfológicas mais elevadas. É possível citar a Serra de São José nos municípios de São João del Rei e Tiradentes que são formadas essencialmente por quartzitos, sendo as maiores altitudes encontradas na área de estudo.

A bacia do Rio Grande faz parte da bacia do Rio Paraná, e está situada na Região Sudeste do Brasil, na Região Hidrográfica Paraná que, em conjunto com as Regiões Hidrográficas Paraguai e Uruguai, compõe a Bacia do Prata. É uma bacia hidrográfica de expressiva área territorial, com mais de 143 mil Km² de área de drenagem (CBHGRANDE, s/d).

A Bacia Hidrográfica do Rio Grande é formada por 393 municípios, dos quais dois importantes estados brasileiros: Minas Gerais, a norte, com 60,2% da área de drenagem da bacia, e São Paulo, ao sul, com 39,8% da área (CBHGRANDE, s/d).

O Rio Grande nasce na Serra da Mantiqueira, no município de Bocaina de Minas (MG), a uma altitude aproximada de 1.980 metros. Os principais afluentes do Grande pela margem direita são os Rios das Mortes, Jacaré, Santana, Pouso Alegre, Uberaba e Verde ou Feio; e na margem esquerda os rios Capivari, Verde, Sapucaí-Mirim, Sapucaí (mineiro), Pardo, Sapucaí (paulista), Mogi-Guaçu e Turvo (CBHGRANDE, s/d).

A sub-bacia do Rio das Mortes apresenta predominância de solos do tipo cambissolos distróficos/állicos, com elevado potencial de produção de sedimentos e intenso processo de ravinamento acelerado (EUCLYDES et al., 2004). O uso do solo na sub-bacia do Rio das Mortes se encontra aplicada em 52% do total da bacia em área de vegetação nativa, seguido pelo uso da agricultura ao qual tem contribuição percentual de atividades como pastagem, 30%, plantações de lavouras, 6%, de áreas abertas de solo e queimadas, 7%, de eucalipto, 1%. O uso por de áreas urbanas está em 4% (AGUIAR et al. 2015).

2.3 Geologia

As principais unidades geológicas que ocorrem na região da Bacia do Rio das Mortes datam de idades arqueana e proterozóica, e secundariamente terciária-quadernária. As grandes unidades lito-estratigráficas são o: Complexo Gnáissico-Migmatítico (migmatitos, gnaisses, granitóides e cataclasitos). • Grupo Barbacena Indiviso (metassedimentos, migmatitos e metabasitos), Grupo Andrelândia (xistos, gnaisses e quartzitos), Grupo São João Del Rei (metapsamitos, metapelitos e micaxistos com. bancos de calcário intercalados), as intrusivas associadas e as coberturas sedimentares recentes. (BAUMGRATZ, 1989), ver **Tabela 1** para maior detalhamento.

As formações do Grupo São João del Rei (Formação Tiradentes, Rio Elvas, Barroso e Prados). A Formação Tiradentes tem a área de ocorrência nos limites das serras do Lenheiro e São José, localizadas próximas a São João Del Rei e Tiradentes. Já a Formação do Rio Elvas ocorre numa faixa de orientação aproximada Leste-Oeste, entre as cidades de Barbacena e São João Del Rei, com largura de afloramento (média) de 15 km, na área em questão. A Formação Barroso se dá em pequenas faixas ao longo do alto Rio Elvas e nos arredores da cidade homônima, bem como no extremo oeste da bacia. O calcário possui sua ocorrência mais significativa dentro desta unidade geológica, na bacia do Rio das Mortes. Finalmente a Formação Prados percorre uma faixa direcional de N60L, que se inicia no centro da bacia do rio das Mortes (São João Del Rei) e vai se adelgando ao aproximar-se da borda noroeste da bacia (norte de Carandaí) (BAUMGRATZ, 1989).

As Rochas Intrusivas associadas compreendem as rochas ácidas intermediárias e as básicas/ultrabásicas. As ácidas/intermediárias que possuem maior extensão areal que as básicas/ultrabásicas; afloram como corpos esparsos, em geral de pequenas dimensões, na porção centro-ocidental da bacia e são representadas por dioritos e quartzos de dioritos. Já as rochas básica/ultrabásicas são representadas por metagabros, metadiabásios, anfíbolitos e rochas similares. Possuem maior expressão areal na Serra de

Bonsucesso, onde forma todo o seu flanco oeste. Corpos menores ocorrem no extremo noroeste, próximo ao ribeirão da Boa Vista, e a Sudeste de Tiradentes, próximo ao Rio Elvas (BAUMGRATZ, 1989).

Representantes do quaternárias-holocênicas os aluviões que são depósitos sedimentares depositados pelos canais fluviais, que em alguns casos podem estar intercalados com unidades coluviais. Estes apresentam importância econômica como fornecedor de ouro, cassiterita e columbitantalita. São notáveis depósitos eluviais, economicamente aproveitáveis, na província tantaló-estaniífera de São João Del Rei. As maiores ocorrências de aluviões estão situadas na parte centro-oriental da bacia, no Rio das Mortes, Rio Elvas e Rio Carandai. Outras aluviões menores ocorrem sobre o Rio das Mortes Pequeno, Ribeirão dos Tabuões e Rio Pirapitinga, na parte ocidental da região, e de forma esparsa pelo resto da bacia (BAUMGRATZ, 1989).

Tabela 1 - Descrição geológica da formação do Planalto Campos das Vertentes

(Continua)

Grupo São João del Rei	Formação Rio Elvas	Quartzo-plagioclásio - muscovita - biotita - xistos de cor ~scura, cinzentos, por vezes com clorita e lentes de quartzito ou de metacalcário subordinados.
	Formação Barroso	Metarnargas (calcofilitos) e metacalcários, com filitos grafitosos, calcoxistos e metaconglomerados brechóides subordinados.
	Formação Prados	Filitos negros no topo e metassiltitos grauváquicos e conglomerados (-basais e intraformacionais) na base. Os metassiltitos encerram corpos lenticulares de metacalcário. Ao sul da região de ocorrência, predominam filitos argilosos com espessura provável de 1.200 m.
	Formação Tiradentes	Quartzitos puros, quartzitos sericíticos plaqueados e maciços; quartzitos e metassiltitos caulínicos pouco coerentes. Localmente apresenta quartzitos com estratificação cruzada e metaconglomerados

Tabela 2 - Descrição geológica da formação do Planalto Campos das Vertentes

(Conclusão)

Proterozóico Médio	Grupo Andrelândia	Constituído por quartzo-biotita-muscovita-xistos(micaxistos escuros) e quartzo-muscovita-biotita-xistos (micaxistos claros), por vezes feldspáticos. Pode apresentar corpos de quartzitos muscovíticos granatíferos, raramente com cianita e estauroлита. Mudanças de fácies laterais e verticais fazem predominar localmente corpos de quartzito sobre xistos e gnaisses
Arqueano Indiviso	Complexo Gnáissico-Migmatítico (Agm)	Constituído de gnaisse e migmatitos leucocráticos, bandados, de composição granítica, granodiorítica ou tonalítica. Apresenta rochas que sofreram deformações intensas, como milonitos, ultra-milonitos e filonitos.
	Grupo Barbacena Indiviso (Ab)	Metassedimentar: gnaisses biotíticos e feldspáticos, leitos de quartzito branco bastante recristalizado, migmatitos ricos em biotita. - Metabasítica: Clorita-xistos, anfibolitos, metagabros, serpentinitos, esteatitos e tremolita-xistos. Ocorrem subordinadamente gonditos, filitos e xistos grafitosos..

Fonte: BAUMGRATZ, 1989.

2.4 Pedologia

Por parte do Rio Grande há uma grande deposição de sedimentos pela Bacia Hidrográfica do Rio das Mortes, dessa forma existe uma grande variedade de solos na região. Dessa forma, os solos que abrangem essa região foram classificados em: Latossolo, Cambissolos, Argissolos, gleissolos e Neossolos litólicos e Flúvicos (EMBRAPA, 2006).

2.5 Vegetação

A vegetação natural é bem diversa, para a área descrita, as principais vegetações identificadas na área de estudo são floresta tropical e campos de

altitude, floresta estacional semidecidual e Cerrado (campo limpo, sujo e rupestre).

No Município de Prados encontra desde espécies de floresta tropical como as do cerrado, representado por manchas esparsas, até as de campos de altitude que são mais comuns no município, principalmente nas áreas mais elevadas presentes na Serra de São José (Prefeitura de Prados, s/d).

A paisagem de Carandaí e entorno é caracterizada como sendo uma paisagem, com ênfase nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Secundária, considerando sua evolução durante o período de 1984 a 2007 (CALEGARI, et al., 2010). As vegetações das florestas estacional semidecidual, caracterizam-se em sua maioria por matas densas com presença de uma estrato superior a 20m de altura com a diferença significativa entre as florestas semidecidual (BARUQUI et al., 2006.). Uma característica importante apresentada por esse tipo de vegetação é a perda razoável de folhas no período seco, notadamente no estrato arbóreo (ARAÚJO FILHO, 2009). E os principais tipos de solos associados a esta cobertura vegetal são os Argissolos e Latossolos, solos que caracterizam-se pela baixa fertilidade natural e ainda alguns Argissolos Vermelhos (ARAÚJO FILHO, 2009).

No Município de Tiradentes são encontradas vegetações do tipo cerrado (campo limpo sujo e rupestre). Campo limpo e rupestre apresentam a característica geral do estrato arbustivo, subarbustivo denso e graminoso-herbáceo e, composição florística muito variável. Nas surgentes há normalmente um tapete graminoso-herbáceo quase sem interrupção na parte central, geralmente mais deprimida e, alguns subarbustos e arbustos em seus limites de expansão (BARUQUI et al., 2006.). A vegetação classificada como Campo Sujo apresenta um tipo fisionômico estritamente arbustivo-herbáceo, com arbustos e subarbustos esparsos cujas plantas, na maioria das vezes são constituídas por indivíduos menos desenvolvidos das espécies arbóreas do Cerrado sentido restrito. Esse tipo de vegetação normalmente é encontrado em solos rasos como os Neossolos Litólicos, Cambissolos ou Plintossolos Pétricos, ou ainda em solos profundos e de baixa fertilidade (álícos ou distróficos) como

os Latossolos de textura média e Neossolos Quartzênicos (RIBEIRO et al., s/d).

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Classificação de solos

A antiga classificação dos solos no Brasil iniciou-se em 1950 e caiu em desuso em 1999, e diante da necessidade em um novo sistema que abrangesse critérios e conceitos adotados pela FAO-UNESCO em 1979 iniciaram-se levantamentos pedológicos em todo Brasil sob a coordenação do Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos da Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (JACOMINE, 2009).

A taxonomia do solo inclui análise morfogenética, multicategórica, descendente aberta (incompleto) e de abrangência nacional (JACOMINE, 2009). Para o trabalho em questão os atributos adotados na classificação se fundaram nos processos morfogenéticos que se estrutura em processos pedogenéticos e propriedades relevantes à expressão da gênese dos solos, tais como atributos morfologia, físico-química e mineralógico, e processos multicategóricos que se constitui na caracterização hierárquica de várias categorias, tais como, ordem (nível mais generalizado), Subordem, Grande grupo, Subgrupo, Família e Série (nível menos generalizado).

Quando em campo a descrição do solo compreende o registro das suas características, por meio de análise do perfil in natura. Neste processo inclui-se a delimitação dos horizontes e/ou camadas, com identificação e registro das propriedades morfológicas de cada um de forma isolada, caracterizando a transição entre eles (as), a profundidade e espessura, a cor, a textura, a estrutura, a consistência e demais particularidades (IBGE, 2015). Tem-se por definição que o horizonte do solo é uma seção de constituição mineral ou orgânica, à superfície do terreno ou aproximadamente paralela a esta que se encontra parcialmente exposta no perfil e dotada de propriedades geradas por processos formadores do solo a partir do intemperismo do substrato rochoso ou de sedimentos de natureza diversa, que lhe atribuem qualidades de inter-relacionamento com outros horizontes e componentes do perfil (IBGE, 2015; EMBRAPA, 2018). Em termos de horizonte do solo, ainda há uma subdivisão

que o traz como horizonte genético (pedogênico) que se apresenta por meio de distinções qualitativas em determinadas seções dos perfis dos solos sujeitos a diferentes graus de alteração pelas quais passam o material de origem e horizonte diagnóstico, de cunho quantitativo, apresenta propriedades selecionadas que permitem identificar e distinguir classes (táxons) de solos (EMBRAPA, 2006).

De forma sintetizada os horizontes/ e ou camadas que compõem o perfil do solo, com suas especificidades, os sufixos de horizontes e camadas virão apresentadas no trabalho em resultados e discussões conforme a necessidade do uso destas neste. Em 1º nível categórico se encontra as ordens, aos quais são separadas pela presença ou ausência de alguns atributos, horizontes diagnósticos ou propriedades com possível identificação em campo que apresentam diferenças no tipo e grau de desenvolvimento nos processos que atuaram na formação do solo (EMBRAPA, 2006; JACOMINE, 2009). O 1º nível é composto por 13 classes, a nomeação segue associada pelo nome do elemento formativo com a terminação “ssolos” (JACOMINE, 2009; IBGE, 2015; EMBRAPA, 2006). Segue **Tabela 2.** com o nome das classes em ordem alfabética.

Tabela 3 - Classe de solos e termos de conotação

Classe	Elemento formativo	Termos de conotação
ARGISSOLO	ARGI	Acumulação de argila
CAMBISSOLO	CAMBI	Horizonte B incipiente, ou seja, em formação (transformação)
CHERNOSSOLO	CHERNO	Preto, rico em matéria orgânica
ESPODOSSOLO	ESPODO	Solos com horizonte de acumulação iluvial de matéria orgânica associada à presença de alumínio. Horizonte B espódico
GLEISSOLO	GLEI	Solos com excesso de água. Horizonte glei.
LATOSSOLO	LATO	Solos muito intemperizados. Horizonte B latossólico.
LUVISSOLO	LUVI	Translocação de argila. Horizonte B textural com alta saturação por bases e Ta
NEOSSOLO	NEO	Pouco desenvolvimento pedogenético.
NITOSSOLO	NITO	Solos com superfícies brilhantes nas unidades estruturais. Horizonte B nítico.
ORGANOSSOLO	ORGANO	Solos que apresentam majoritariamente constituição orgânica. Horizonte orgânico H ou O
PLANOSSOLO	PLANO	Solos desenvolvidos em planícies ou depressões com encharcamento estacional. Horizonte B plânico.
PLINTOSSOLO	PLINTO	Solos que apresentam materiais argilosos coloridos que endurecem quando expostos ao ar. Horizonte plíntico.
VERTISSOLO	VERTI	Solos que apresentam movimento de material de solo na superfície e que atinge a subsuperfície (expansão/contração). Horizonte vértico.

Fonte: EMBRAPA, 2018.

As classes que compreendem o 2º nível categórico, subordem, são usualmente utilizadas para separar o solo no 1º nível categórico e ainda ressaltam características responsáveis pela ausência de diferenciação de horizontes diagnósticos. Outras caracterizações para esse nível envolvem propriedades resultantes da gênese do solo e que são extremamente importantes para o desenvolvimento das plantas e/ou para usos não agrícolas e que tenham grande número de propriedades acessórias e agregado a isso tudo são capazes de ressaltar propriedades ou características diferenciais que representam variações importantes dentro das classes do 1º nível categórico (EMBRAPA, 2006).

3.1.2 Cores

A cor pode ser utilizada para fornecer indicações sobre o material de origem, conteúdo de matéria orgânica, condições de drenagem e teores de óxidos de Fe, logo fixação de P, por exemplo, dando ideia geral sobre a fertilidade geral do solo (RESENDE et al., 2007) e ainda relações com as condições atmosféricas e/ pedoambientais que compõem a formação do solo (GUERRA et al., 2000).

Pela cor é possível observar a principio que solos que apresentam coloração mais escura ou preta geralmente ocorrem no horizonte superficial e são um indicativo de boa estruturação, de teores de matéria orgânica e capacidade de troca de cátions bem mais elevados que no horizonte superficial de solos de coloração mais clara e mesma textura (OLIVEIRA, 2011). Cores vermelhas, amarelas, castanhas e seus tons intermediários já expressam presença de ferro em compostos oxidados específicos de materiais em clima tropical, enquanto que os materiais evoluídos em climas temperados apresentaram cores de solos mais escuros como pretas, cinzas, marrons, já que o ferro se encontra na estrutura dos argilominerais mais complexos tipo esmectita e vermiculita, e argilominerais do tipo 2:1 (TOLEDO, 2009).

Uma vez que, diversas variáveis influenciam na observação das cores do solo, a cor apresentada não pode ser relacionada à quantidade do componente que confere aquela cor ao solo, uma vez que variáveis como grau de cristalização, hidratação e associação com outros materiais podem ser determinantes nessa variabilidade de cores e tons (TOLEDO, 2009).

A cor é avaliada por meio da comparação visual de torrões do solo sob a luz do sol em condições úmidas e molhadas com padrões de cor da escala da cor de Munsell.

De forma simplificada, os cadernos ou cadernetas de solos contêm sete cartas ou cartões de cores para as 7 notações de matiz, e para cada uma delas duas páginas contendo cada uma delas respectivo símbolo na parte superior. Na página da direita, concentram-se vários padrões de cores pertinentes àquela notação de matiz, junto a perfurações em forma de círculo, que facilitam a comparação das amostras com os diversos padrões de cores. A da esquerda consta os códigos de notação de valor e croma correspondentes a cada padrão de cor, junto ao nome da cor em inglês **Tabela 3** (IBGE, 2015).

Tabela 4 - Termos para interpretação das cores de solo de acordo com Munsell

Matizes principais (cor)	Matizes intermediários (cor)	Notações de matizes
vermelha (R)	vermelha-amarela (YR)	10R
amarela (Y)	amarela-verde (GY)	2,5YR
verde (G)	verde-azul (BG)	5YR
azul (B)	azul-roxo (PB)	7,5YR
roxa (P)	roxo-vermelho (RP)	10YR
		2,5Y
		5Y

Nota: Adaptação de IBGE, 2015

^aCada composição de matiz (R,YR ou Y) acontece com os algarismos crescendo da esquerda para a direita da caderneta, denotando o acréscimo do pigmento amarelo e função da participação do vermelho.

^bO ponto 0 presente em cada composição do matiz coincide com o ponto de máxima participação da matiz anterior, sendo portanto não representado.

^cpara a maior ou menor participação dos pigmentos branco ou preto (claridade ou escurecimento) em relação a uma escala neutra, varia de 0, preto absoluto, a 10, branco absoluto na posição vertical do lado esquerdo das páginas das cartas onde o crescimento do intervalo ocorre de maneira regular da base para o topo (IBGE,2015).

3.1.3 Textura

No campo das análises físicas de solo se incluem dois segmentos a granulometria e a textura, no que se refere ao primeiro se incluem todas as frações ou partículas do solo, o que abrange desde a partícula de origem coloidal até as mais grosseiras (calhaus e cascalhos). Já no que condiz o segundo termo, tem-se que este envolve apenas as partículas de granulometria menor que 2mm de diâmetro. Essa porção é expressa em g.kg^{-1} separadas pelo tamanho conforme **Tabela 4** (IBGE, 2015).

Tabela 5 - Separação de partícula do solo pelo diâmetro

Escala de Atterberg modificada	Diâmetro (mm)	Detalhamento da escala para estudos erosivos	Diâmetro (mm)
Argila	<0,002	Argila	<0,002
Silte	0,002-< 0,05	Silte	0,002-< 0,05
Areia fina	0,05-< 0,2	Areia muito fina	0,05-< 0,1
Areia grossa	0,2-< 2	Areia fina	0,1-< 0,25
-	-	Areia média	0,25-<0,5
-	-	Areia grossa	0,5-<1
-	-	Areia muito grossa	1-<2

Fonte: IBGE, 2015.

As partículas de solo são agrupadas em classes texturais, na literatura internacional, encontram-se diversas informações sobre textura, contudo não um padrão universal. No Brasil, adota-se o agrupamento de classes proposto pelo Serviço de Conservação de Solos do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos. Nesses agrupamentos as classes texturais se encontram dispostas em um triângulo e por meio da quantificação da fração de areia, silte e argila é possível enquadrá-lo em uma categoria (OLIVEIRA, 2011).

Os agrupamentos das classes texturais constituem um conjunto de características de unidades taxonômicas que permitem distinguir até o 4º nível categórico do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) em função da composição granulométrica que permite distinguir os vários solos considerando as classes texturais primárias de textura. Os grupos e a abrangência das classes texturais podem ser vistas vide **Tabela 5** (IBGE, 2015).

Tabela 6 - Grupos texturais e abrangência

Grupo	Abrangência
Arenosa	Classes texturais de areia e areia franca
Argilosa	Classes texturais com composição granulométrica de 350 a 600g.kg ⁻¹ de argila
Média	Classes texturais com composição granulométrica menos de 350g.kg ⁻¹ de argila e mais de 150g.kg ⁻¹ de areia, excluídas as classes texturais de areia e areia franca
Muito argilosa	Classes texturais muito argilosa com mais de 600g.kg ⁻¹ de argila
Siltosa	Classes texturais que tenham quantidade de silte maior 650g.kg ⁻¹ , de areia menor que 150g.kg ⁻¹ e de argila menor que 350g.kg ⁻¹

Fonte: IBGE, 2015.

Segundo a SiBCS as classes texturais não são usais como critério diagnóstico nos níveis hierárquicos salvo para definição da subordem dos Neossolos Quartzarênicos e como auxiliares de vários horizontes diagnósticos, bem como em níveis categóricos mais baixos, ainda não estabelecidos. Dessa forma quando utilizadas elas podem ser classificadas como unitária, binária ou contrastante. As classes binárias diferente das unitárias possuem a classe textural do horizonte A diferente do horizonte subsequente, e possuem uma grafia de classe textural separada por barra (/) (OLIVEIRA, 2011).

O teor de argila é outro fator distintivo dessas classes. As classes unitárias apresentam aumento discreto de argila ao longo do perfil, logo pequena relação textural, o inverso ocorre nas texturas binários ocorre um aumento expressivo de argila no horizonte B, em relação ao horizonte A e as vezes no horizonte C. Neste caso observa-se uma representação gráfica de “barriga” acentuada. Por outro lado, mudança textural contrastante, ocorre aumento expressivo de argila no horizonte B em relação ao horizonte suprajacente sem que ocorra uma mudança textura abrupta apresentam acentuada inflexão na curva do gráfico de distribuição de argila imediatamente após o horizonte A ou E (OLIVEIRA, 2011).

A textura unitária é observada em Latossolos, Vertissolos, Cambissolos, Neossolos Regolíticos, Neossolos Litólicos e Nitossolos. Os solos que apresentam a textura binária são os Chernossolos, Argissolos, Luvisolos e os Planossolos. Textura binária ou unitária podem estar presentes em Espodossolos, Plintossolos e Gleissolos, este último ainda pode apresentar a textura errática, pois normalmente são solos desenvolvidos em planícies aluviais, onde a ocorrência do material estratificado é comum (OLIVEIRA,2011).

3.1.4 Tipos de Erosão dos solos

Os processos erosivos mais importantes, em áreas de clima tropical úmido são a erosão pluvial decorrente da ação das águas das chuvas, a erosão fluvial ocasionada pela ação dos rios e movimentos de massa, onde ocorre o desprendimento e transporte do solo e/ ou material rochoso devido a ação da gravidade e da água (FLORENZANO, 2008).

Nos processos inerentes a erosão hídrica por ação pluvial verifica-se que quanto maior a intensidade da chuva, maior vai ser o diâmetro das gotas, a velocidade terminal e energia cinética, e assim maior será a sua capacidade de desagregação do solo (TAVARES FILHO, 2014). Essa desestabilização do agregado pode até despedaçá-lo (PRIMAVESI, 2019).

O primeiro estágio da erosão pluvial é o *splash*, nesse processo a força cinética da gota da chuva é capaz de arremessar as partículas arrancadas do solo de 1 a 2 metros de distância, esse é um dos processos que compõe a destruição física dos grumos do solo (PRIMAVESI, 2019), dessa forma ocorre o selamento do topo do solo, e a conseqüente formação de crostas (FLORENZANO, 2008). No segundo estágio a medida que o solo se torna saturado com a infiltração da água, ocorre a formação de poças (*ponds*) na superfície. No próximo estágio há o escoamento superficial (*runoff*), onde as águas acumuladas nas depressões começam a escoar pelas vertentes devido a saturação de água no solo (FLORENZANO, 2008). Devido ao fluxo inicial

difuso a erosão é inicialmente laminar (GUERRA et al., 2000). Com a concentração do fluxo linear começa a se concentrar dando início ao terceiro estágio, microrravinas (FLORENZANO, 2008). E finalmente, o último estágio onde as ravinas podem evoluir com o aumento da intensidade das precipitações pluviométricas e a depender do relevo e a estrutura do solo, para sulcos e voçorocas que são padrões de erosão do tipo concentrada. (GUERRA et al., 2000).

3.1.5 Matéria orgânica do solo

A matéria orgânica (MO) do solo é essencialmente um material chamado húmus. Esse material se origina basicamente das plantas fotossintéticas e alguns componentes (como celulose e hemicelulose) que se encontram decompostos sobre o solo (BAIRD et al., 2011). O processo inteiro de transformação pode ser subdividido em duas etapas, onde na primeira, a degradação ou mineralização, se consiste na transformação de 70 a 80% da matéria orgânica em moléculas simples como dióxido de carbono e água e material mais elaborado como compostos fenólicos e lignificados que irão evoluir nos processos seguintes, por ação física, química e biológica, que decorrem de estados pedoclimáticos. A segunda etapa, humificação, em que a matéria orgânica será degradada a compostos mais estáveis, originando dessa forma o húmus, que também é responsável pela cor escura do solo (MIELNICZUK, 2008).

Dentre os diversos fatores que afetam o teor de MO encontrados nos solos, a diversidade de solos é um destes. Solos do cerrado brasileiro, por exemplo, mais especificamente os caracterizados como latossolos apresentam um percentual médio de 1 a 4% de matéria orgânica, sendo, por vezes, caracterizados como solos minerais, uma vez que se encontram em regiões de clima tropical quente e subúmido, onde se tem uma rápida decomposição da matéria orgânica e raro acúmulo de húmus (OLIVEIRA et al., 2011). Apesar baixa representatividade do teor encontrado de MO em solos tropicais, existe

uma influência nas propriedades químicas, físicas e biológicas de águas, solos e sedimentos, devido à baixa atividade dos minerais argilosos (BAYER et al., 2002).

A MO encontrada no solo também está sujeita a diversas variáveis, tais como, temperatura, umidade, drenagem e manejo, e mesmo essas variáveis sendo semelhantes é possível verificar variação nos teores de matéria orgânica encontrada. Esse fato é observável porque os solos possuem diferentes capacidades de retenção e proteção à decomposição da matéria orgânica, em função das suas superfícies específicas, que estão sujeitas a sua textura e/ou granulometria, sendo assim, quanto maior for essa superfície mais húmus será adsorvido e protegido pela porção inorgânica do solo (LEPSH et al., 1982). Importante salientar que a textura do solo influencia em seu processo de erosão devido a facilidade de remoção de alguns grãos em detrimento de outros (GUERRA et al., 2000). Dessa forma, o teor de MO confere mais estabilidade aos agregados, permitindo maior infiltração e, com isso, maior resistência ao impacto das gotas das chuvas. Esse fato contribui ainda para minimizar a degradação ambiental por erosão do solo (GUERRA et al., 2000).

3.1.5.1 Estrutura da MO

Como todo composto de origem orgânico a constituição básica da MO são moléculas com átomos de carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N), fósforo (P), enxofre (S), entre outros. Desses constituintes, 90% da estrutura é C seguido de proporções menores de N e H, chegando a valores menores que 2% para P e S (MELO et al., 2009).

A MO decomposta/mineralizada se subdivide em substâncias húmicas (SH), que são as frações de ácidos fúlvicos, húmicos e huminas e não húmicas (carboidratos, proteínas, peptídeos, aminoácidos, gorduras, ceras e ácidos orgânicos de baixo peso molecular) (MIYAZAWA et al., 2011). As SH representam cerca de 70% a 80% da MO do solo, por meio de seus grupos carboxílicos, fenólicos e aminos (CUNHA et al., 2000).

Verifica-se que a maior parte da MO, em especial as substâncias húmicas, podem ser representadas por sistemas coloidais com pelo menos uma de suas dimensões ocorrendo dentro do limiar de 1 - 1000nm (GUERRA et al., 2008). Quando se observa a maior parte das propriedades coloidais, tais como, floculação e dispersão, resposta aos eletrólitos e comportamento de dupla camada em SH's, é possível designar o conceito de macromoléculas de elevada massa molecular ao extrato das SH's (CANELLAS et al., 2005; GUERRA et al., 2008).

Os coloides de húmus geralmente apresentam um balanço de cargas negativas, desenvolvido durante o processo de formação (LOPES et al., 2004), isso ocorre porque uma relevante quantidade de C na lignina, constituinte básico da MO, ao ser parcialmente oxidado resulta em inúmeros grupos de ácidos carboxílicos $-COOH$, que são frequentemente adsorvidos sobre a superfície dos minerais de argila a depender da extensão da distribuição dessas cargas sobre essas partículas (BAIRD et al., 2011). Este balanço de cargas possibilita a atração e retenção de íons com cargas positivas, em alguns casos, os coloides podem chegar a desenvolver cargas positivas (LOPES et al., 2004). De maneira similar observa-se nas moléculas orgânicas não polares mais forte atração pela MOS do que na partícula da superfície gerada dos minerais, fator explicado pela hidrofiliabilidade dos coloides gerados por ácidos húmicos e fúlvicos, enquanto os resultantes da argila são hidrofóbicos (BAIRD et al., 2011).

3.1.5.2 pH do solo e capacidade de troca de cátions do solo (CTC)

As SH's são o componente majoritário da MO e quimicamente o mais representativo desta uma vez que desempenha papéis importantes na dinâmica do solo. Em processos físicos de origem natural as SH's atuam na estrutura do solo, o que inclui porosidade e estado de agregação dos solos. Nos processos químicos, a nutrição das plantas por meio das trocas catiônicas, além de processos resultantes da atividade humana como reações com

agrotóxicos e metais pesados, e nesse contexto o pH e a CTC se relacionam intrinsecamente.

O pH pode ser afetado de diversas formas no solo, seja pelo material de origem, precipitação, decomposição da MO, vegetação nativa, tipo de cultura, profundidade do solo, adubação nitrogenada e inundação **Tabela 6** (LOPES, 1998). E justamente por estar sujeito a tantas variações e por sua influência ser tão determinante em diversos mecanismos ambientais afetando, por exemplo, a mobilidade de muitos poluentes encontrados no solo, ou atuando em processos como nas taxas de decomposição bioquímica, solubilidade e adsorção dos coloides, que a sua medição e controle se tornam tão decisivas na predição de contaminações de águas subterrâneas e águas superficiais (BRADY et al., 2013).

Tabela 7 - Fonte e influência no valor de pH

(Continua)

Fonte	Descrição	Influência no pH
Material de origem	Solos desenvolvidos de rochas ou material de origem básica	Valores de pH mais altos do que aqueles formados de rochas básicas
Precipitação	Ocorre a lixiviação de nutrientes básicos, como cálcio (Ca) e magnésio (Mg) e posterior substituição destes por elementos acidificantes como hidrogênio, manganês e alumínio	Solos sob alta pluviosidade são mais ácidos que os formados sob condições ácidas
Decomposição da MO	Um dos produtos resultantes da decomposição da MO o dióxido de carbono (CO ₂) reage com a água formando ácido carbônico (H ₂ CO ₃) que por sua vez reage com carbonatos de Ca e Mg formando bicarbonatos solúveis que são lixiviados	Lixiviação de cátions básicos resulta em solo mais ácido.

Tabela 8 - Fonte e influência no valor de pH

		(Conclusão)
Vegetação nativa	Vegetação floresta em relação a vegetação gramínea	Tendem a ser mais ácidos que as sob vegetação gramínea
Tipo de cultura	Culturas diferentes removem quantidade distintas de Ca e Mg	Solos mais ácidos
Profundidade do solo	Solos mais profundos	Favorecem o aumento da acidez exceto em áreas de baixas pluviosidade
Adubação nitrogenada	Nitrogênio do fertilizante, da MO, do esterco e da fixação por leguminosas	A adubação nitrogenada acelera a acidez
Inundação	Efeito geral da submergência é aumento do pH em solos ácidos e a diminuição do pH em solos básicos	Independente do valor de origem do pH, a maioria dos solos atinge pH entre 6,5 e 7,2 um mês após serem inundados e assim permanecem até serem secos novamente.

Fonte: Lopes, 1998

A água em condições normais está sob o equilíbrio dos íons hidrogênio e hidróxidos. Geralmente o pH do solo é determinado pelas concentrações de íons hidrogênio e hidróxidos encontrados na água sob a influência do grande número de átomos de hidrogênio nos grupos $-\text{COOH}$ e $-\text{OH}$ na fração orgânica e nas posições de troca de cátions nos minerais que são ocupados por íons H^+ . Essas interações caracterizam a água com acidez do tipo reversível (LOPES, 1998).

O solo atua como um sistema tamponado devido a atuação de diversas espécies **Tabela 7**, e sumariamente os ácidos fracos do solo ou fator capacidade de íons H^+ , retêm seus íons H^+ até que sofram a influência das bases (BAIRD et al., 2011; VASCONCELLOS, 1986).

Tabela 9 - Fatores que contribuem para o poder tamponante ou capacidade de H^+ do solo

Grupos carboxílicos e fenólicos da MO

Alumínio trocável e o parcialmente neutralizado que está em equilíbrio como o Al^{3+} da solução.

Íons H^+ livres na solução do solo

Íons H^+ adsorvidos às partículas coloidais do solo

Fonte: Baird et al., 2011; Vasconcellos, 1986.

A partir do pH medido em água na proporção de 1:2,5; 1 parte de solo para 2,5 de água, os solos recebem uma classificação que os distingue quanto ao estado de acidez ou alcalinidade conforme a influência dos seus constituintes. Solos apresentam a classe extremamente ácida quando o pH aferido é menor que 4,3; Fortemente ácida quando o pH esta entre 4,3 - 5,3; Moderadamente ácida, quando compreendido entre 5,4 – 6,5; Praticamente neutro quando entre 6,6 – 7,3; Moderadamente alcalino quando entre 7,4 – 8,3; e Fortemente ácido quando maior que 8,3 (EMBRAPA, 2018).

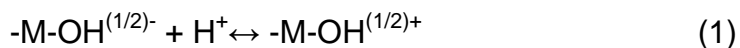
Como abordado anteriormente, as partículas do solo (minerais e orgânicas) têm a capacidade de desenvolver cargas elétricas negativas e positivas as quais atraem íon de cargas opostas, podendo então os cátions retidos nos colóides serem substituídos por outros cátions, quanto maior o número de cátions retidos, maior o valor de capacidade de troca catiônica (CTC) e analogamente aniônica (CTA). (LOPES, 1998; LUZ et al., 2002) Outros fatores que influenciam na CTC são a idade dos solos, solos mais jovens possuem maiores CTC's e baixas CTA's; os mais velhos e ácidos têm CTC baixa e podem ter CTA até maior que a CTC (LUZ et al.,2002).

A CTC também depende da quantidade e do tipo de argila e MO encontrados, sendo diretamente proporcional ao aumento do teor de MO e argila. Solos argilosos com alta CTC podem ter grandes quantidades de cátions (LOPES, 1998). O alumínio presente nas argilas do solo apresentam valores de pH menores que 5 e a solubilidade aumentada, podendo representar em torno de 50% da CTC do solo (FERREIRA et al., 2006).

Os óxidos mais frequentes nos solos, especialmente na fração argila são os de ferro, alumínio e titânio, quanto mais intemperizado o solo maior a concentração desses óxidos (TAVARES FILHO, 2014). Os óxidos de Fe e Al em solos tropicais ocorrem em quantidades significativas (ALLEONI et al., 2009). Estes óxidos apresentam carga variável quando positiva adsorvem ânions e negativa cátions a depender do pH do solo (TAVARES FILHO, 2014).

As principais interações químicas entre a partícula orgânica e a mineral, em solos de carga variável, ocorrem por meio da atração eletrostática, pontes de água, a coordenação com metais ocorre por meio da água de hidratação, e a reação de troca de ligantes, que é decorrente da coordenação entre átomos de oxigênio (O) da molécula orgânica e átomos de Fe e Al das bordas de oxihidróxidos (PILTON et al., 2002).

A carga variável pode ser formada uma vez que todo cristal de óxido tem aresta. Pela regra de Linus Pauling a carga do metal deve ser dividida entre os grupos coordenantes, dessa forma um grupo hidroxila ligado a apenas um átomo de metal terá uma carga residual de $(1/2)^-$ e a adsorção de um próton para formar um grupo áquo (H_2O) resulta em uma carga $(1/2)^+$ **Equação 1** (ALLEONI et al., 2009).



Nota-se que a capacidade tamponante e a (CTC) do solo tem o seu valor aumentado devido à presença da matéria orgânica, isso pode ser observado em solos altamente intemperizados dos climas tropicais, pois a baixa CTC dos minerais de argila presentes nestes solos possuem uma compensação nas propriedades físico-químicas, mesmo quando a MO é encontrada em pequenas proporções (LUZ, 2002; OLIVEIRA et al., 2011). Isso ocorre porque em um solo com alta CTC existe mais acidez trocável e de reserva tem que ser neutralizada ou aumentada para proporcionar uma dada mudança do pH do solo (BRADY et al., 2013).

Dessa forma CTC é a característica química apresentada pelo solo que possibilita sua interação com minerais (nutrientes) catiônicos (H^+ , K^+ , NH_4^+ ,

Ca^{+2} , Mg^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Cu^{2+} e Al^{3+}), essa capacidade faz com que esses minerais catiônicos se fixem e se mantenham disponíveis às plantas, e ainda os retenham de forma a não perde-los pela lixiviação ou por reações fortes de fixação, que os tornem indisponíveis à assimilação ou reação química (FILHO et al., 2002). E por intermédio das SH's a capacidade destacada de ligar-se, e reter os ânions (NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , OH^- , PO_4^{2-} , CO_3^-), devido aos grupos amino, amido, ligações peptídicas, polipeptídicos e outros nitrogenados, ligados diretamente ou através de metais no caso dos fosfatos, são facilmente assimilados pelas plantas. Todos esses mecanismos caracterizam bem o processo que define a ação tampão das substâncias húmicas nos solos (COLIN et al., 2011; FILHO et al., 2002).

3.1.5.3 Compostos de coordenação e quelato

Um composto de coordenação consiste-se em um íon complexo, a maioria metais de transição, e o seu contra íon, os ligantes. As interações entre o átomo metálico e os ligantes podem ser consideradas provenientes dos tipos de reações ácido-base de Lewis. Uma base de Lewis é uma substância capaz de ceder um ou mais pares de elétrons, já o átomo de metal de transição age como ácido de Lewis aceitando os pares de elétrons dessa base. Dessa forma as ligações metal-ligante são geralmente consideradas ligações covalentes coordenadas (CHANG, 2010).

Alguns complexos um ligante ocupa mais de uma posição de coordenação, dessa forma um átomo ligante se encontra coordenado a um átomo central, formando dessa maneira estruturas cíclicas. Complexos possuindo essas estruturas são denominados quelatos (LEE, 1999). Agentes quelantes com dois, três, quatro e seis átomos doadores são denominados respectivamente, ligante bidentado, tridentado, tetradentado e hexadentado.

Compostos de coordenação, contendo ligantes bidentados ou polidentados, apresentam uma estabilidade maior do que os compostos do mesmo metal coordenado a um ligante monodentado através do mesmo átomo

doador de ligantes bidentados (COELHO, 2015), isso ocorre porque a dissociação de complexos bidentados exige a quebra de duas ligações ao invés de uma (LEE, 1999). A estabilidade do complexo também está atrelada a quantidade de anéis e sistemas de ligações alternadas, que são as densidades eletrônicas que se deslocalizam e se distribuem por todo o anel, quanto maior a quantidade destes mais estável será o complexo (LEE, 1999)

3.1.6 Fósforo no solo

3.1.6.1 Ciclo do Fósforo

A disponibilidade de fósforo no solo é regulada por processos geoquímicos e biológicos (CROSS et al., 1995). Na natureza a ocorrência mais abundante do fósforo são as rochas e em outros depósitos geológicos, que sob ação do intemperismo dentre outros processo geoquímicos vão fornecendo em longo prazo esse elemento ao solo, e a curto prazo por ação biológica na MO (ROSA et. al, 2003; CROSS et al., 1995).

Dessa forma, o ciclo do fósforo é controlado pelo equilíbrio entre a perda e a retenção do fósforo resultantes do processo de intemperismo que são condicionados a fonte de fósforo e o clima (CROSS et al., 1995).

O fósforo (P) nos solos pode ser dividido em dois grandes grupos, fósforo inorgânico e orgânico, que varia com o teor de MO encontrada nos solos e depende do composto ao qual estão ligados. O grupo do P inorgânico compreende o fósforo como mineral primário ou estrutural e o adsorvido, além do fósforo na solução do solo que é menos expressivo (GATIBONI, 2003). A maior parte do fósforo assimilado pelas plantas está na forma do fosfato di-hidrogênio H_2PO_4^- , a forma HPO_4^{2-} pode ser requisitado e a forma PO_4^{3-} dificilmente será utilizado pelas plantas uma vez que para a sua ocorrência valores de pH extremamente altos são requeridos, as espécies fosfatadas se ionizam conforme o pH sobe, quanto maior o pH maior o grau de ionização (TROEH et al., 2007).

O P tende a formar compostos com baixa solubilidade que normalmente são bem estáveis a ponto de resistirem ao intemperismo e se acumular no solo, dessa forma o teor de P encontrado nos solos é intermediário, comparados a outros elementos principais e elementos traços (MELLO et al., 2009). De modo geral, a maior parte do P em solos jovens com leve intemperismo, deve estar sob a forma de minerais primários, como hidroxiapatita; em solos com intemperismo moderado, a maior parte do fósforo vai estar associado a compostos ou adsorvidos em minerais argilosos secundários; e finalmente em ecossistemas com alta intemperização dos solos, a maior parte deste deve estar na forma não lábil, ocluído ou nas formas orgânicas estáveis (CROSS et al., 1995).

O P inorgânico adsorvido pode ser encontrado em todos os minerais presentes no solo por causa de sua facilidade em formar complexos de alta energia de ligação, dessa forma o P pode estar adsorvido em argilas silicatadas do tipo 1:1 ou na MO através de pontes de cátions, ou adsorvido em oxihidróxidos de ferro e alumínio, resultando em teores reduzidos na solução do solo (GATIBONI, 2003). Outras ligações com cátions incluem ferro, alumínio, cálcio, magnésio, potássio e manganês que ao se ligarem podem controlar a solubilidade e, portanto, a disponibilidade ou mobilidade do P nos solos (MELLO et al., 2009).

O P presente na fase sólida do solo pode ainda ser classificado em lábil, que a porção trocável e não lábil (não trocável) (MENDES et al., 2003). Essa terminologia ainda pode ser detalhada em lábil, pouco lábil e P residual ou não lábil. Segundo Walker et al., e Cross et al., (1976, p.1-19; 1995, p. 197-214 *apud* SANTOS et. al, 2008, 577) a fração lábil do solo é simbolizada pelo conjunto de compostos fosfatados capazes de repor rapidamente a solução do solo, quando estes são absorvidos por plantas ou microrganismos, são os fósforos disponíveis. Na maior parte dos solos a quantidade de fósforo disponível a partir da solução do solo excede 0,01% do fósforo total (BRADY et al., 2013).

De modo geral, das partições de fósforo que contribuem para a solução do solo tem-se o fósforo orgânico, o fósforo inorgânico ligado ao cálcio que é predominante em solos alcalinos, ou fósforo inorgânico ligado ao ferro ou alumínio, que são mais abundantes em solos ácidos. Contudo esses compostos fosfatados possuem baixa solubilidade e, portanto estão dificilmente disponíveis as plantas (BRADY et al., 2013).

Contudo, independente da subdivisão ambos convergem à ideia de que a denominação recebida depende da capacidade de determinadas frações em suprir a solução do solo em ânions fosfatos, o que vai depender principalmente da energia de ligação com que o elemento está associado ao substrato e, por conseguinte ao estado de revolvimento do solo, dinâmica dos microrganismos e pH do solo (NUNES, 2014).

O grupo que compreende o fósforo orgânico, este pode constituir de 30 a 70% do fósforo total do solo, as formas orgânicas de P presentes nos solos englobam ortofosfatos de monoésteres (RO-PO₃) (PEREIRA, 2009).

O teor de P orgânico dos solos se relaciona com o pH, clima, cultivo e a MO, sendo proporcional ao teor desta última. Contudo, o fósforo contido na MO não consegue se ionizar, disponibilizar as estruturas fosfatadas, sem processo adiantado de decomposição, ou pH elevado para quebrar essas estruturas orgânicas (TROEH et al., 2007). Posteriormente, o P orgânico terá que ser transformado em inorgânico para se tornar disponíveis as plantas, processo denominado mineralização. (NOVAIS et al., 1999).

Um exemplo de disponibilidade natural do fósforo para as plantas refere-se a sua forma química, inorgânica ou orgânica. Os fatores pH, fixação e retenção dos compostos fosfatados, assim como, as taxas de mineralização e imobilização da matéria orgânica (LOPES, 1998; BRADY et al., 2013) controlam a disponibilidade de fósforo no solo. Além das formas anteriormente citadas, que ocorrem de maneira natural, há ainda ocorrências antrópicas de P inorgânico e P orgânico. O P inorgânico provém da produção e uso de fertilizantes e detergentes, bem como do aumento das emissões dos combustíveis fósseis. Já o P orgânico, pode ser proveniente dos resíduos de

plantas e animais, bem como nos efluentes de origem municipal e industrial (CONLEY, et al., 2009; ROBARDS et al., 1994).

3.1.6.2 Mineralização e imobilização do Fósforo nos solos

A etapa de mineralização é catalisada por enzimas denominadas fosfatases que dependem do pH do meio para serem consideradas ácidas, produzidas por plantas e microrganismos, ou alcalinas, produzidas por bactérias. A atividade das fosfatases em solos é avaliada pelo teor de P inorgânico liberado ou pela quantidade de radical orgânico liberado ao se incubar o solo com P orgânico. Contudo o valor enzimático pode ser superestimado, uma vez que a mensuração do P inorgânico liberado é insatisfatória dada a rápida fixação deste pelo solo (NOVAIS et al., 1999).

Sob influência da temperatura, umidade e cultivo do solo que influenciam na decomposição da MO e analogamente, aos processos que liberam nitrogênio da MO, a imobilização líquida do P inorgânico solúvel ocorre quando os resíduos adicionados ao solo têm uma relação de C/P > 300:1, enquanto que a mineralização líquida ocorre quando a relação C/P < 200:1 (LOPES, 1998).

A ação das fosfatases na liberação de P inorgânico para as plantas de ciclo curto, em solos com grande deficiência de P, como muitos tropicais, tem pouca validade uma vez que a quantidade dessa espécie inorgânica é insuficiente para a grande demanda produtiva (NOVAIS et al., 1999). Dessa forma, as frações decomponíveis ou facilmente solúveis de P orgânico do solo são mais importantes para plantas em solos altamente intemperizados mesmo possuindo pouco teor de MO. Ao passo que em solos pouco intemperizados o P inorgânico é o que dispõe mais nutrientes às plantas mesmo com muito teor de MO (LOPES, 1998).

Os microrganismos têm papel essencial na habilidade das plantas assimilarem o P no solo. Isso pode ocorrer de duas formas ação direta sob a planta com as associações micorrizicas e indução do crescimento de pelos por

meio dos fito-hormônios¹, até ações indiretas a planta como deslocamento do equilíbrio de adsorção, onde ocorre a transferência de íons fosfato para a solução do solo ou incrementa a mobilidade de formas orgânicas de P ; e ainda estímulos de processos metabólicos que são efetivos na solubilização e mineralização. O P pode ainda ser imobilizado na biomassa microbiana constituindo-se dessa forma em um laboratório lábil desse nutriente (MENDES et al., 2003).

3.1.6.3 Disponibilidade de fósforo no solo e fósforo remanescente

A disponibilidade de fósforo está sujeita a solubilidade, a presença de água, e a distância que o íon fosfatado percorre para alcançar a raiz da planta (TROEH et al., 2007). A avaliação do fósforo disponível às plantas é normalmente executada com o uso de soluções extratoras, ou agentes de troca iônica, que visam a quantificação de formas capazes de repô-lo à solução do solo após absorção pelas plantas (SANTOS et al., 2008).

A MO possui baixa capacidade de fixar fortemente íons fosfato (BRADY et al., 2013), conforme observa-se em uma das estratégias utilizadas para aumentar o fósforo disponível no solo sendo o acréscimo de material orgânico que reduz essa fixação (TROEH et al.,2007). A ação da MO na disponibilidade de fósforo no solo ocorre indiretamente sob duas formas, uma é pela complexação de Fe e Al na MO, o que ocorre acima do pH 6,0, precipitando compostos insolúveis de fósforo e a outra ocorre durante a decomposição da MO que libera ácidos que favorecem a solubilização dos fosfatos de cálcio (TROEH et al., 2007).

O pH dos solos influencia na solubilidade do fósforo, o pH ideal pode ser influenciado pelo tipo de argila apresentando em solos de pH 5,0 a 5,5 caulinitas e argilas de óxidos, em climas frescos o pH pode chegar a neutro na presença de esmectitas e argilas expansivas do tipo 2:1. Em pH 6,5 a 7,0 a

¹ Fitormônio, ou hormônio vegetal são considerados substâncias químicas que atuam de forma integrada na regulação dos processos de crescimento e desenvolvimento das plantas, operando coordenadamente para manutenção da homeostase vegetal (Amaral, 2018).

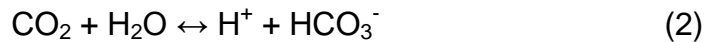
solubilidade se torna maior, escala de pH considerada ótima para solos que contém argilas expansivas 2:1 (TROEH et al., 2007; PRIMAVESI, 2009).

O teor de fósforo no solo também aumenta em temperaturas mais altas, seja em condições secas ou úmidas. A quantidade de P em uma temperatura específica na solução do solo é aproximadamente proporcional ao teor de água no solo (TROEH et al., 2007). A absorção do fósforo do solo depende da água, uma vez que este deve se solubilizar antes de ser absorvido pelas plantas, esta água pode estar rica em ácidos orgânicos que facilitam a solubilidade (PRIMAVESI, 2009). Portanto, solos de textura fina retêm mais água, logo maiores teores de fósforo, do que os grosseiros (TROEH et al., 2007). E os solos arenosos além de disponibilizarem menores teores de fósforo apresentam maiores lixiviações do elemento (PRIMAVESI, 2009).

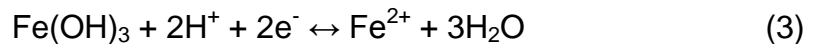
3.1.6.4 Acúmulo e perdas de fósforo, impactos ambientais

O fósforo pode ser perdido do solo por meio da remoção das plantas (cerca de 5 a 50kg há⁻¹ ano⁻¹ na biomassa colhida); erosão devido ao transporte de partículas do solo (0,1 a 10kg ha⁻¹ ano⁻¹); fósforo dissolvido na água de enxurrada em superfície (0,01 a 3,0 kg ha⁻¹ ano⁻¹) e a lixiviação para águas subterrâneas (0,0001 a 0,4 kg ha⁻¹ ano⁻¹)(BRADY et al., 2013).

A solubilidade reduzida dos compostos fosfatados é um grande problema quanto a disponibilidade desse macronutriente. Em água a solubilidade do fósforo (P) é controlada pela disponibilidade dos fosfatos de ferro (Fe) e Alumínio (Al) sob condições ácidas e de cálcio (Ca) sob condições alcalinas, cada um desses metais formam fosfatos insolúveis em condições bem aeradas (VANLOON et al., 2005; BRADY et al., 2013). Contudo, em condições aeróbicas prolongadas o Fe pode ser reduzido desses complexos a Fe³⁺ a Fe²⁺, solubilizando o complexo outrora insolúvel conforme equações químicas apresentadas por Vahl et al., (1998, p. 146-206, *apud* SILVA et al., 2005, p. 1055) traz que, o acúmulo de CO₂ devido a ausência de oxigênio, diminui o pH pelo equilíbrio da **Equação 2**.



E a liberação dos prótons e redução de compostos oxidados eleva o pH pelo consumo de prótons no processo, ocorrência dos óxidos de ferro, **Equação 3.**



Essa reação melhora a disponibilidade do fósforo, contudo a qualidade da água pode ser afetada em longo prazo. Isso porque o fósforo que se encontra hoje ligado as partículas do solo podem se acumular nos sedimentos dos rios e lagos e ao passarem pelo processo de redução, o fósforo ligado aos oxi-hidróxidos de ferro podem ser gradualmente liberados causando futuros problemas de eutrofização (BRADY et al., 2013)

O fósforo orgânico apresenta distribuição similar ao da MO, sendo o horizonte A de um solo colorido e escuro apresentando quantidades similares de P orgânico e inorgânico. Já no horizonte B, de um solo mais intemperizado contém menos fósforo que qualquer outra parte do perfil. No horizonte B há mais lixiviação de fósforo do que reposição pela MO, de fato as plantas retiram o fósforo no horizonte B elevando-o as partes superiores das plantas e quando morrem retornam ao solo não repondo o P retirado do horizonte B, mas sim ao horizonte A (TROEH et al., 2007).

Vale lembrar que a eutrofização é um processo que pode ocorrer de forma natural ao longo do tempo geológico por meio da decomposição da MO e erosão dos solos (VANLOON et al., 2005), contudo diversos impactos ambientais tem sido reportados devido ao acúmulo de P em corpos d'água. A forma mais agressiva desse processo ocorre com o acúmulo de inúmeras descargas de água com alta concentração de N e P processo denominado eutrofização cultural, uma vez que é produzido por atividade humana (REBOUÇAS et al., 2006). As principais fontes de fósforo de origem antrópica

em rios e lagos são duas, a fonte pontual, que são as descargas de origem bem definida, como sistemas de esgoto municipal, e fontes difusas, que provém do runoff de paisagens rurais, fertilizantes e dejetos animais e urbanas, esgotos domésticos e industriais (VANLOON et al., 2005). E embora o P no Brasil não seja considerado potencial poluente do solo, respaldando, por exemplo, o potencial produtor rural de que a adubação fosfatada deve seguir a ordem produtiva e não ambiental (KLEIN et al., 2012). O aumento indiscriminado desse nutriente na água acelera o aumento da MO nos sistemas, produzindo biomassas indesejáveis de fitoplâncton e macrófitas aquáticas e conseqüentemente promovendo doenças de veiculação hídrica (REBOUÇAS et al., 2006).

3.1.7 Carbono e Fósforo na água

3.1.7.1 Carbono

As substâncias orgânicas nas águas naturais têm origem adversa e podem sofrer diversas reações na água, dependendo, ainda de processos que envolvem fotorredução e fotoxidação (TUNDISI, 2008).

A origem da MO advém primariamente de plantas ou resíduos microbianos que durante sua decomposição incorporam esses resíduos ao solo, e em proporções menores, mas não biologicamente menos importantes as substâncias excretadas pelos macro- e microrganismos, que posteriormente serão transferidas aos afluentes por exemplo por ação da chuva que percola a coluna do solo carregando MO solúvel e particulada. A MO também pode ser produzida ou adicionada in situ nos corpos d'água por meio da deposição vegetal seja de plantas aquáticas ou próximas aos afluentes, pelas camadas superiores dos pântanos ou pelos microrganismos que habitam a hidrosfera, dentre outros (VANLOON et al., 2005).

O carbono orgânico presente no ecossistema aquático pode ser dividido em: carbono orgânico detrital e carbono orgânico particulado da biota (COP-

biota), que somados formam o carbono orgânico total (COT). O carbono orgânico detrital se subdivide em duas formas: o carbono orgânico dissolvido (COD), neste se inclui a forma de carbono orgânico coloidal, e carbono orgânico particulado detrital (COP-detrital). As laboriosas metodologias para fracionamento do (COT), em carbono detrital e COP-biota induziu a adoção do carbono orgânico particulado total (COP-particulado total) que é a somatória dos dois componentes carbonados anteriores, com COP-biota ocupando uma pequena fração do COP-particulado total **Figura 3** (ESTEVEVES, 1998).

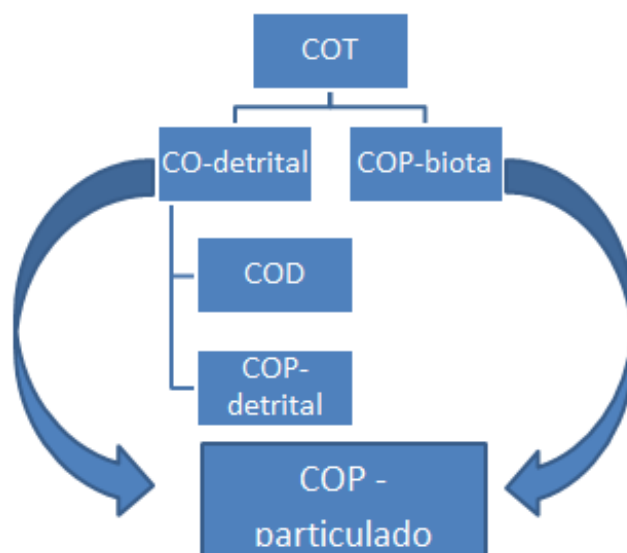


Figura 3 - Divisão do carbono em sistema aquático
Fonte: ESTEVES (1998)

Alguns termos como matéria orgânica total (MOT), matéria orgânica dissolvida (MOD) e matéria orgânica particulada (MOP) são análogos aos termos COT, COD e COP respectivamente, contudo ao se fazer o uso dos termos MOT, MOD e MOP há uma inferência a todos os componentes químicos inseridos nesse substrato, tais como H, N e O, o que implica em valores 2 vezes mais altos dos que os encontrados para o COT, COD e COP (TUNDISI et al., 2008).

O COD é constituído por um grupo diferenciado biologicamente e quimicamente de compostos, os principais constituintes são proteínas, carboidratos, lipídios e compostos húmicos (ESTEVES et al., 1998). A variabilidade desse constituinte é alta e esta sujeita às contribuições autóctones e alóctones de períodos de seca e precipitação, além dos processos intrínsecos aos lagos e represas, tais como decomposição, ação de bactérias, temperatura da água, turbulência e estratificação (TUNDISI et al., 2008).

Como visto no item 3.1.4.1 a MO degradada e mineralizada origina as SH's no solo, nos corpos d'água ocorre algo similar embora as diferenças ocorram uma vez que estão sujeitas a diversidade do ambiente de formação e nos compostos de origem (ROCHA et al., 2003). A componente dissolvida das SH's é a que tem maior relevância na biologia e na química das águas (TUNDISI et al., 2008), podendo compreender cerca de 50% da MOD na superfície da água bem como nos sedimentos orgânicos (VANLOON et al., 2005).

O material húmico dissolvido desempenha diversos papéis ambientais, atuando tanto como receptor de prótons, como contribuinte aos balanços de carga em sistemas aquosos, podem ser encontradas sob suas formas livres, podem reagir com metais em solução através da formação de ligações iônicas e covalentes, e ainda podem se ligar a compostos orgânicos, como complexos organometálicos.

A formação desses complexos organometálicos ocorre pela interação das SH's associada a outros sólidos no solo, água ou sedimento e sistemas aquáticos. A interação decorre da ligação superficial através de ligações covalentes entre metais como alumínio Al^{3+} ou ferro Fe^{3+} sob a superfície da argila ou metais de cálcio Ca^{2+} e Al^{3+} presentes na solução adjacente e as moléculas húmicas por meio de ligações de hidrogênio mais fracas. Argila e MO possuem cargas negativas e o resultado dessas interações é a alteração da propriedade dessas superfícies, o que influencia nas interações com outros

metais e compostos orgânicos, logo influencia na reatividade das espécies retidas (ROCHA et al., 2003).

3.1.7.2 Fósforo

O fósforo tem considerável interesse ecológico na hidrosfera, uma vez que tem limitada disponibilidade quando comparada a outros componentes estruturais (carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio e enxofre) da biota (WETZEL, 2001). Essa espécie tem ocorrência nos corpos d'água em várias concentrações, em distintas formas, dissolvidas ou particuladas, em inorgânica ou organicamente ligada às espécies (CONLEY et. al, 2009). A forma inorgânica do fósforo mais significativa é o ortofosfato (PO_4^{3-}) (WETZEL, 2001), seguido de espécies como pirofosfato ($\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$), bem como os polímeros cíclicos (metafosfatos) e polímeros lineares (polifosfatos), que juntos compõem o grupo dos fosfatos condensados (CONLEY et al., 2009). Já para fração orgânica uma porção maior que 90% são fosfatos orgânicos e ou são constituintes celulares da biota, ou se encontram absorvidos em materiais inorgânicos e material orgânico particulado morto (WETZEL, 2001). Sendo assim a fração orgânica que inclui ácidos nucleicos, fosfolipídios, fosfatos de inositol, fosfoamidos, fosfoproteínas, fosfatos de açúcar, aminoácidos dentre outras espécies são muito mais abundantes que o P inorgânico (WORSFOLD et al., 2008).

Nos mananciais o fosfato pode vir representado por três formas: fosfato particulado (PP), fosfato orgânico dissolvido (POD) e fosfato inorgânico dissolvido (PID) e fosfato total (PT). O fosfato inorgânico dissolvido, também se refere a espécie de ortofosfato, ou fosfato reativo (PRD), P-orto, forma é considerada a mais importante por ser a espécie de fósforo mais assimilada pelos vegetais aquáticos, sendo portanto, um fator limitante ao crescimento vegetal (REDDY et al., 2008).

Onde o fosfato total é determinado pela somatória de fosfato reativo, conforme **Equação 4**.

$$\text{DTP} = \text{SRP} + \text{POD} \quad (4)$$

No item 4, a análise de fosfato será mencionada a metodologia adotada para análise da espécie fosfatada em água, onde primeiro se tem a determinação do PRD e após digestão da amostra o PTD, a subtração de ambas espécies resulta no valor de POD na amostra (REDDY et al., 2008).

O íon fosfato sob a forma P-orto pode se encontrar de diferentes formas a depender do pH do meio, podendo estar em maior quantidade sob a forma da espécie H_2PO_4^- em pH's mais ácidos 4-6, e sob HPO_4^{2-} em pH's por volta de 8-9, e como em águas continentais a faixa de pH se encontra em torno de 5-8, as espécies iônica predominantes são as acima mencionadas (ESTEVEES, 1998).

De modo simplificado, os organismos mais importantes do ciclo de fósforo no ecossistema aquático do ponto de vista biológico incluem as bactérias – em relação ao sedimento e plâncton -, o fitoplâncton e as macrófitas que são capazes de absorver o fosfato não somente sob a forma iônica, mas também moléculas inorgânicas. Parte da biomassa destes organismos é assimilada pelo zooplâncton e peixes que excretam fezes ricas em fosfato que também retornam ao ciclo, assim como após a morte desses organismos o fosfato contido em sua biomassa também retorna a coluna d'água (ESTEVEES, 1998).

4. METODOLOGIA Trabalho de campo

4.1.1 Amostragem

A amostragem foi feita após descrição do perfil do solo, onde a coleta foi realizada nos horizontes ou camadas dos perfis. Estes foram coletados em pequenos sacos e levados ao laboratório, onde foram procedidas as referidas análises. Para tanto, cuidados durante a coleta foram tomados tais como o descarte de porções atípicas do horizonte analisado. Os sacos para amostragem tinham 24 x 30 cm ou 24 x 40 cm e ainda se faz necessário resistência para transporte e armazenamento. Foram coletadas então, amostras a partir de horizontes inferiores em direção aos superiores, com uma quantidade aproximada de 2 kg, por horizonte ou camada. Posteriormente os sacos foram vedados e etiquetados conforme, Lemos e Santos, (1982).

4.1.2 Amostragem para teor de MO

A amostragem para a avaliação de MO foi similar ao descrito no item 4.1.1. Considerou-se a amostragem nos horizontes e camadas com os materiais orgânicos não alterados (restos de galhos, raízes mortas, troncos etc.), onde a distribuição do solo apresentou material do solo irregular e descontínuo.

4.1.3 Amostragem da água e medição dos parâmetros

Para amostragem da água foram selecionados três riachos pertencentes a sub-bacia do Rio das Mortes. Os trechos de coleta estavam situados nas regiões de Carandaí, Sumidouro e Prados que representavam aspectos de uso de solo distintos: agricultura, natural e urbanização, respectivamente.

Os corpos d'água analisados na pesquisa foram: Riacho Arenoso, Córrego Sumidouro e Córrego do Bichinho. As coletas e medições *in situ* foram

realizadas no final de outubro e início de novembro de 2017, e final de novembro e início de dezembro de 2018.

A amostragem consistiu na escolha de três pontos de coleta por região, e em cada ponto foram coletadas 3 amostras de água **Figuras 4, 5 e 6**. Dessa forma foram coletados 27 frascos com 250mL, previamente higienizados com HCl 10%, enxaguados três vezes com água ultrapura e ainda ambientados com a água do ponto de coleta em questão. Para determinação de fosfato, foram adotadas as recomendações de Gardolinski et al., (2001, p. 3670 *apud* WORSFOLD et al., 2004, p.275). Assim, os recipientes foram limpos durante a noite com um detergente sem nutrientes, lavado com água ultrapura, embebido em 10% de HCl durante a noite e depois enxaguado novamente com água ultrapura. Conforme o protocolo de amostra os recipientes foram lavados pelo menos duas vezes com a água de interesse antes da coleta de amostras, conforme WORSFOLD et al., 2004.



Figura 4 - Pontos de coleta na bacia do Rio Carandaí, Riacho Arenoso, conforme as coordenadas geográficas retiradas em campo
Fonte: Google Earth

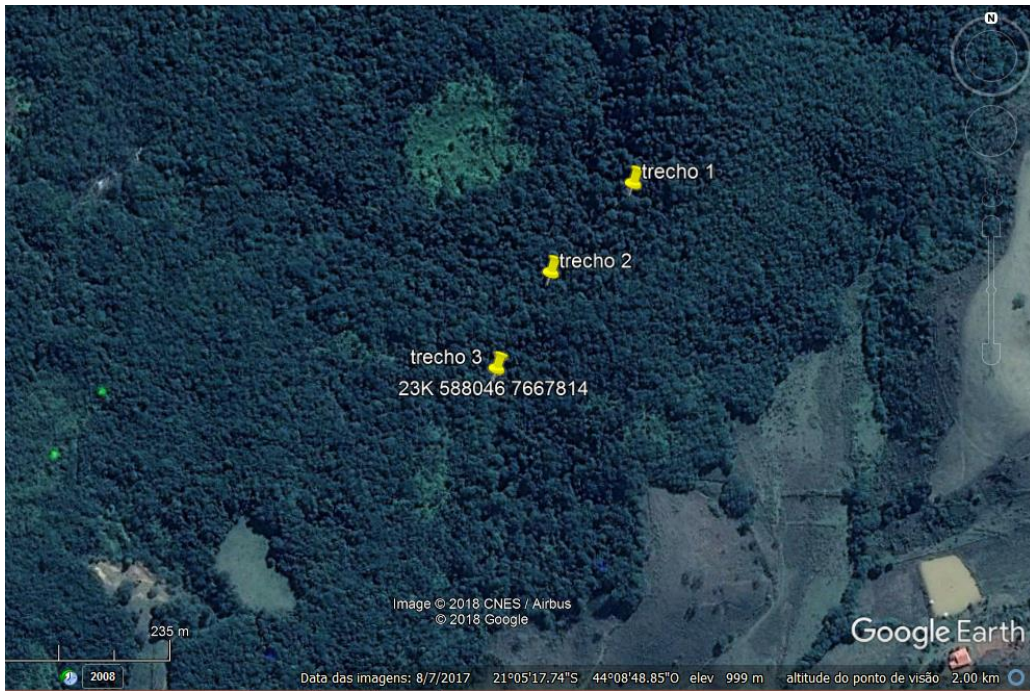


Figura 5 - Pontos de coleta de Tiradentes, bacia do Riacho Santo Antônio, Córrego Sumidouro, conforme as coordenadas geográficas retiradas em campo
Fonte: Google Earth



Figura 6 - Pontos de coleta de Prados, bairro Vitoriano Veloso, bacia do Córrego conforme as coordenadas geográficas retiradas em campo
Fonte: Google Earth

Nos três riachos coletados foram feitas análises *in situ* utilizando sonda multiparâmetros (modelo 556, Yellow Springs Instruments, EUA), as medições foram executadas para avaliar as propriedades físicas e químicas do riacho, como temperatura, condutividade elétrica (como indicador para íons em solução), oxigênio dissolvido e a saturação de oxigênio (O₂) na água.

4.2 Pós-campo

4.2.1 Metodologias adotadas para análise do solo

4.2.1.1 pH do solo

A medida do potencial hidrogênionico, pH do solo, foi medido por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão solo/ líquido, onde o líquido foi a solução de água e cloreto de potássio (KCl). Para tanto pesou-se 10 g de solo terra fina seca ao ar (TFSA) e acresceu-se 25 mL de água destilada para pH's em água e 25 mL de solução salina para pH's em solução salina, em questão KCl 1 mol L⁻¹. As amostras foram agitadas com bastão de vidro por cerca de 60s e deixadas em repouso por 1 hora. Após esse intervalo as amostras foram novamente agitadas e aferiu-se então o pH com o eletrodo.

4.2.1.2 Determinar o teor de carbono orgânico total em solo

O carbono orgânico foi quantificado por meio da oxidação da matéria orgânica por via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico, (EMBRAPA, 1997), empregando-se como fonte de energia o calor desprendido do ácido sulfúrico e/ou aquecimento. O excesso de dicromato após a oxidação foi titulado com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (sal de Mohr). Para tanto, serão tomados aproximadamente 20g de solo triturado e passado em peneira de 80 mesh. Este solo foi pesado até uma quantidade de 0,5g e colocado em erlenmeyer de 250 ml, a esta alíquota foram adicionados 10 ml (pipetados) da solução de dicromato de potássio 0,0667 mol L⁻¹. Ao método foi

incluído um branco com 10 ml da solução de dicromato de potássio e anotar o volume de sulfato ferroso amoniacal gasto.

Um tubo de ensaio de 25 mm de diâmetro e 250 mm de altura cheio de água foi então colocado na boca do erlenmeyer. O erlenmeyer foi aquecido em placa elétrica até a fervura branda, durante 5 minutos. A amostra resfriada foi posteriormente acrescida de 80 ml de água destilada, medida com proveta, 2 ml de ácido ortofosfórico e 3 gotas do indicador difenilamina para ser titulada com solução de sulfato ferroso amoniacal 0,1 mol L⁻¹ até que a cor azul desapareça, cedendo lugar à verde. E o valor gasto na titulação foi anotado em mililitros.

O carbono orgânico total foi calculado conforme **Equação 9** :

$$C_{org\grave{a}nico} \left(\frac{g}{Kg} \right) = \frac{0,003 \times V_d \times (40 - V_a) \times \frac{40}{V_b} \times 10}{m} \quad (9)$$

Em que:

V_d = volume total da solução de dicromato de potássio adicionado na digestão da amostra, em mL.

V_a = volume da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra, em mL.

V_b = volume da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação do branco aquecido, em mL.

Valor 0,003 = miliequivalente da massa de carbono (peso atômico/valência – 12/4, dividido por 1.000).

Valor 10 = transformação de % para g kg⁻¹.

m = massa da amostra de solo, em g.

4.2.1.3 Determinação do teor de fósforo disponível em solo

Para análise de fósforo disponível, foram pesados 10 g de solo (TFSA) em erlenmeyer de 125 mL. A esse analito adicionou-se 100 mL de solução extratora de Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹) que foram deixados sob agitação de 5 min e posterior decantação pelo período de uma noite. Do sobrenadante gerado, extrato, pipetou-se 25 mL e a este foram acrescidos 10 mL de solução ácida de molibdato de amônio diluída e aproximadamente 30 mg de ácido ascórbico em pó, seguido de agitação em agitador circular horizontal por 1 a 2 min e repouso de 1h para desenvolvimento da cor. Em seguida fez-se a leitura da densidade ótica no espectrofotômetro UV-vis, usando filtro vermelho (comprimento de onda de 660 nm). O cálculo do teor de fósforo foi feito vide **Equação 10**.

$$P = \frac{(L - b)}{a} \times d \times 10 \quad (10)$$

Onde:

P = concentração de fósforo disponível no solo, em mg kg⁻¹.

L = leitura da amostra, em absorbância.

a = coeficiente angular da reta dos padrões (intercepto).

b = coeficiente linear da reta dos padrões.

d = fator de diluição do extrato de Mehlich (se não for necessária a diluição, considerar d = 1).

Valor 10 = fator que leva em consideração a diluição solo:extrator.

A determinação da curva padrão foi feita colocando-se 5 mL de cada solução padrão diluída em Erlenmeyer de 125 mL com adição posterior de 10 mL da solução ácida de molibdato de amônio diluída e aproximadamente 30 mg de ácido ascórbico. Procedeu-se da mesma forma indicada para a determinação do fósforo no extrato de solo; as leituras (em absorbância) correspondentes a cada padrão foram anotados e plotou-se o gráfico concentração vs absorbância, cruzando-se os valores de concentração de fósforo dos padrões

(mg.L⁻¹ de P) no eixo das abcissas, e as respectivas leituras, em absorbância, no eixo das ordenadas (EMBRAPA, 1997).

4.2.2 Metodologias adotadas para análise da água

No laboratório as amostras foram filtradas a vácuo em filtro com abertura de poros de 0,7 µm, da marca Macherey-Nagel, Alemanha. As amostras foram armazenadas e congeladas para as análises que seriam feitas posteriormente.

Nas análises das espécies fosfatadas presentes na água as frações de PTD e o SRP foram preparadas conforme etapas que seguem abaixo e posteriormente foram analisadas pelo FIA.

Etapa 1: As concentrações de SRP foram medidas de acordo com o método molibdato-ascórbico. O método ocorre pela reação química do ortofosfato com ânions de molibdato resultando em um produto amarelo do complexo de fosfomolibdato. Posteriormente este complexo é então reduzido por ácido ascórbico (ALPHA, 2005).

Etapa 2: As frações totais de fósforo dissolvido (PDT), foram inicialmente realizadas pela digestão de um volume conhecido da amostra, através da redução por persulfato em autoclave.

Etapa 3: O fósforo orgânico dissolvido POD foi calculado pela subtração do PDT e SRP, conforme **Equação 7**.

$$\text{POD} = \text{PDT} - \text{SRP} \quad (7)$$

Todos os nutrientes, a exceção da etapa 5 para os compostos nitrogenados e 3 dos fosfatados, foram analisados em sistema espectrofotométrico de injeção em fluxo automatizado (FIA, do inglês *Flow Injection Analysis*, FIALab 2500, EUA).

Os resultados gerados podem ser observados na (Tabela 11) em médias anuais de concentração. Esses resultados foram calculados a partir da somatória de todos os resultados das amostras coletadas de cada trecho do rio, por área de estudo em seus respectivos anos **Equação 8**.

$$\sum \frac{[(T1A + T1B + T1C) + (T2A + T2B + T3C) + (T3A + T3B + T3C)]}{Total\ de\ amostras}$$

Onde,

T1 = trecho 1

T2 = trecho 2

T3 = trecho 3

A, B e C = correspondem as coletas feitas sequencialmente por trecho

(8)

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análises de solo por região de coleta

5.1.1 Região de carandaí

5.1.1.1 Perfil 1

O primeiro perfil de solo foi aberto na região de Carandaí com coordenadas de 23K 611834 7679729 e altitude de 1030m. O perfil excedia 1m de profundidade, **Figura 7**.

Os horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂ do perfil 1, mediam respectivamente 19, 26, 32 e >23cm de espessura. Este perfil possuía mais de 1m e já apresentava água, o que possibilitou incluir a classificação de Gleissolo, uma vez que estes solos estão sujeitos a encharcamento, ainda que temporário (RESENDE et al., 2007).



Figura 7 - Primeiro ponto de coleta de solo do município de Carandaí
Foto: Raíssa V. Bampirra.

As cores encontradas nos horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂ desse perfil, conforme classificação de Munsell (2010) foram: Bruno escuro, Bruno-oliváceo-escuro, Cinzento esverdeado, Cinzento esverdeado escuro, Cinzento azulado escuro, Preto azulado, Cinzento muito escuro e Preto, conforme **Tabela 8**. Os referidos horizontes foram analisados em condições úmida e molhada. As atividades química/biológicas no processo de gleização evidenciam as colorações acinzentadas, azuladas ou esverdeadas, produtos da redução e solubilização do ferro, expressando cores neutras provenientes dos minerais de argila ou ainda a precipitação de compostos ferrosos (EMBRAPA, 2018).

Tabela 10 - Descrição preliminar da escala das cores de Munsell do perfil 1 em campo

Horizonte	Profundidade (cm)	Condição do solo	Cor	Página	Notação de matiz
A	19	úmido	Bruno escuro	7,5	YR 3/3
		molhado	Bruno-oliváceo-escuro	10	YR 3/3
B_{hg}	26	úmido	Cinzento esverdeado	1	5/10Y
		molhado	Cinzento esverdeado escuro	1	4/10Y
C₁	32	úmido	Cinzento azulado escuro	Diagrama 2 para clay	3/1 5PB
		molhado	Preto azulado	Diagrama 2 para clay	2,5/5PB
C₂	23	úmido	Cinzento muito escuro	Diagrama 1 para clay	3/N
		molhado	Preto	Diagrama 1 para clay	2,5N

Após análise granulométrica, verificou-se para cada segmento de silte, argila e areia, os resultados que seguem. Para a fração de silte verificou-se nos horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂ respectivamente os teores de 490 g.kg⁻¹; 370 g.kg⁻¹; 390 g.kg⁻¹ e 490 g.kg⁻¹. Para a fração de argila nos horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂ foram encontrados: 410 g.kg⁻¹; 380 g.kg⁻¹; 370 g.kg⁻¹ e 450 g.kg⁻¹, respectivamente. Finalmente na fração de areia, (fina + grossa), foram encontrados nos horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂ respectivamente: 100 g.kg⁻¹; 250 g.kg⁻¹; 240 g.kg⁻¹ e 60 g.kg⁻¹, **Figura 8**.

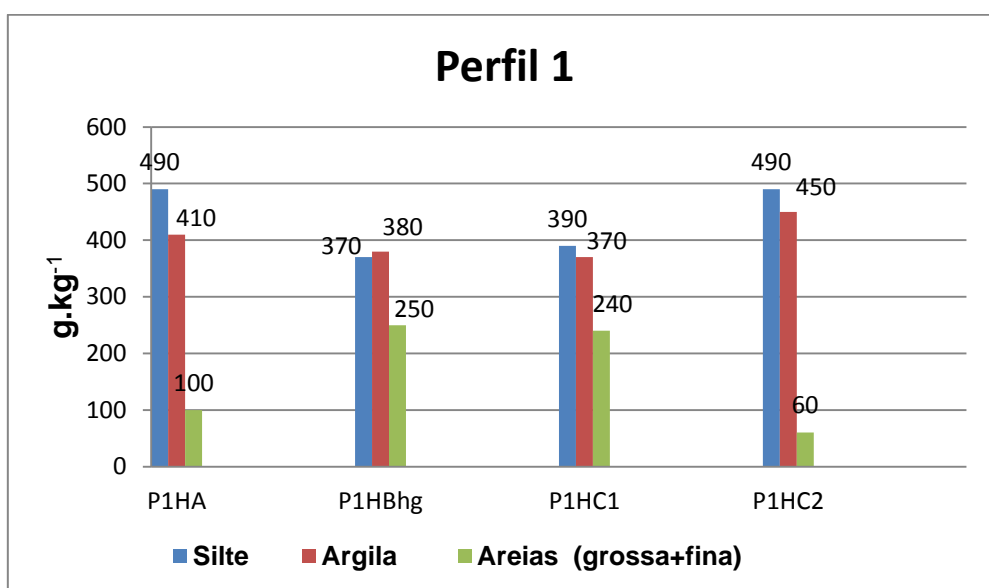


Figura 8 Teor das frações granulométricas de solo por horizonte do perfil 1

Com base no triângulo textural foi possível verificar nos horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂ as seguintes classes texturais: argilosa siltosa, franco argiloso, franco argiloso e argila siltosa, respectivamente, e nos agrupamentos texturais é possível observar que o grupo encontrado nesse perfil foi argiloso.

Para esse perfil encontramos duas suposições. Uma é de que este solo foi um Gleissolo em processo de podolização para se transformar em um Espodossolo, mas que não apresenta parâmetros suficientes para sua classificação como Espodossolo.

A outra possibilidade é a de que a parte inferior também possa ser um Paleossolo. Os Paleossolos são também resultantes do processo pedogenético, que correspondem em geral aos horizontes A e B soterrados (SUGUIO, 2003). São solos formados em uma época pretérita e que posteriormente foram recobertos por sedimentos, podendo vir a superfície caso tenham sido expostos pela erosão do manto de sedimentos subjacente (IBGE, 2015). Estes podem ser identificados por aspectos como cor, estrutura, textura (granulometria), teor de MO, dentre outros (SUGUIO, 2003; PIERINE, 2006). Outros critérios para o reconhecimento dos Paleossolos são os de aspecto Geológicos que incluem aspectos como a espessura, limite, extensão dos horizontes dos solos; Critérios Paleontológicos: traços, padrão, marcas das

raízes (drab haloes), rizoconcreções e traços de organismos; observações que são feitas em campo. E em laboratório, aspectos como micromorfologia, propriedades texturais, composição mineralógica, componentes orgânicos e inorgânicos, além da datação dos Paleossolos (PIERINE, 2006).

São reconhecidos três grandes tipos de Paleossolo: relíquias, soterrados e exumados (LADEIRA, 2010), sendo a área de coleta muito aplainada e muito próxima ao rio ficou evidenciado a possível existência de um rio que foi migrando e depositando material em cima de uma antiga planície de inundação. Dessa forma as características de Paleossolo para solos soterrados aos quais são formados em uma superfície de relevo pretérita, recobertos por depósitos sedimentares, a sua gênese permanece independente uma vez que suas características pedológicas se encontram preservadas pelo soterramento e solos exumados que se encontram soterrados e preservam suas características pedológicas por um tempo e, posteriormente, são expostos à nova pedogênese, (LADEIRA, 2010), ficaram evidentes na área coletada. Ou seja, pela descrição do local e as características de Paleossolos foi possível supor que a área de coleta continha material na superfície proveniente do transporte fluvial.

A formação dos Gleissolos ocorre nas proximidades dos cursos d'água e em materiais colúvio-aluviais sujeitos a hidromorfia, podendo formar-se também em áreas de relevo plano de terraços fluviais (EMBRAPA, 2018). A condição da presença do lençol freático próximo ou muito próximo desses solos é um fator na ocorrência de planícies aluviais sujeitas a inundações (OLIVEIRA, 2011).

Dos fatores que dificilmente enquadra esse perfil como sendo um Espodossolo é a textura, que no caso em questão foi atípica a encontrada nestes solos. Os Espodossolos apresentam a textura predominantemente arenosa ao longo do perfil, sendo menos comumente textura média e raramente argilosa no horizonte B (OLIVEIRA, 2011; EMBRAPA, 2018).

Conforme a SiBCS (2018), solos classificados como Gleissolos, podem ocasionalmente apresentar textura arenosa (areia ou areia franca) somente nos

horizontes superficiais, desde que seguidos de horizonte glei de textura franco arenosa ou mais fina. O comportamento da fração areia nesse perfil segue no horizonte A com pouca areia, nos horizontes B_{hg} e C₁, há um aumento e no horizonte C₂ ocorre a redução da fração areia. Porém, o esperado normalmente é um aumento da quantidade dessa fração à medida que se aumenta a profundidade.

Os teores de matéria orgânica para os horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂ foram respectivamente, 36 g.kg⁻¹, 11,8 g.kg⁻¹; 22,6 g.kg⁻¹ e 28,4 g.kg⁻¹. O maior teor encontrado de MO foi no horizonte superficial A, contudo o horizonte C₂ apresentou o segundo maior teor de MO encontrado, em relação aos teores subsuperficiais. Este processo acompanhou de certa forma o maior teor de argila encontrado para este horizonte.

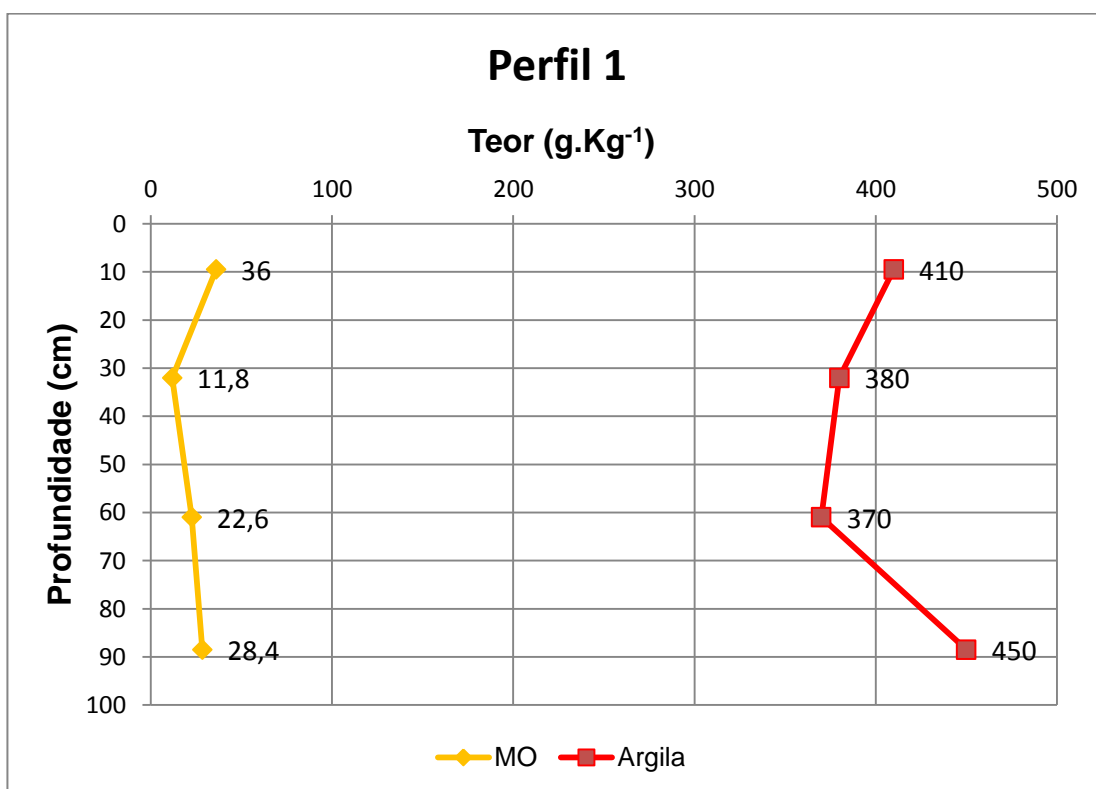


Figura 9 - Fluxo do teor de MO e de argila no decorrer do perfil em função da profundidade do solo

Pelo teor encontrado de argila neste perfil verificou-se um processo de transformação e translocação de matéria orgânica e da argila, característica do processo de podolização, **Figura 9** (EMBRAPA, 2006).

O teor de MO encontrado nesse perfil é bem maior superficialmente, mas *in situ* verifica-se a aparência de um perfil com mais matéria orgânica, tonalidade mais escura, do que de fato foi encontrado, **Figura 10**. Gleissolos tem como característica: forte gleização, em decorrência do ambiente redutor (EMBRAPA, 2018).



Figura 10 – Processo de podolização do perfil 1
Foto: Raíssa V. Bambirra.

Os resultados das análises químicas podem ser observados na **Tabela 9**.

Tabela 11 - Análises químicas do solo por horizonte do perfil 1

Identificação	C (g/kg)	M.O (g/kg)	Fósforo disponível (mg/dm ³)	pH H ₂ O	pH KCl	ΔpH	Classificação do pH
P ₁ HA	20,9	36	0,5	5,09	4,71	-0,38	Moderadamente ácido
P ₁ HB _{hg}	6,9	11,8	0,2	5,52	4,39	-1,13	Moderadamente ácido
P ₁ HC ₁	13,1	22,6	10,5	5,54	4,21	-1,33	Moderadamente ácido
P ₁ HC ₂	16,5	28,4	1,3	5,84	4,57	-1,27	Moderadamente ácido

Neste perfil, o pH quando medido em água apresentou para os horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂ respectivamente: 5,09; 5,52; 5,54 e 5,84, classificando este solo como moderadamente ácido em todos os horizontes. Em KCl apresentou para os horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂ os seguintes resultados: 4,71; 4,39; 4,21 e 4,57, respectivamente. Já o ΔpH apresentou os valores: 0,38; -1,13; -1,33 e -1,27 nos respectivos horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂.

Outro aspecto em concordância com o processo de pedogênese desse solo seria o pH, pois os Espodosolos são classificados como moderado a fortemente ácido (EMBRAPA, 2006). Neste perfil o pH quando medido em água apresentou para os horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂ respectivamente 5,09; 5,52; 5,54 e 5,84, classificando estes solos como moderadamente ácido em todos os horizontes.

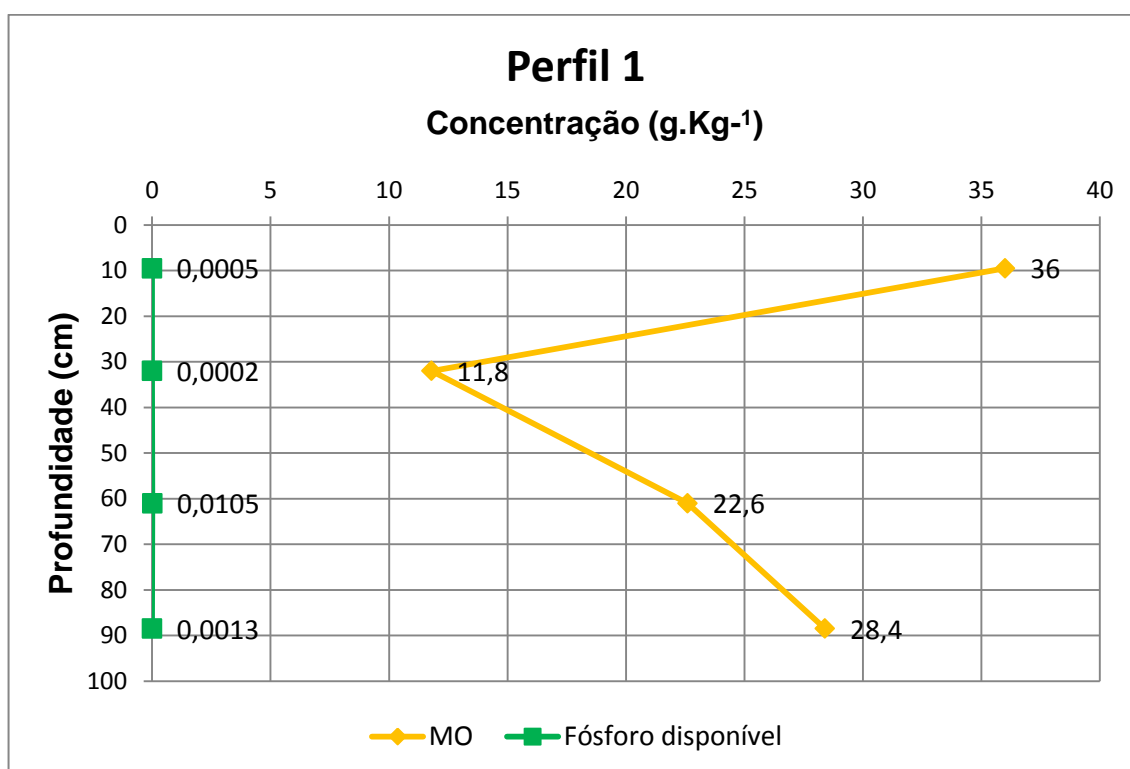


Figura 11 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 1

O teor de fósforo disponível para os horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂ foram respectivamente: 0,5 mg.dm⁻³; 0,2 mg.dm⁻³; 10,5 mg.dm⁻³ e 1,3 mg.dm⁻³. O valor de fósforo encontrado nas soluções dos solos muito férteis normalmente chega a 1mg/L (LOPES, 1998), contudo os horizontes C₁ e C₂ extrapolam o valor normalmente encontrado, além de extrapolarem o teor encontrado no horizonte A. Em alguns solos é comum o acúmulo de fósforo em profundidades de 1m ou 2m em uma camada iluvial abaixo do solo após a lixiviação (TROEH et al., 2007). Ryden et al., (1973, p. 1-45 *apud* PARFITT,1978, p. 32) descobriram que o fosfato adsorvido poderia ser dessorvido do horizonte A, mas provavelmente é reabsorvido no horizonte B.

Foi verificado a translocação de fósforo nesse perfil, assim como da MO, possivelmente devido a ligação dos íons fosfatos com a MO, **Figuras 11 e 12**. Lincoln et al., (1968, p. 37-57 *apud* PARFITT,1978, p. 26) mostram que o fosfato pode reagir com íons metálicos para formar complexos mono ou bidentados na presença de outros ligantes orgânicos, trata-se dos complexos

organometálicos. A predominância de determinado complexo formado vai depender do pH do meio. Complexos orgânicos de fosfato de ferro (III) são espécies de fosfato encontradas em soluções de pH <1,3; já complexos de fosfato de alumínio são majoritárias na faixa de pH 1,3 a 4,3; e íons fosfato em solução, são as espécies predominantes no intervalo de 4,3-7,2 (BOHN et al. 1969). No estudo de Spósito (1989, p. 304 *apud* PAVINATO et al., 2008, p. 912) os ácidos orgânicos também formam complexos organometálicos estáveis com Fe e Al, numa larga amplitude de pH do solo (pH 4,0–7,0). E ao atingirem o pH acima de 5,5 as formas de fósforo se tornam mais disponíveis, conforme se vê nos horizontes C₁ e C₂, uma vez que a disponibilidade do fósforo ocorre numa faixa de 5,5 a 7,0 (INSTITUTO POTASSA E FOSFATO, 1998).

Outra forma de liberação do fosfato associado ao Fe desenvolve-se por meio da solubilização do composto sob a presença de água, onde ocorre a redução do Fe³⁺ a Fe²⁺, conforme observado no perfil em campo, deixando o fósforo disponível e passível de lixiviação (BRADY et al., 2013).

Já o ΔpH apresentou os valores de -0,38; -1,13; -1,33 e -1,27 nos respectivos horizontes A, B_{hg}, C₁ e C₂, ou seja, houve a predominância de colóides de carga negativa no solo, contudo o valor mais negativo de ΔpH foi no horizonte C₁. Dessa forma o valor de ΔpH não acompanhou os maiores teores de argila ou MO.

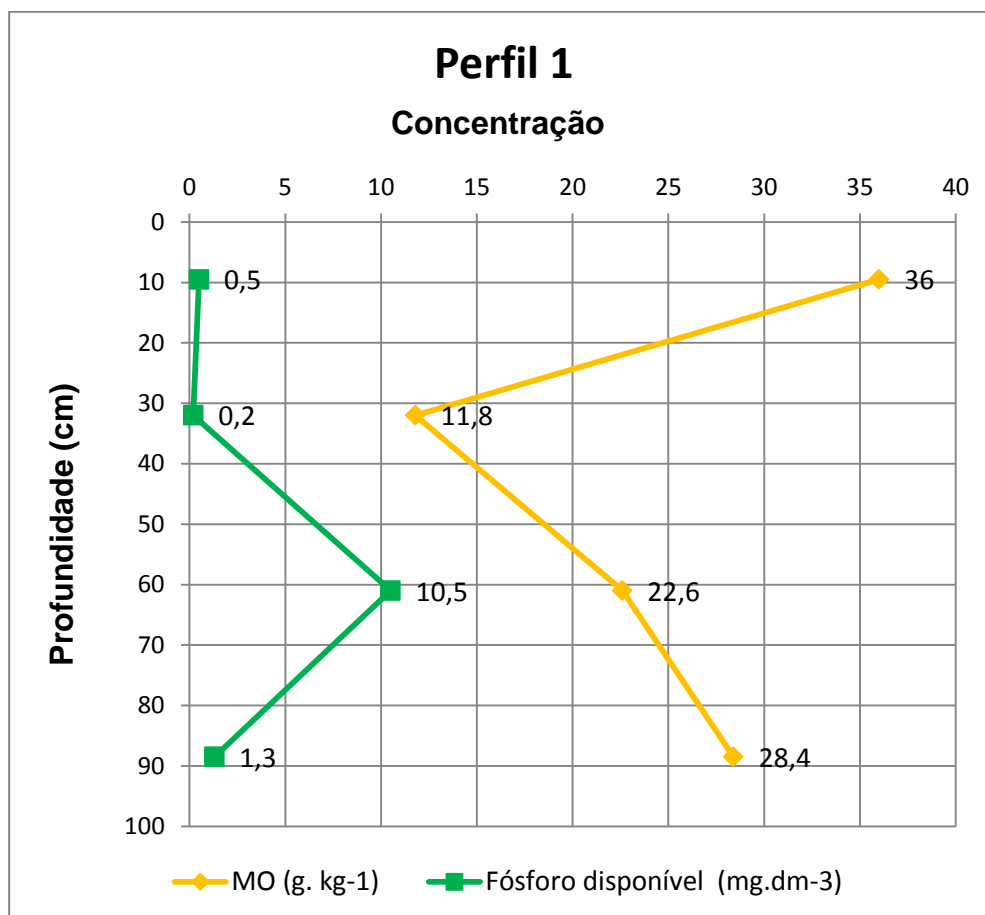


Figura 12 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 1

*Fora de escala de concentração

5.1.1.2 Perfil 2

O segundo perfil de solo foi também aberto na região de Carandaí com coordenadas de 23K 612461 7679504 e altitude de 1035m. O solo está situado em área de pastagem e apresentou veios de quartzo ao longo do perfil. Veios de quartzo são expressões comuns de formação de quartzo por meio de inclusões fluidas ou de minerais dispostos com arranjo zonado paralelo às faces cristalinas indicando que o quartzo se desenvolveu em uma cavidade aberta (SUGUIO, 2003). Oriundas dos depósitos de soluções hidrotermais ao longo das fraturas, os veio apresentam estruturas de zoneamento grosseiro e ocasionalmente cavidades revestidas de cristal. Outras expressões dos veios

de quartzo advém da substituição de rocha, com estruturas ainda paralelas àquelas das paredes, ou ainda podem estar posicionados em falhas, podendo incluir fragmentos de brecha (LISLE et al., 2014), conforme observado em campo, **Figura 13**.

Os horizontes A, E e B_{hg} do perfil 2, mediam respectivamente 13, 17 e >70cm de espessura, a profundidade do perfil excedia 1 metro. A análise em campo foi insuficiente para classificação desse perfil, as análises feitas em laboratório permitiram sua classificação como Espodossolo.



Figura 13 - Segundo ponto de coleta de solo do município de Carandaí
Foto: Raíssa V. Bampirra

As cores, conforme Munsell, encontradas nos horizontes A, E e B_{hg} desse perfil foram respectivamente : Preto e Preto; Cinzento e Cinzento muito Escuro; Preto e Preto. Os referidos horizontes foram analisados em condições úmida e molhada respectivamente, conforme **Tabela 10**.

Tabela 12 - Descrição preliminar da escala das cores de Munsell do perfil 2 em campo

Horizonte	Profundidade (cm)	Condição do solo	Cor	Página	Notação de matiz
A	13	úmido	Preto	7,5	YR 2,5/1
		molhado	Preto	7,5	YR 2,5/1
		úmido	Cinzeno	1	5/N
E	17	molhado	Cinzeno	1	3N
			muito escuro		
B _{hg}	70	úmido	Preto	1	2,5N
		molhado	Preto	1	2,5N

A análise granulométrica para o perfil 2 apresentou para cada segmento de silte, argila e areia os resultados que seguem.

Para a fração silte verificou-se nos horizontes A, E e B_{hg} respectivamente: 360 g.kg⁻¹, 190 g.kg⁻¹ e 200 g.kg⁻¹. Na fração argila nos horizontes A, E e B_{hg} foram encontrados 280 g.kg⁻¹, 260 g.kg⁻¹ e 390 g.kg⁻¹, respectivamente. E finalmente para a fração de areia, (fina + grossa), foram encontrados nos horizontes A, E e B_{hg} respectivamente, 360 g.kg⁻¹, 550 g.kg⁻¹ e 410 g.kg⁻¹, **Figura 14**.

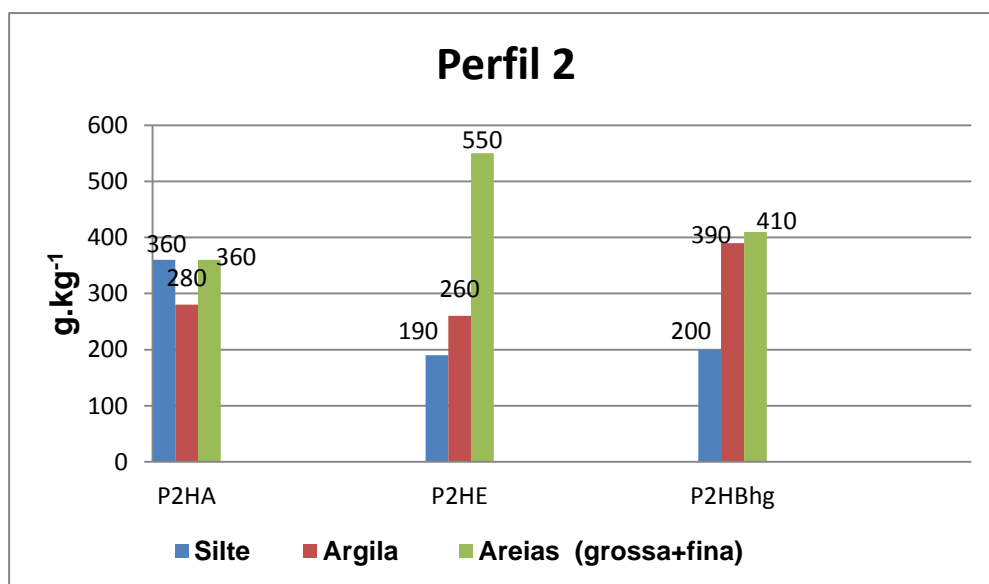


Figura 14 - Teor das frações granulométricas de solo por horizonte do perfil 2

Por meio do triângulo textural, os horizontes A, E e B_{hg} apresentaram respectivamente: classe textural franco argiloso, franco argiloso arenoso,

franco argiloso e os agrupamentos texturais foram média, média e argilosa. Esta definição contribuiu para a excepcionalidade da classificação textural atribuída aos Espodosolos que apresentaram textura predominantemente arenosa, sendo menos comum a textura média e raramente argilosa no horizonte B (EMBRAPA, 2018).

Foram encontrados nos horizontes A, E e B_{hg} respectivamente, 41,5 g.kg⁻¹; 16,0 g.kg⁻¹ e 113,0 g.kg⁻¹ de matéria orgânica.

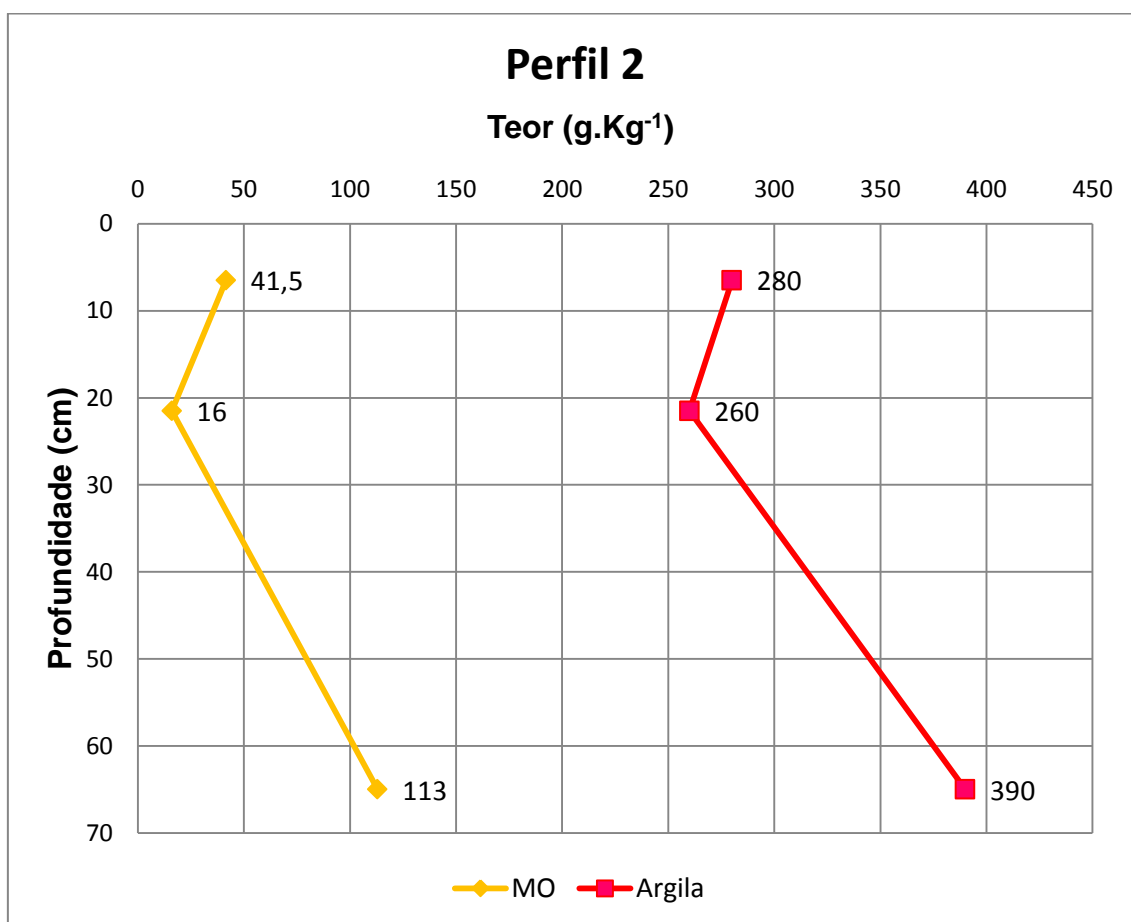


Figura 15 - Fluxo do teor de MO e de argila no decorrer do perfil em função da profundidade do solo

O perfil 2 apresentou redução de silte do horizonte A de 39dag.kg⁻¹ para 19dag.kg⁻¹ e um aumento para 20dag.kg⁻¹. Nesse perfil, houve translocação de argila dos horizontes E e B_{hg} de 26dag.kg⁻¹ para 39dag.kg⁻¹, e um aumento das frações de areia nos horizontes E e B_{hg} que eram de 55dag.kg⁻¹ e 41dag.kg⁻¹.

Os altos teores de areia podem ser justificados devido aos veios de quartzo neste perfil, que ao se desintegrarem resultam em um horizonte preferencialmente arenoso que permite a migração da MO e argila com mais facilidade, **Figura 15**, e o acúmulo destes em horizonte iluvial, podzolização (EMBRAPA,2006). O processo de translocação também explica o teor de MO encontrado nesse perfil que foi bem maior subsuperficialmente do que superficialmente, o que verifica-se *in situ* e pelos resultados encontrados em laboratório dos horizontes E e B_{hg}, 16,0 g.kg⁻¹ e 113,0 g.kg⁻¹.

Os dados das análises químicas do perfil 2 estão apresentadas na **Tabela 11**.

Tabela 13 - Análises químicas do solo por horizonte do perfil 2

Identificação	C (g/kg)	M.O (g/kg)	Fósforo disponível (mg/dm ³)	pH H ₂ O	pH KCl	ΔpH	Classificação do pH
P ₂ HA	24,1	41,5	12,4	4,92	4,2	-0,72	Fortemente ácido
P ₂ HE	9,3	16	2,1	5,27	4,17	-1,1	Fortemente ácido
P ₂ HB _{hg}	65,5	113	6,2	5,3	4,23	-1,07	Fortemente ácido

Neste perfil o pH quando medido em água apresentou para os horizontes A, E e B_{hg} respectivamente: 4,92; 5,27 e 5,3, possibilitando a classificação destes solos como fortemente ácidos em todos os horizontes, confluindo para classificações encontradas para esse tipo de solo de moderado

a fortemente ácidos, com baixa saturação por bases, podendo ocorrer altos teores de alumínio extraível (EMBRAPA, 2018). Em KCl apresentou para os horizontes A, E e B_{hg} os resultados 4,2; 4,17 e 4,23, respectivamente.

Já o ΔpH apresentou os valores de -0,72; -1,1 e -1,07 nos respectivos horizontes A, E e B_{hg}, ou seja, houve a predominância de colóides de carga negativa (argila, MO e óxidos) (LEPSCH,2011).

De modo similar ao perfil anterior o valor mais negativo de ΔpH, não coincidiu com os horizontes com maior teor de argila, MO ou fósforo.

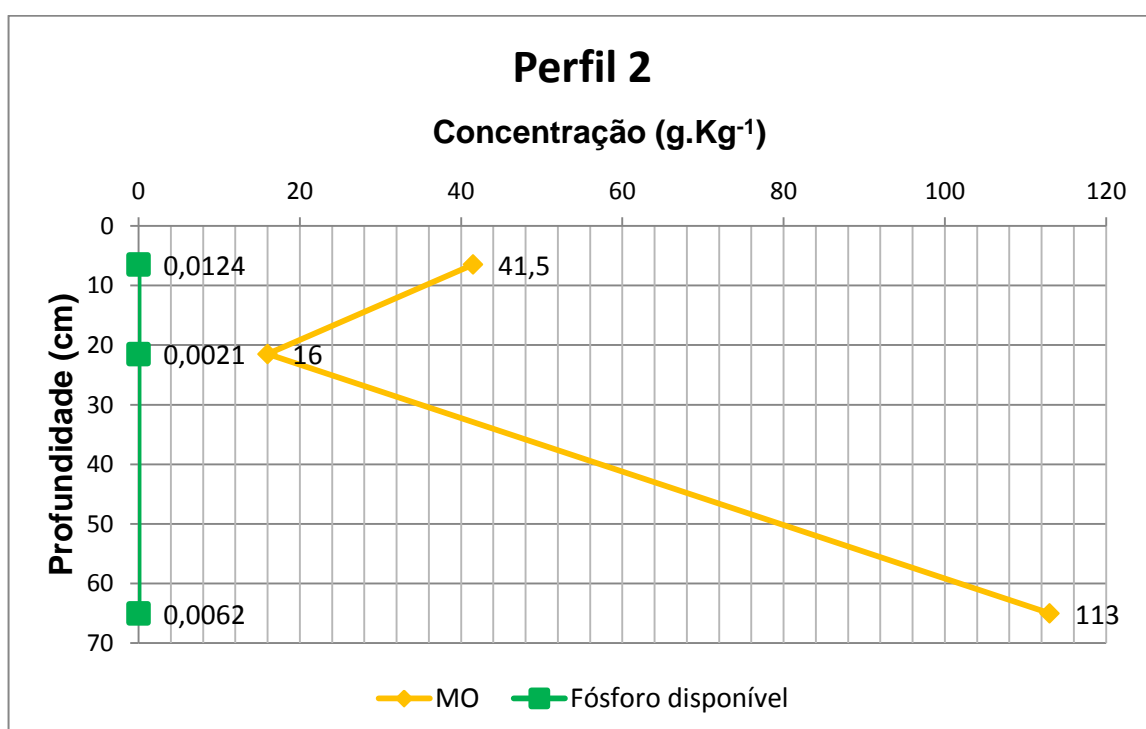


Figura 16 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 2

O teor de fósforo disponível para os horizontes A, E e B_{hg} foi respectivamente: 12,4 mg.dm⁻³; 2,1 mg.dm⁻³ e 6,2 mg.dm⁻³. Conforme o perfil 1, foi observado o acúmulo de fósforo em profundidade, camada iluvial, mesmo havendo um horizonte de perda E. No horizonte E onde houve diminuição do teor de P disponível, uma das possíveis causas pode ser devido a fixação do fosfato, uma vez que o pH do solo atingiu valores menores que 5,3 que é quando o Al e o Fe são liberados para a solução do solo e reagem com o

fosfato formando compostos insolúveis (INSTITUTO POTASSA E FOSFATO, 1998).

Dessa forma, as razões para o acúmulo de fósforo disponível em profundidade, mesmo com a presença do horizonte de perda, pode estar associado ao alto teor de MO em profundidade, **Figuras 16 e 17**. E a redução do teor de fósforo disponível em relação a camada superficial, pode estar relacionada a textura encontrada nos Espodossolos, logo na capacidade de retenção de cátions, a baixa capacidade de fixação de fósforo e acentuada lixiviação dos nitratos (OLIVEIRA, 2011). Ainda sobre a textura, solos desenvolvidos em areias de sílica, o fosfato é frequentemente perdido pela lixiviação, uma vez que reage amplamente com a matéria orgânica do solo (PARFITT,1978). Considerando o pH do meio os complexos orgânicos de fosfato de ferro (III) são encontradas em soluções de pH <1,3; já complexos de fosfato de alumínio são majoritárias na faixa de pH 1,3 a 4,3; e íons fosfato em solução, são as espécies predominantes no intervalo de 4,3-7,2 (Bohn et al. 1969). Spósito (1989, p. 304 *apud* PAVINATO et al.,2008, p. 912) argui que complexos organometálicos estáveis de Fe e Al, são formados numa larga amplitude de pH do solo (pH 4,0–7,0).

Contudo, estas variáveis atuantes nos horizontes subsuperficiais não foram o suficiente para a extrapolação do teor de fósforo encontrado no horizonte A.

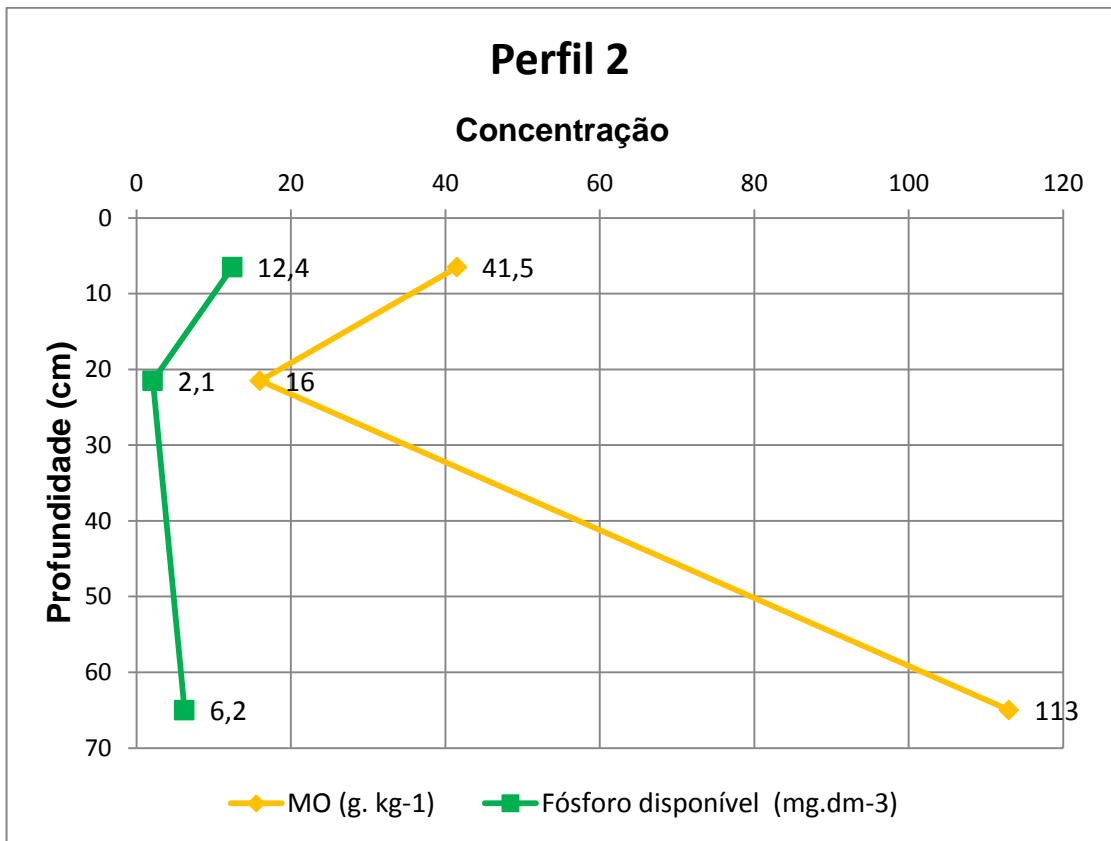


Figura 17 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 2
Fora da escala de concentração

5.1.1.3 Perfil 3

O terceiro perfil de solo aberto na região de Carandaí conta com coordenadas de 23K 610343 7678329 e altitude de 1130m. O solo deste perfil estava localizado em área de mata. As características deste solo permitiram sua classificação como Latossolo. Os horizontes A, B_w (latossólico) e C do perfil 3, mediam respectivamente 26, 41 e >33cm de espessura e a profundidade do perfil excedia 1 metro, **Figura 18**.



Figura 18 - Terceiro ponto de coleta de solo do município de Carandaí
Foto: Raíssa V. Bambirra.

O perfil 3 apresentou em seus horizontes A, Bw₁ e Bw₂ respectivamente as cores, conforme Munsell: Bruno avermelhado e Bruno avermelhado escuro; Bruno avermelhado escuro e Bruno avermelhado; Vermelho amarelado e Vermelho escuro, analisados em condições úmida e molhada respectivamente. Que estão em acordo com as descrições atribuídas para esse tipo de solo, onde se tem às cores mais escuras do A, o horizonte B tem cores mais vivas, variando desde amarelas ou mesmo bruno-acinzentadas até vermelho-escuro-acinzentadas (EMBRAPA, 2018), **Tabela 12** .

Tabela 14 - Descrição preliminar da escala das cores de Munsell do perfil 3 em campo

Horizonte	Profundidade (cm)	Condição do solo	Cor	Página	Notação de matiz
A	26	úmido	Bruno avermelhado	5	4/4 YR
		molhado	Bruno-avermelhado-escuro	2,5	3/4 YR
Bw ₁	41	úmido	Bruno-avermelhado-escuro	5	3/4 YR
		molhado	Bruno avermelhado	5	4/4 YR
Bw ₂	33	úmido	Vermelho amarelado	5	4/6 YR
		molhado	Vermelho escuro	2,5	3/6 YR

A análise granulométrica para o perfil 3 apresentou para os horizontes A, Bw₁ e Bw₂, os teores da fração silte respectivamente, 150 g.kg⁻¹, 180 g.kg⁻¹ e 160 g.kg⁻¹. Na fração de argila nos horizontes A, B₁ e B₂ foram encontrados respectivamente: 550 g.kg⁻¹, 580 g.kg⁻¹ e 570 g.kg⁻¹. E finalmente para a fração de areia, (fina + grossa), foram encontrados nos horizontes A, B₁ e B₂ respectivamente: 300 g.kg⁻¹, 240 g.kg⁻¹ e 270 g.kg⁻¹ **Figura 19**.

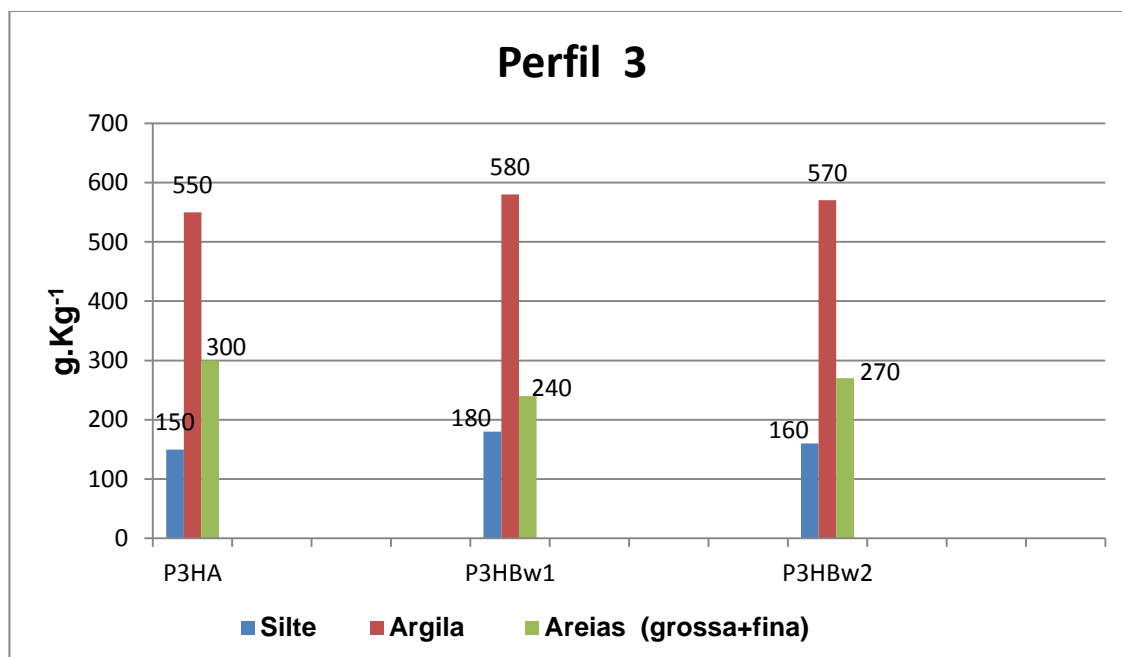


Figura 19 - Teor das frações granulométricas de solo por horizonte do perfil 3

Os teores de argila apresentaram um aumento de 3 unidades do horizonte A para o Bw_1 , e decresceram uma unidade de Bw_1 para Bw_2 , de modo geral, o comportamento esperado para as argilas de latossolos é de um aumento gradual ao longo do perfil, ou, ainda, uma constância ao longo do mesmo (EMBRAPA, 2018). A baixa mobilidade da argila também é observada de Bw_1 para Bw_2 , o que é típico de latossolos. Observa-se também que em muitos solos maduros há a mesma quantidade de argila nos horizontes A e C, e um acúmulo de argila no horizonte B que é proveniente de intemperismo tanto do horizonte A quanto B (TROEH et al.,2007).

Contudo, fatores atípicos, mas que costumam causar o aumento dessa mobilidade da argila foram encontrados nesse perfil, tais como os valores positivos de ΔpH 0,11 e 0,02. Os valores positivos de ΔpH indicam predominância de cargas positivas nessas amostras (LEPSCH,2011), o que indica solos mais intemperizados como os Latossolos (EMBRAPA, 2018), após a eliminação da maior parte da sílica e dos cátions básicos antes presentes nos minerais primários, tendem a apresentar cargas positivas devido aos óxidos de ferro e alumínio, que se tornam positivos em condições de baixo pH (LEPSCH,2011).

Utilizou-se também a relação de silte/argila, como forma de classificação do solo e avaliação quanto ao estado de intemperismo (EMBRAPA, 2006). Para os horizontes A, Bw_1 e Bw_2 as razões foram 0,2727, 0,3103 e 0,2807, respectivamente, o que possibilitou a distinção e posterior classificação deste solo como sendo latossolo, uma vez que apresentou teores de silte/argila inferiores a 0,6 em solos de textura argilosa ou muito argilosa (EMBRAPA, 2018).

O perfil apresentou em seus horizontes A, Bw_1 e Bw_2 a classe textural argilosa em todos os horizontes coletados. Da mesma forma, os agrupamentos texturais foram argilosos para todos os horizontes.

A **Figura 20** apresenta o comportamento da MO e da argila em função da profundidade do solo.

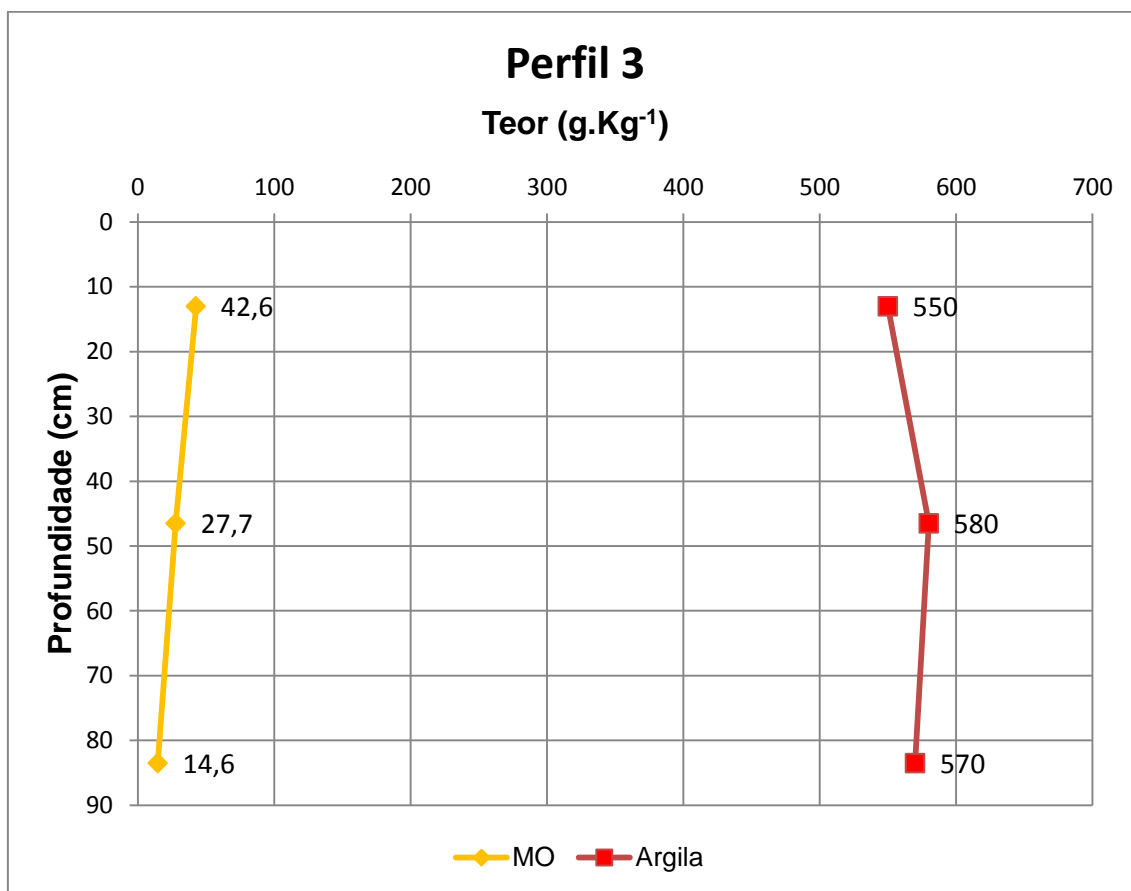


Figura 20 - Fluxo do teor de MO e de argila no decorrer do perfil em função da profundidade do solo

Neste perfil o teor de MO encontrado para os horizontes A, Bw₁ e Bw₂ foi respectivamente: 42,6 g.kg⁻¹; 27,7 g.kg⁻¹ e 14,6 g.kg⁻¹. Esse perfil localiza-se numa área de mata no topo da vertente, e não se verifica translocação de matéria orgânica, pelo contrário, se observa uma diminuição gradativa da superfície para a base, sendo que o horizonte superficial, devido a serapilheira apresenta um valor quase três vezes maior quando comparado com o horizonte Bw₂. A localização desse perfil favorece a maior erosão superficial, bem como a baixa concentração de matéria orgânica na base, isso ocorre porque solos com maiores declividades apresentam baixo crescimento vegetal logo, a MO que é produzida é perdida por erosão (TROEH et al.,2007) (Figura 20).

No perfil 3 o pH quando medido em água apresentou para os horizontes A, Bw₁ e Bw₂ respectivamente: 4,08; 4,1; e 4,94, classificando este solo como

Extremamente ácido nos dois primeiros horizontes e Fortemente ácido em Bw₂. Como esperado o horizonte Bw₂ é menos ácido que os demais horizontes do mesmo perfil, o que pode ser interpretado pela presença de minerais primários em estado de alteração, responsáveis pelos cátions básicos no solo (LEPSCH, 2011). Em KCl encontrou-se para os horizontes A, Bw₁ e Bw₂ os resultados 4,03; 4,21 e 4,96, respectivamente. E o ΔpH apresentou os valores de -0,05; 0,11 e 0,02 nos respectivos horizontes A, Bw₁ e Bw₂.

Os dados das análises químicas do perfil 3, estão apresentadas na **Tabela 13**.

Tabela 15 - Análises químicas do solo por horizonte do perfil 3

Identificação	C (g/kg)	M.O (g/kg)	Fósforo disponível (mg/dm ³)	pH H ₂ O	pH KCl	ΔpH	Classificação do pH
P ₃ HA	24,7	42,6	1,8	4,08	4,03	-0,05	Extremamente ácido
P ₃ HBw ₁	16	27,7	0,4	4,1	4,21	0,11	Extremamente ácido
P ₃ HBw ₂	8,5	14,6	0,5	4,94	4,96	0,02	Fortemente ácido

O teor de fósforo disponível para os horizontes A, Bw₁ e Bw₂ foram respectivamente: 1,8 mg.dm⁻³; 0,4 mg.dm⁻³ e 0,5 mg.dm⁻³, **Figuras 21 e 22**.

A redução do teor de fósforo disponível no horizonte Bw₁ pode estar associada ao pH desse perfil, pois varia de extremamente a fortemente ácido, fator que também poderia afetar a solubilidade dos fosfatos presentes nas argilas favorecendo a liberação dos que se encontram associados ao Fe e Al (VANLOON et al., 2005; BRADY et al., 2013). O menor valor encontrado de pH foi justamente no horizonte que sofreu a maior perda da disponibilidade de fósforo. Em valores de pH do solo menores que 5,3 o Al e o Fe podem ser

precipitados como compostos insolúveis contribuindo com o processo de fixação total do fósforo (INSTITUTO POTASSA E FOSFATO, 1998).

O horizonte Bw₂ pode ter tido uma aumento de 0,1 mg.dm⁻³ no teor de fósforo disponível devido aos processos de lixiviação de MO decorrentes da declividade desse solo, que favorece ao maior teor de P disponível no solo.

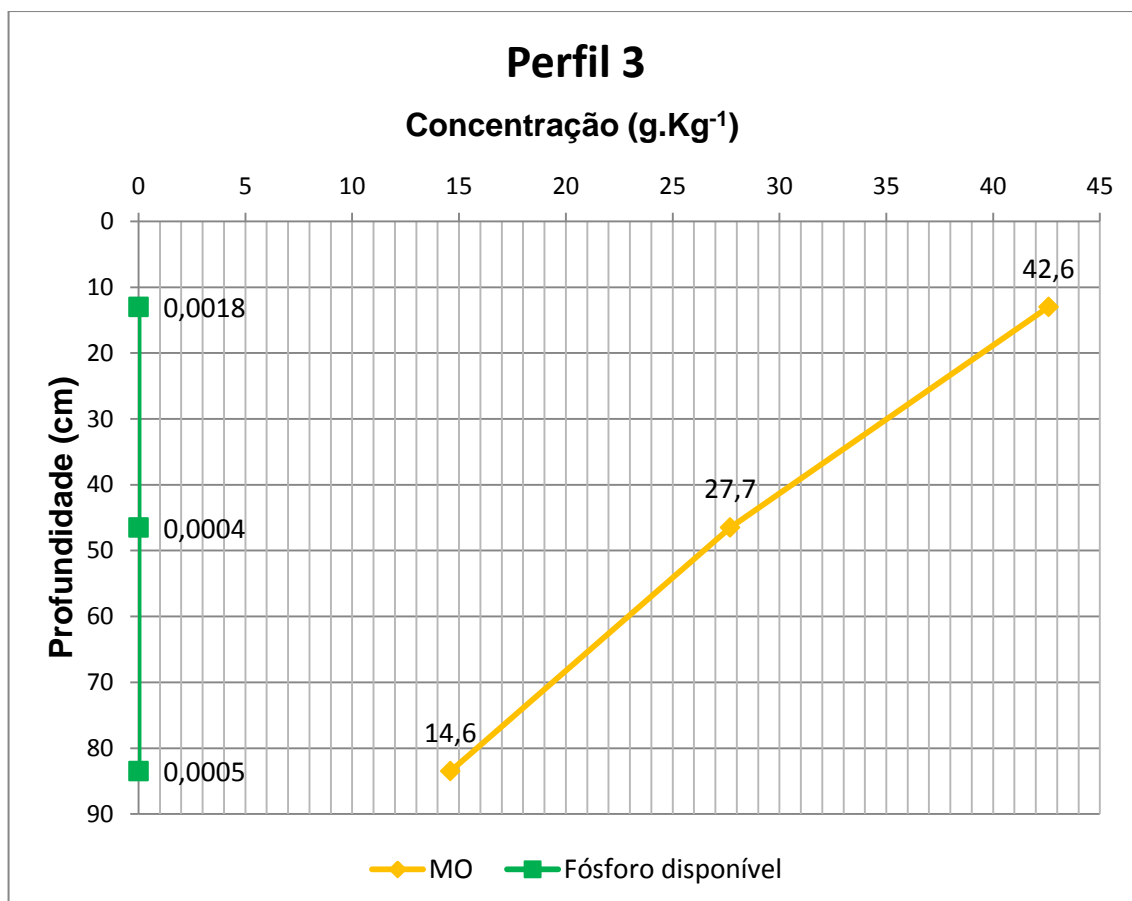


Figura 21 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 3

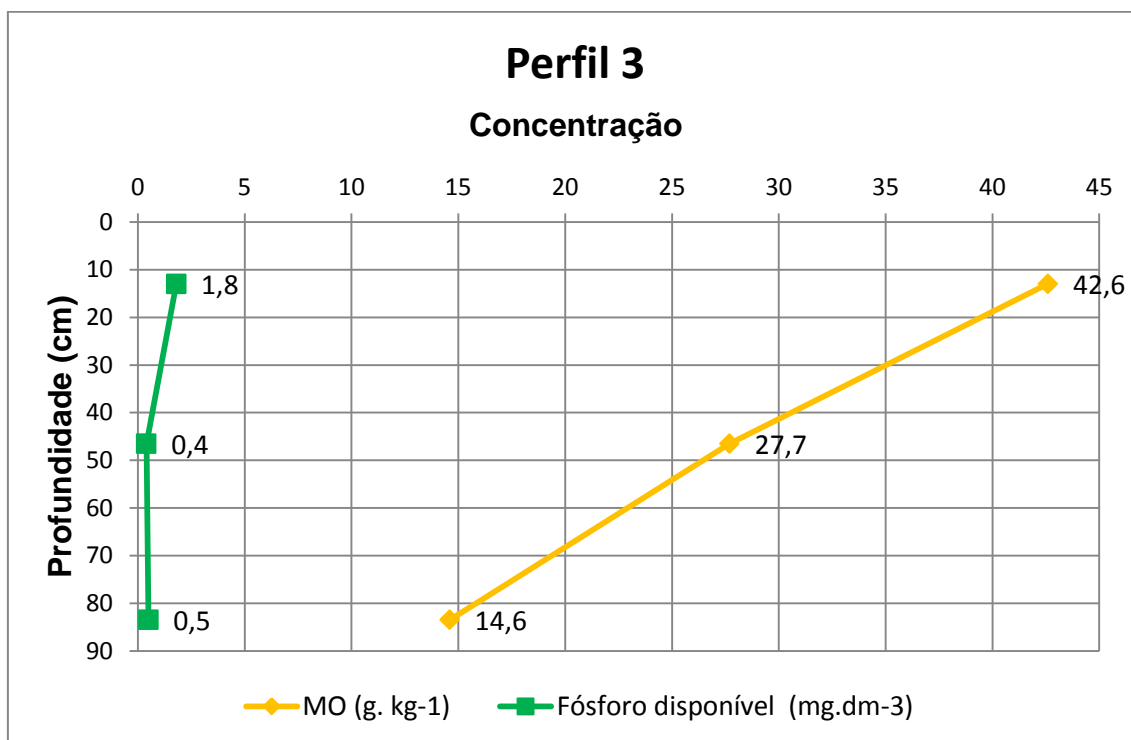


Figura 22 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 3

*Fora da escala de concentração

5.1.2 Região de Tiradentes

5.1.2.1 Perfil 4

O quarto perfil de coleta de solo foi aberto na região do riacho Sumidouro com coordenadas de 23K 588054 7667655 e altitude de 976m. Solo de área natural, com vegetação mais arbustiva e pouco arbórea. A MO encontrada neste local provinha da decomposição da serapilheira que acabou se acumulando em 1 cm na camada superficial. Os horizontes A, AB, B_i e C do perfil 4, mediam respectivamente 8, 9, 40 e 43 cm de espessura e a profundidade do perfil excedia 1 metro. O comprimento de 40 cm encontrado para o horizonte B_i sem migração da MO permitiu a classificação deste solo como Cambissolo, **Figura 23**.



Figura 23 - Primeiro ponto de coleta de solo do município de Tiradentes
Foto: Raíssa V. Bambirra

No perfil 4 as características observadas quanto as cores nos horizontes A, AB, B_i e C foram, conforme Munsell, respectivamente: Bruno escuro e Bruno escuro; Bruno forte e Bruno forte; Bruno forte e Bruno forte, descrição na **Tabela 14** .

Tabela 16 - Descrição preliminar da escala das cores de Munsell do perfil 4 em campo

Horizonte	Profundidade (cm)	Condição do solo	Cor	Página	Notação de matiz
A	8	úmido	Bruno escuro	7,5	YR 3/3
		molhado	Bruno escuro	7,5	YR 3/4
AB	9	úmido	Bruno forte	7,5	4/6YR
		molhado	Bruno forte	7,5	4/6YR
B _i	40	úmido	Bruno forte	7,5	5/8YR
		molhado	Bruno forte	7,5	4/6YR
C	>100	úmido	Bruno forte	7,5	5/8YR
		molhado	Bruno forte	7,5	4/6YR

A análise granulométrica para o perfil 4 apresentou para cada segmento de silte, argila e areia os resultados que seguem. Para a fração de silte foram verificados nos horizontes A, AB, B_i e C respectivamente: 570 g.kg⁻¹, 560 g.kg⁻¹, 520 g.kg⁻¹ e 510 g.kg⁻¹. Na fração de argila nos horizontes A, AB, B_i e C foram encontrados respectivamente: 180 g.kg⁻¹; 80 g.kg⁻¹, 20 g.kg⁻¹ e 20 g.kg⁻¹. E finalmente para a fração de areia, (fina + grossa), foram encontrados nos horizontes A, AB, B_i e C respectivamente: 250 g.kg⁻¹; 360 g.kg⁻¹, 460 g.kg⁻¹ e 470 g.kg⁻¹, **Figura 24**.

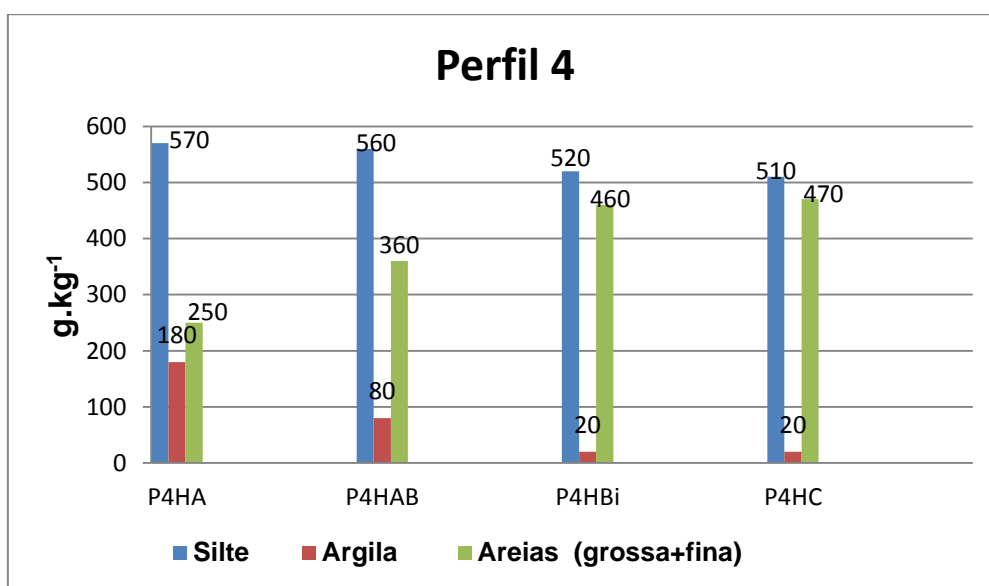


Figura 24 - Teor das frações granulométricas de solo por horizonte do perfil 4

Este perfil apresentou em seus horizontes A, AB, B_i e C a classe textural franco siltosa em todos os horizontes coletados. Da mesma forma, os agrupamentos texturais foram média para todos os horizontes.

O teor de matéria orgânica para os horizontes A, AB, B_i e C foram respectivamente: 70,3 g.kg⁻¹; 18,6 g.kg⁻¹; 1,5 g.kg⁻¹ e 0,2 g.kg⁻¹. O horizonte A do perfil 4 apresentou maior teor de MO, contudo ao longo do perfil houve um decréscimo abrupto de MO. Diferente do perfil 3, o perfil 4 se encontrava em superfície mais aplainada, que por característica apresenta pouca ou nenhuma erosão nos solos e a umidade presente nestes solos resulta em baixa aeração e acúmulo de MO (TROEH et al., 2007), fato que foi observado em campo.

A **Figura 25** apresenta o fluxo do teor de MO e de argila no decorrer do perfil 4 de acordo com a profundidade do solo, nele é possível observar o decréscimo da MO bem como da argila.

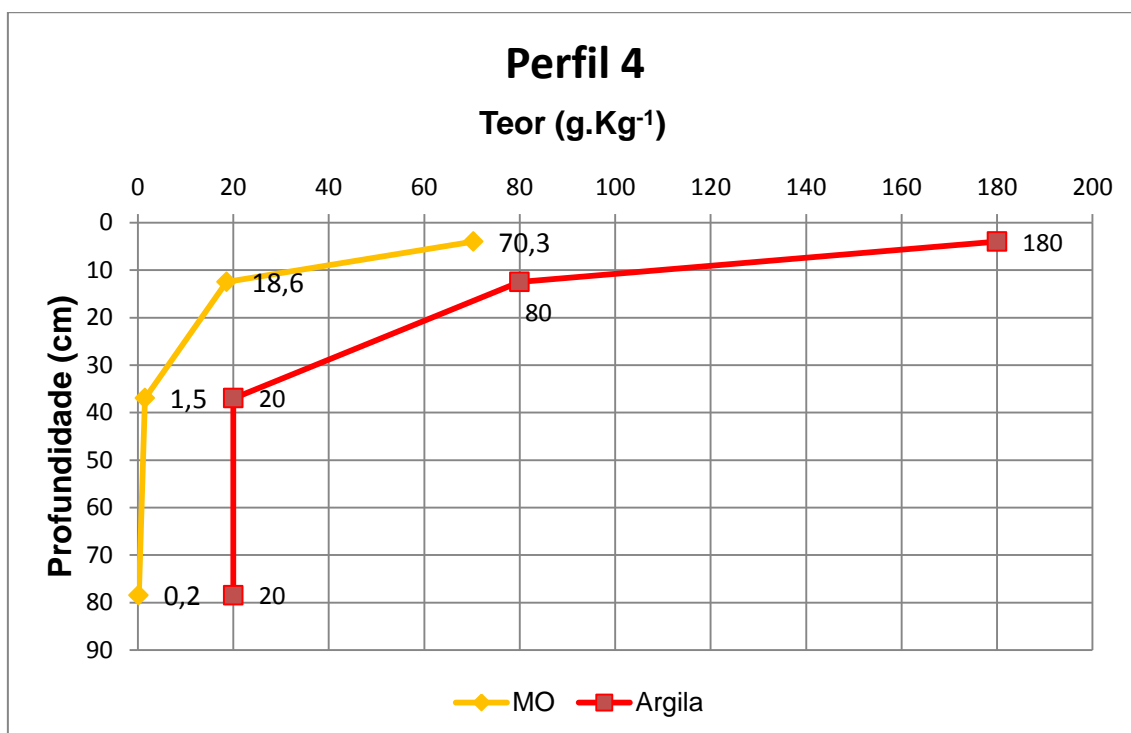


Figura 25 - Fluxo do teor de MO e de argila no decorrer do perfil em função da profundidade do solo

Os dados das análises químicas do perfil 4, estão apresentadas na **Tabela 15**.

Tabela 17 - Análises químicas do solo por horizonte do perfil 4

Identificação	CO (g/kg)	M.O (g/kg)	Fósforo disponível (mg/dm ³)	pH H ₂ O	pH KCl	ΔpH	Classificação do pH
P ₄ HA	40,8	70,3	19,5	4,34	4,09	-0,25	Fortemente ácido
P ₄ HAB	10,8	18,6	4,9	4,04	3,62	-0,42	Extremamente ácido
P ₄ HB _i	0,9	1,5	0,6	5,09	3,93	-1,16	Fortemente ácido
P ₄ HC	0,1	0,2	0,5	5,33	3,97	-1,36	Fortemente ácido

Neste perfil o pH quando medido em água apresentou para os horizontes A, AB, B_i e C respectivamente: 4,34; 4,04; 5,09 e 5,33 classificando este solo como fortemente ácido nos horizontes A, B_i e C e extremamente ácido no horizonte AB. O pH mais ácido pode estar associado a decomposição da camada orgânica formada sobre a vegetação de florestas, que no processo de decomposição da MO gera ácidos que aumentam o intemperismo mineral e os efeitos de lixiviação devido a percolação da água no solo (TROEH et al., 2007), o que também pode explicar o decréscimo da MO e da argila nesse perfil, **Figura 25**.

Como esperado, o horizonte C é menos ácido que os demais horizontes do mesmo perfil, o que pode ser interpretado pela presença de minerais primários em estado de alteração, que são indicativos de cargas positivas. Em

KCl os horizontes A, AB, B_i e C apresentaram os resultados 4,09; 3,62; 3,93 e 3,97, respectivamente.

O ΔpH apresentou os valores de -0,25; -0,42; -1,16 e -1,36 nos respectivos horizontes A, AB, B_i e C.

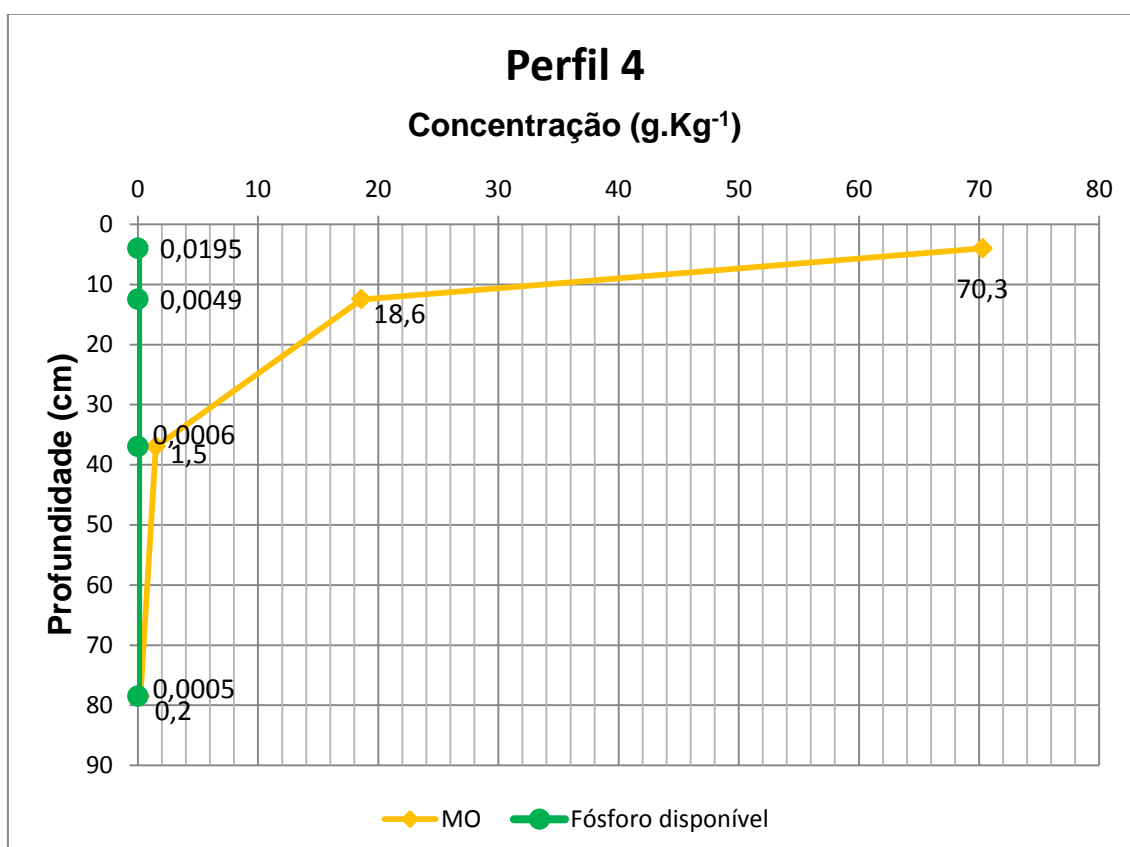


Figura 26 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 4

O teor de fósforo disponível para os horizontes A, AB, B_i e C foi respectivamente: 19,5 mg.dm⁻³; 4,9 mg.dm⁻³; 0,6 mg.dm⁻³ e 0,5 mg.dm⁻³.

Neste perfil, houve um decréscimo abrupto no teor de fósforo da camada superficial para a subsuperficial seguindo os decréscimos da MO e argila, **Figuras 26 e 27**. Não houve aumento na quantidade de fósforo disponível a partir da MO uma vez que não há condições favoráveis para a disposição do fósforo, tais como, alto pH ou decomposição da MO (TROEH et al.,2007), uma vez que a maior parte da MO é lixiviada.

Os baixos valores de pH encontrados nesse perfil, menores que 5,3, podem ter contribuído com a liberação dos íons de Al e Fe presentes na argila, bem como para a solução do solo - que podem reagir com o fosfato formando compostos insolúveis e contribuindo com o processo de fixação total do fósforo (INSTITUTO POTASSA E FOSFATO, 1998).

Dessa forma a lixiviação da MO e a fixação dos fosfatos pelos óxidos presentes nas argilas podem ser a principal causa da diminuição de fósforo nesse perfil. Outra razão seria a assimilação do fósforo pelas plantas e, após a decomposição destas, o retorno desse fósforo para a camada superficial do solo como adubo, sendo, portanto, esperado que na camada superficial tenha mais teor de fósforo que na subsuperficial (TROEH et al., 2007).

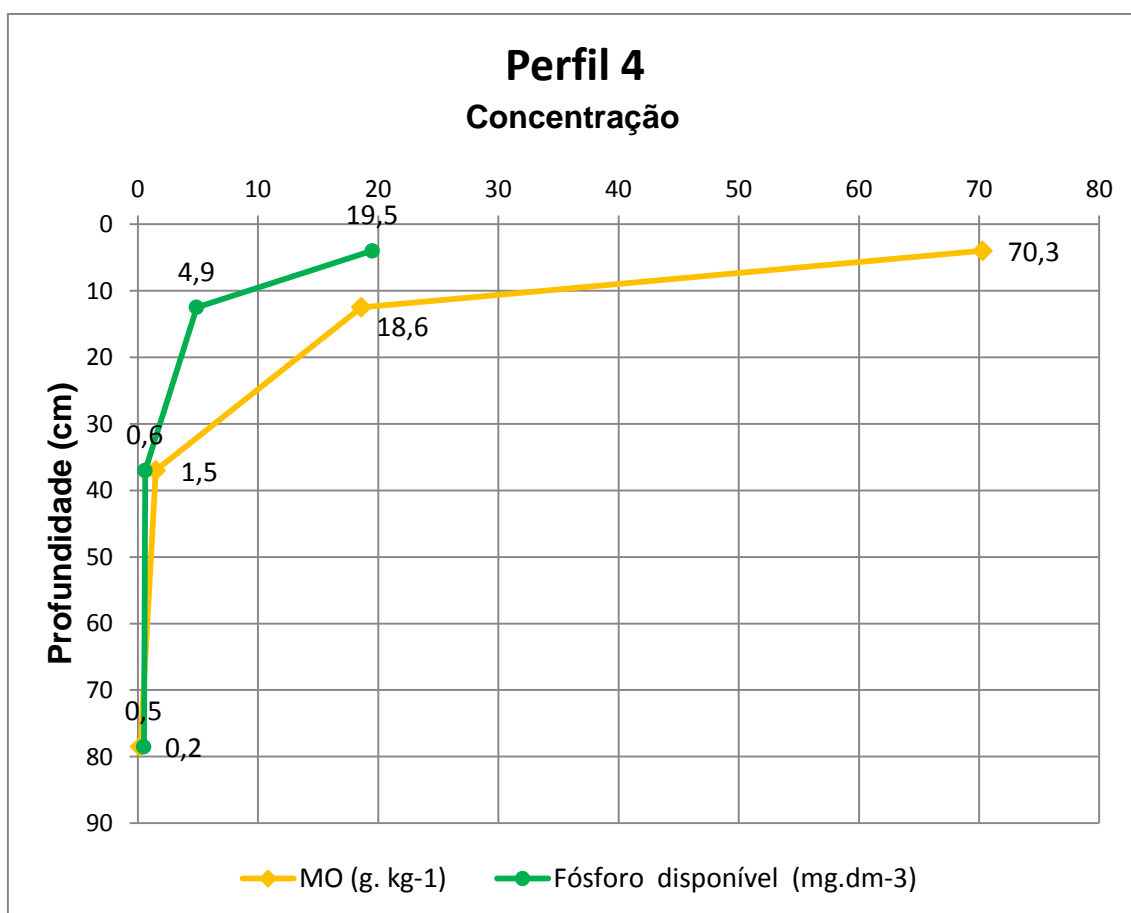


Figura 27 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 4

Fora da escala de concentração

5.1.2.2 Perfil 5

O quinto perfil de coleta de solo foi aberto na região do Riacho Sumidouro com coordenadas de 23K 588050 7667775 e altitude de 989m. O solo foi caracterizado com vegetação de mata nativa que apresentava no horizonte B fragmentos de rocha. Os horizontes encontrados nesse perfil eram A, AB, Bi₁ e Bi₂. Os horizontes A, AB, Bi₁ e Bi₂ do perfil 5, mediam respectivamente: 7, 9, 19, e 28 cm de espessura, com profundidade de 63 cm. O horizonte B com comprimento menor que 50cm classificou este perfil como Cambissolo, **Figura 28**.



Figura 28 - Segundo ponto de coleta de solo do município de Tiradentes
Foto: Raíssa V. Bambirra

Neste perfil, as características observadas nos horizontes A, AB, Bi₁ e Bi₂ das cores, conforme Munsell, foram respectivamente: Dark e Bruno; Bruno

escuro e Bruno escuro; Bruno e Bruno forte; Bruno forte e Bruno forte, analisados em condições úmida e molhada respectivamente, conforme **Tabela 16**.

Tabela 18 - Descrição preliminar da escala das cores de Munsell do perfil 5 em campo

Horizonte	Profundidade (cm)	Condição do solo	Cor	Página	Notação de matiz
A	7	úmido	Dark	7,5	3/4 YR
		molhado	Bruno	7,5	3/4 YR
AB	9	úmido	Bruno escuro	7,5	3/4 YR
		molhado	Bruno escuro	7,5	3/3 YR
Bi₁	19	úmido	Bruno	7,5	4/4YR
		molhado	Bruno forte	7,5	4/6YR
Bi₂	>200	úmido	Bruno forte	7,5	4/6YR
		molhado	Bruno forte	7,5	4/6YR

O perfil 5 apresentou para cada segmento de silte, argila e areia, os resultados que seguem. Para a fração de silte apresentou nos horizontes A, AB, Bi₁ e Bi₂ respectivamente: 240 g.kg⁻¹, 270 g.kg⁻¹, 400 g.kg⁻¹ e 440 g.kg⁻¹. Para a fração de argila nos horizontes A, AB, Bi₁ e Bi₂ foram encontrados respectivamente: 120 g.kg⁻¹; 120 g.kg⁻¹, 100 g.kg⁻¹ e 80 g.kg⁻¹. E finalmente para a fração de areia, (fina + grossa), verificou-se nos horizontes A, AB, Bi₁ e Bi₂ respectivamente: 640 g.kg⁻¹; 610 g.kg⁻¹, 500 g.kg⁻¹ e 480 g.kg⁻¹, **Figura 29**.

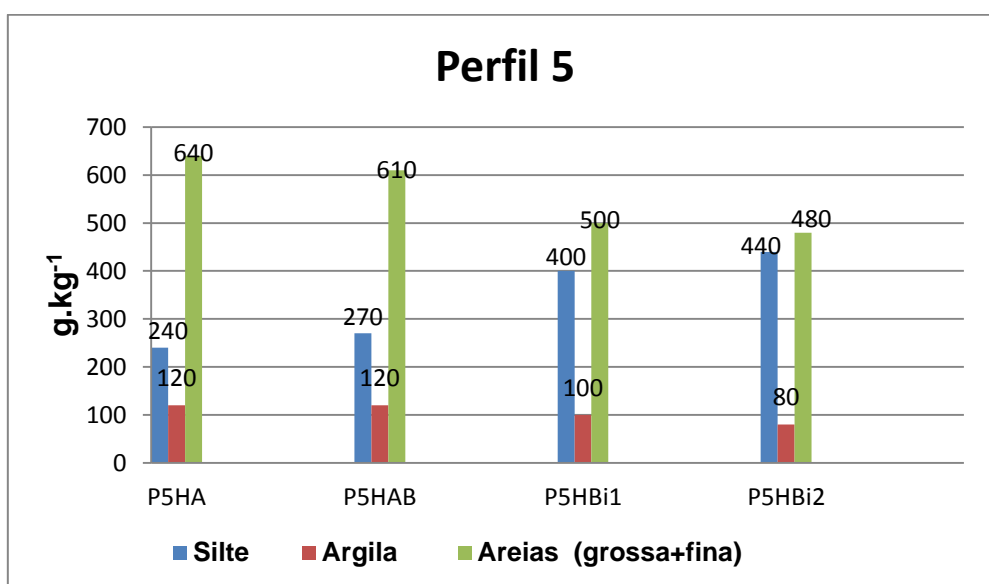


Figura 29 - Teor das frações granulométricas de solo por horizonte do perfil 5

O perfil apresentou em seus horizontes A, AB, Bi₁ e Bi₂, respectivamente: classe textural franco arenosa, franco arenosa, franco e franco. As classes texturais e o teor de argila convergem com as condições encontradas para esse tipo de solo, onde o horizonte B incipiente (Bi) tem textura franco-arenosa ou mais argilosa, e o *solum*, geralmente, apresenta teores uniformes de argila (EMBRAPA, 2018). Nos agrupamentos texturais teve-se a classificação média para todos os horizontes.

O perfil 5 apresentou a condição de baixa mobilidade das argilas no horizonte B, típicas de Latossolos (EMBRAPA, 2018). Neste tipo de solo é possível observar uma mobilidade pouco expressiva ou inexistente (EMBRAPA, 2018), fato verificado pelos dados obtidos da granulometria em laboratório. De um modo geral, os teores da fração argila no *solum* aumentam gradativamente com a profundidade ou permanecem constantes ao longo do perfil (EMBRAPA, 2018). A presença de algumas características morfológicas é comum em alguns solos desta classe. Contudo, a distinção desse solo é feita a partir do horizonte B, nesse caso a relação silte/argila, que não é compatível com solos muito evoluídos (EMBRAPA, 2018).

A relação silte/argila é utilizada para diferenciar um horizonte B latossólico de um B incipiente, quando apresentam características morfológicas

semelhantes, sendo iguais ou menores a 0,7 quando a textura for média indicando o teor de silte (EMBRAPA, 2018). Dessa forma, os valores encontrados para esta relação (2; 2,25; 4 e 5,5) foram maiores que o valor 0,7, que é o aceitável para o SiBICS na classificação para Latossolo. Neste caso, o solo poderia receber a classificação de Cambissolo/Latossolo.

A **Figura 30** apresenta o fluxo do teor de MO e de argila no decorrer do perfil de acordo com a profundidade do solo, nele é possível observar o decréscimo da MO.

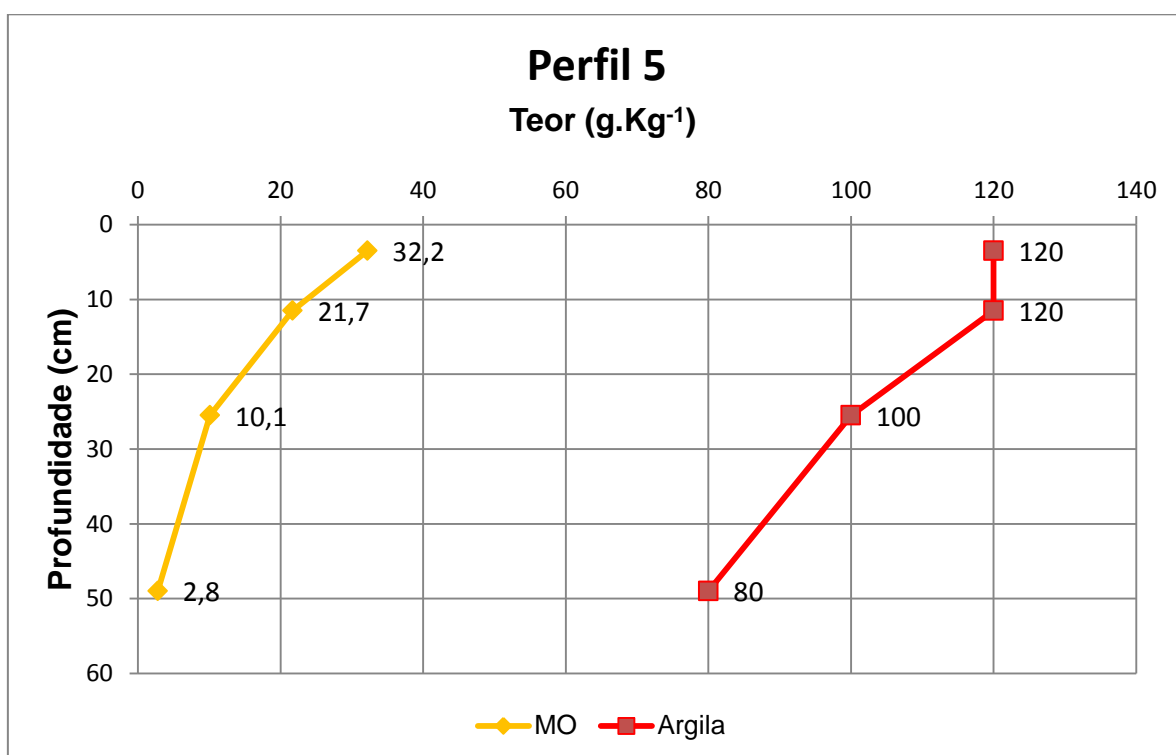


Figura 30 - Fluxo do teor de MO e de argila no decorrer do perfil em função da profundidade do solo

Os dados das análises químicas do perfil 5, estão apresentadas na **Tabela 17**.

Tabela 19 - Análises químicas do solo por horizonte do perfil 5

Identificação	CO (g/kg)	M.O (g/kg)	Fósforo disponível (mg/dm ³)	pH H ₂ O	pH KCl	ΔpH	Classificação do pH
P ₅ HA	18,7	32,2	14,8	4,16	3,8	-0,36	Extremamente ácido
P ₅ HAB	12,6	21,7	5,2	3,93	3,58	-0,35	Extremamente ácido
P ₅ HBi ₁	5,8	10,1	1,2	3,87	3,36	-0,51	Extremamente ácido
P ₅ HBi ₂	1,6	2,8	0,4	4,55	3,8	-0,75	Fortemente ácido

O teor de matéria orgânica para os horizontes A, AB, Bi₁ e Bi₂ foram respectivamente: 32,2 g.kg⁻¹; 21,7 g.kg⁻¹; 10,1 g.kg⁻¹ e 2,8 g.kg⁻¹.

O horizonte A do perfil 5, apresentou maior teor de MO, entretanto, houve um decréscimo desta ao longo do perfil. Os teores de serapilheira nesse local são menores quando comparados com os perfis 3 e 4, devido a dois fatores: maior declividade das vertentes, portando maior erosão superficial, e a localização próxima a um canal fluvial, onde há solapamento de base, decorrente da erosão linear que decorre da concentração das linhas de fluxo das águas de escoamento superficial, que aumentam o processo erosivo.

Neste perfil, o pH quando medido em água apresentou para os horizontes A, AB, Bi₁ e Bi₂ respectivamente: 4,16; 3,93; 3,87 e 4,55 classificando este solo como extremamente ácido nos horizontes A, AB, Bi₁ e fortemente ácido em Bi₂. De forma similar ao perfil 4, o perfil 5 está sob área de mata, na qual não há correções de pH nos solos e assim esses se apresentam mais ácidos. Em KCl os horizontes A, AB, Bi₁ e Bi₂ apresentaram os resultados 3,8; 3,58; 3,36 e 3,8, respectivamente.

O ΔpH apresentou os valores de -0,36; -0,35; -0,51 e -0,75 nos respectivos horizontes A, AB, Bi_1 e Bi_2 . A carga líquida do solo, o ΔpH negativo em todos os horizontes desse perfil, indicam maior quantidade de cargas negativas nas amostras. O valor mais baixo de ΔpH no horizonte Bi_2 recebeu pouca ou nenhuma influência da carga negativa da argila e MO encontrados nesse horizonte, uma vez que foram os menores valores encontrados.

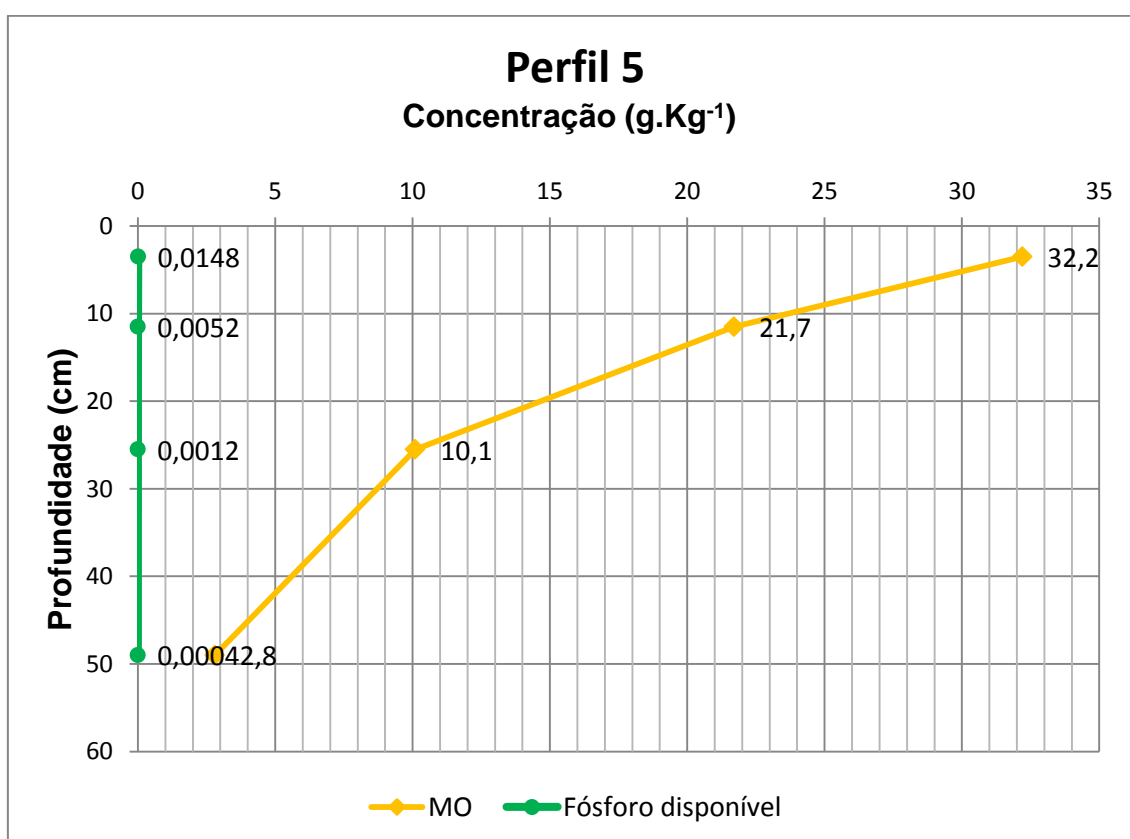


Figura 31 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 5

O teor de fósforo disponível para os horizontes A, AB, Bi_1 e Bi_2 foi respectivamente: $14,8 \text{ mg.dm}^{-3}$; $5,2 \text{ mg.dm}^{-3}$; $1,2 \text{ mg.dm}^{-3}$ e $0,4 \text{ mg.dm}^{-3}$.

Neste perfil, houve um decréscimo abrupto no teor de fósforo da camada superficial para a subsuperficial seguindo os decréscimos da MO e argila, **Figuras 31 e 32**. Diferente dos perfis 3 e 4, onde 3 possui solo de vertente com altas taxas de erosão e 4 conta com áreas aplainadas sujeitas a altas taxas de

lixiviação, além de baixos valores de pH, há duas situações que por mais distintas que sejam acabam se convergindo em alguns detalhes para o perfil 5.

Além das interações com a fração inorgânica do solo, tais como a liberação em pH menores que 5,3 de íons Fe e Al provenientes da argila que podem precipitar o fósforo tornando-o indisponível, e segundo Spósito (1989, p. 304 *apud* PAVINATO et al.,2008, p. 912) numa larga amplitude de pH do solo que vai de pH 4,0–7,0. Dessa forma o pH condiciona o complexo formado, sendo os complexos orgânicos de fosfato de ferro (III) encontradas em soluções de pH <1,3; já complexos de fosfato de alumínio são majoritárias na faixa de pH 1,3 a 4,3; e íons fosfato em solução, são as espécies predominantes no intervalo de 4,3-7,2 (BOHN et al. 1969). Dessa forma, não há um aumento na quantidade de fósforo disponível em profundidade a partir da MO, uma vez que não há condições favoráveis, tais como, alto pH ou decomposição da MO (TROEH et al.,2007) para a dessorção do fósforo. Isso porque a maior parte da MO é lixiviada ou erodida, e, assim como a argila, também se perdeu por erosão devido a declividade que favorece o transporte dos materiais.

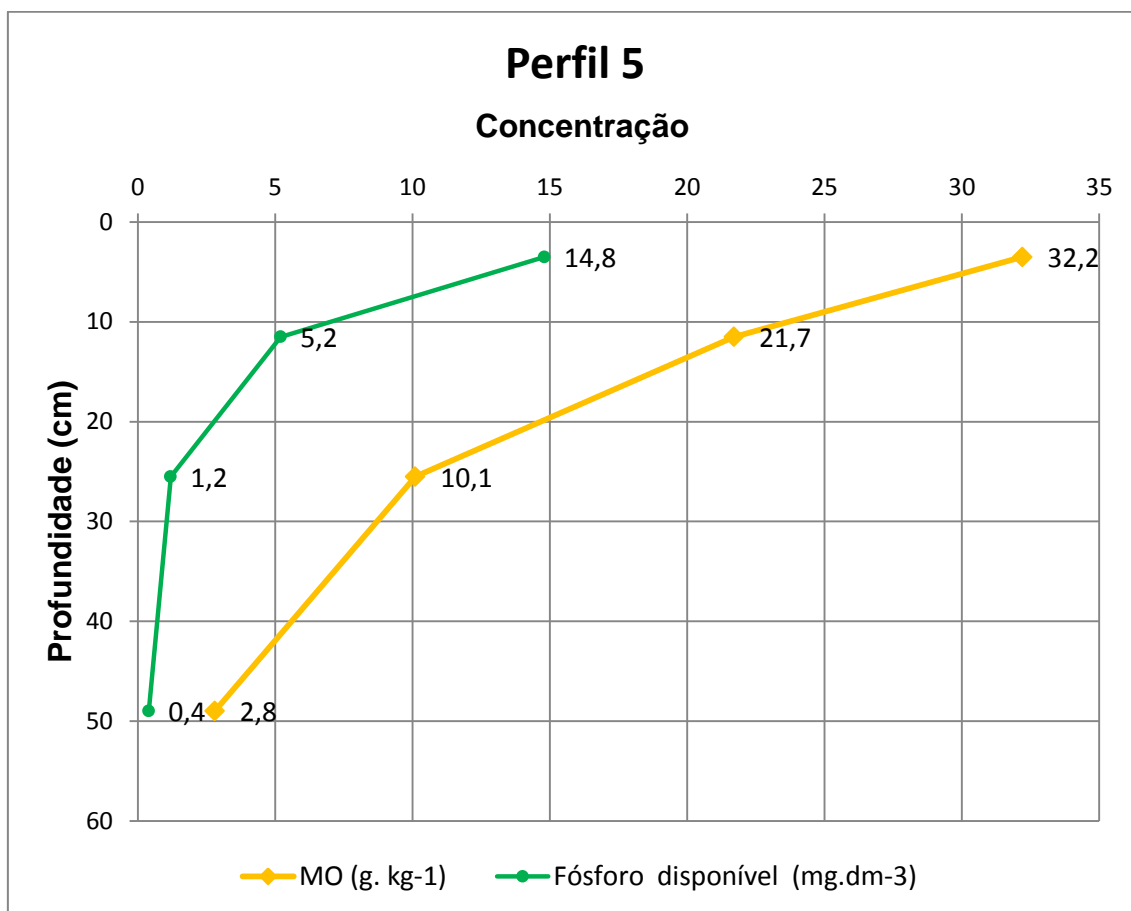


Figura 32 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 5
*Fora da escala de concentração

5.1.3 Região de Vitoriano Veloso (Bichinho)

5.1.3.1 Perfil 6

O último perfil de coleta de solo foi aberto na região de bichinho com coordenadas de 23K 590455 7667513 e altitude de 944 m. O solo está presente em área urbana, e foi classificado como Gleissolo, pois apresentava as características gerais atribuídas ao perfil 01, **Figura 33**.

Os horizontes A e C_g do perfil 6, mediam respectivamente 15 e 40cm de espessura e a profundidade do perfil excedia 1 metro.



Figura 33 - Coleta de solo do município de Bichinho
Foto: Raíssa V. Bambirra

As cores, conforme Munsell, encontradas nos horizontes A e C_g desse perfil, foram respectivamente: Bruno escuro, Bruno escuro, Cinzento esverdeado escuro e Cinzento esverdeado escuro, tonalidades que estão de acordo com o esperado para esse tipo de solo (EMBRAPA, 2018). A análise foi realizada em condições úmida e molhada, conforme os dados na **Tabela 18**.

Tabela 20 - Descrição preliminar da escala das cores de Munsell do perfil 6 em campo

Horizonte	Profundidade (cm)	Condição do solo	Cor	Página	Notação de matiz
A	15	úmido	Bruno escuro	7,5	3/4 YR
		molhado	Bruno escuro Cinza	7,5	3/3 YR
C _g	40	úmido	esverdeado escuro Cinza	1	4/10 Y
		molhado	esverdeado escuro	1	4/10 Y

O perfil 6 apresentou para cada segmento de silte, argila e areia, os resultados que seguem. Para a fração de silte nos horizontes A e C_g foram encontrados respectivamente: 540 g.kg⁻¹ e 450 g.kg⁻¹. Para a fração de argila nos horizontes A e C_g foram encontrados respectivamente: 290 g.kg⁻¹ e 370 g.kg⁻¹. E na fração de areia, (fina + grossa), verificou-se nos horizontes A e C_g respectivamente: 170 g.kg⁻¹ e 180 g.kg⁻¹, **Figura 34**.

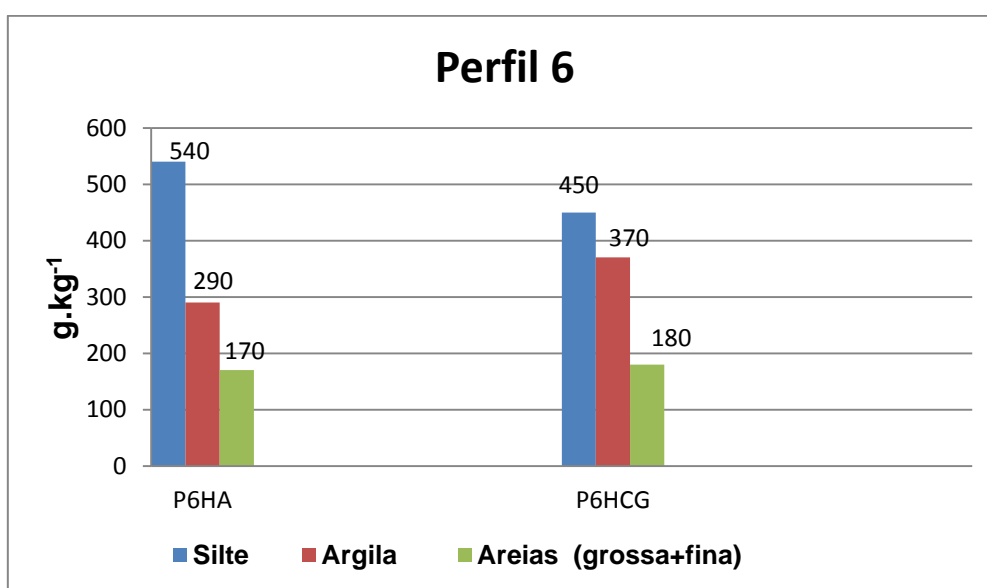


Figura 34 - Teor das frações granulométricas de solo por horizonte do perfil 6

Neste perfil, a classe textural nos horizontes A e C_g foi franco argilo siltoso e o agrupamento textural foi média e argilosa. De forma similar ao perfil 1 e 2, para os horizontes A e C_g o teor de argila foi de: 29,0 dag.kg⁻¹ e 37,0 dag.kg⁻¹, respectivamente. Foi possível perceber uma maior quantidade de argila na camada subsuperficial, o que é um indicativo do processo de translocação da argila nesse perfil, **Figura 35**.

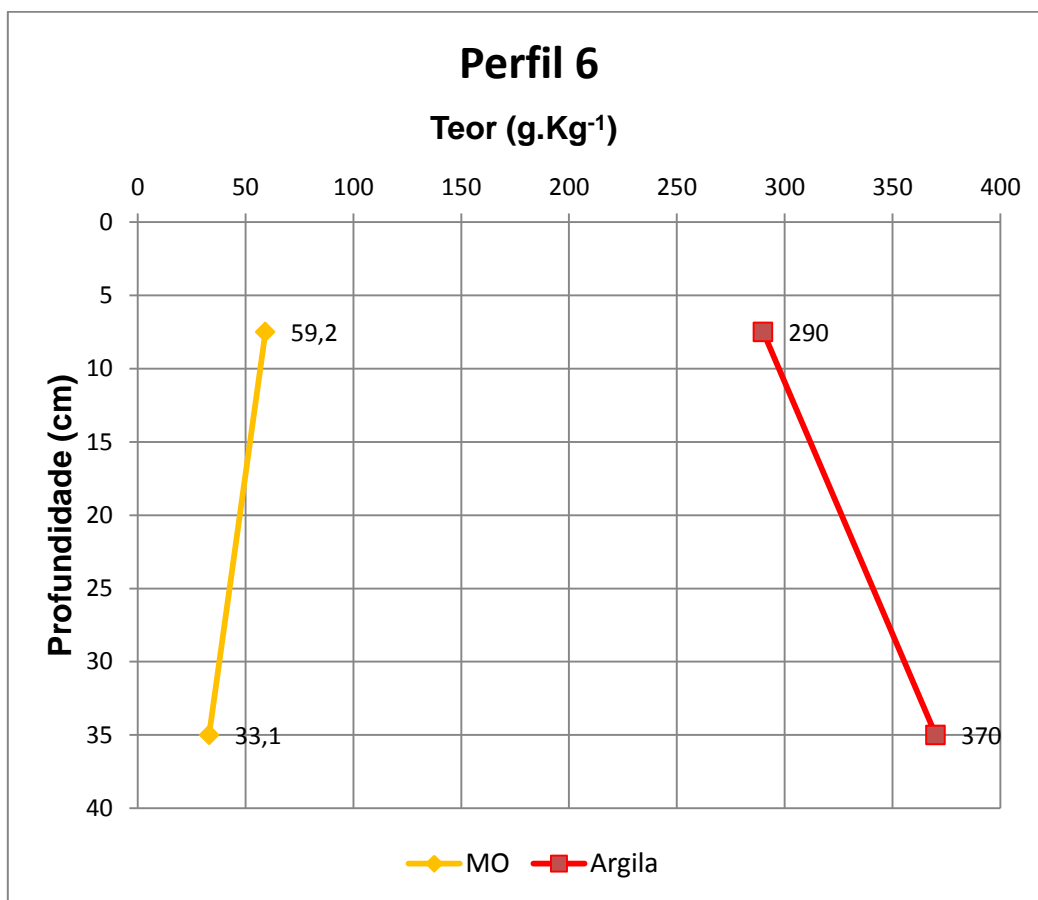


Figura 35 - Fluxo do teor de MO e de argila no decorrer do perfil em função da profundidade do solo

Os dados das análises químicas do perfil 6, estão apresentadas na **Tabela 19**.

Tabela 21 - Análises químicas do solo por horizonte do perfil 6

Identificação	C (g/kg)	M.O (g/kg)	Fósforo disponível (mg/dm ³)	pH H ₂ O	pH KCl	ΔpH	Classificação do pH
P ₆ HA	34,3	59,2	2,8	4,41	4,27	-0,14	Fortemente ácido
P ₆ HC _g	19,2	33,1	1,3	5,5	4,32	-1,18	Moderadamente ácido

Neste perfil, o teor de MO encontrado para os horizontes A e C_g foi respectivamente: 59,2 g.kg⁻¹ e 33,1 g.kg⁻¹. No perfil em análise, não houve processo de transformação e translocação de matéria orgânica como nos perfis 1 e 2, mas houve para argila (Figura 28).

O teor de argila nesse caso pode ser usado como fator distintivo das classes de solos para esse perfil houve um aumento expressivo do teor de argila da camada superficial para subsuperficial, caracterizando esse solo como sendo de textura binária encontrada em Gleissolos (OLIVEIRA, 2011). A maioria dos solos tem maior porcentagem de argila no horizonte B do que no A, essas diferenciações ocorrem quando o solo vai ficando mais velho e sua formação está em curso (TROEH et al., 2007).

Neste perfil o pH quando medido em água apresentou para os horizontes A e C_g respectivamente: 4,41; e 5,5, classificando este solo como fortemente ácido no horizonte A e moderadamente ácido em C_g. Em KCl encontrou-se para os horizontes A e C_g os resultados: 4,27 e 4,32, respectivamente. Já o ΔpH apresentou os valores de -0,14 e -1,18 nos respectivos horizontes A e C_g, o que indica a predominância de colóides de

carga negativa (argila, MO e óxidos), e para esse perfil o valor mais negativo de ΔpH coincidiu com o horizonte com maior teor de argila, mas não de MO.

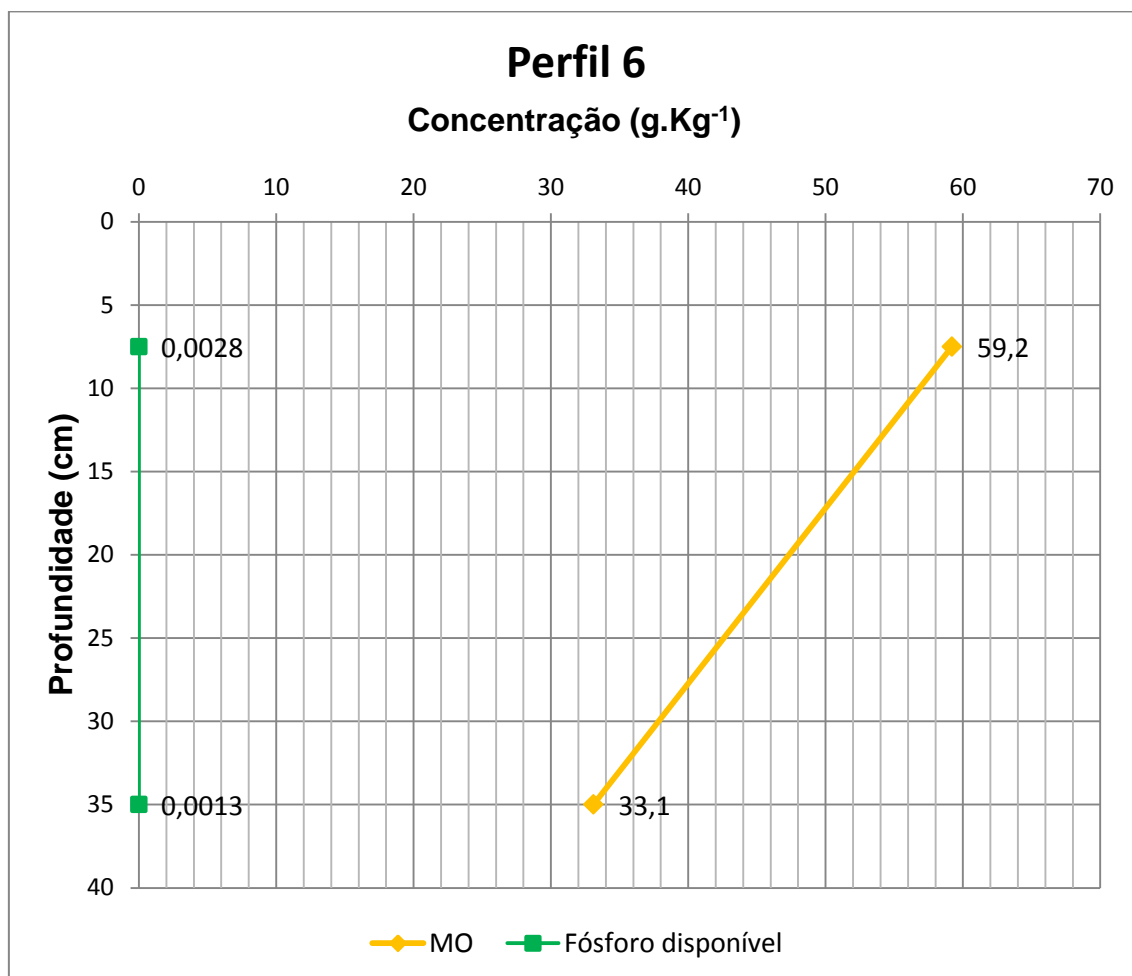


Figura 36 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 6

O teor de fósforo disponível para os horizontes A e C_g foi respectivamente: 2,8 mg.dm⁻³ e 1,3 mg.dm⁻³. Diferentemente do perfil 1, o teor de fósforo encontrado na camada subsuperficial é menor do que na camada superficial deste perfil, **Figuras 36 e 37**. Não há relação entre a MO e o fósforo disponível, porque o fósforo presente na estrutura da MO não está disponível para as plantas, só após a ionização ou em pH elevado é que essas estruturas são disponibilizadas (TROEH et al., 2007).

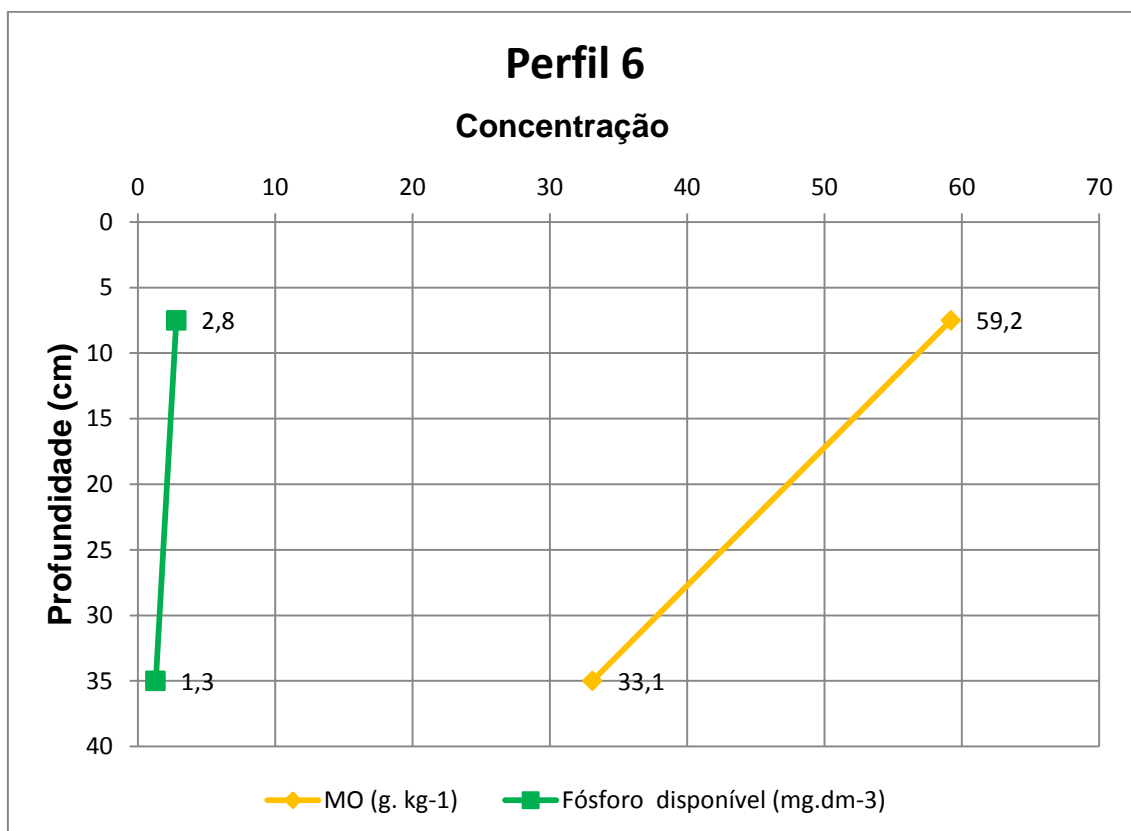


Figura 37 - Comportamento do teor de MO e de fósforo disponível no solo em função da profundidade do perfil 6

*Fora da escala de peso

Uma possível razão para a redução do teor de fósforo consiste na perda por lixiviação, uma vez que a camada inferior do solo juntamente com o lençol freático permite a redução do Fe contido nos óxidos da argila, conforme visto no perfil 1, fazendo com que haja a liberação do P (BRADY et al., 2013).

Verifica-se nesse perfil um padrão, uma vez que o esperado é que na camada superficial tenha mais teor de fósforo que na subsuperficial, principalmente depois da assimilação deste pelas plantas e após a decomposição desta, já que o retorno desse fósforo vai para a camada superficial como forma de adubo (TROEH et al., 2007).

5.2 Resultado da relação dos teores de fósforo disponível com a MO

Tabela 22 – Médias anuais dos resultados das análises de P disponível e MO nos solos

COLETA	ÁREA	TEORES DE P NO SOLO (mg.L ⁻¹)	TEOR DE MO (g.kg ⁻¹)
2017	Urb	2,05 ± 1,06	46,1 ± 18,4
	Nat	5,4 ± 6,61	19,7 ± 23,3
	Agri	5,01 ± 0,17	36,6 ± 29,3
2018	Urb	2,05 ± 1,06	46,1 ± 18,4
	Nat	5,4 ± 6,61	19,7 ± 23,3
	Agri	5,01 ± 0,17	36,6 ± 29,3

MO = matéria orgânica; P= fósforo; Urb = Urbano; Nat = Natural; Agri= Agrícola.

As médias dos teores de MO dos 6 perfis (1, 2, 3, 4, 5 e 6) amostrados foram 46,1 ± 18,4 g.kg⁻¹, 19,7 ± 23,3 g.kg⁻¹ e 36,6 ± 29,3 g.kg⁻¹ nos respectivos usos de solo urbano, natural e agrícola. E os teores considerados P disponível, considerando esses mesmos perfis foram 2,05 ± 1,06 g.L⁻¹, 5,88 ± 7,32 g.L⁻¹ e 3,70 ± 4,52 g.L⁻¹, nos usos de solo urbano, natural e agrícola, respectivamente, conforme **Tabela 20**.

As discussões realizadas no item 5.1, considerou as análises individuais de cada perfil com relação ao teor de fósforo disponível no solo e MO, bem como os fatores que podem atuar na sua dinâmica. Dessa forma foi possível verificar que há uma tendência do teor de MO acompanhar os valores de P disponível no solo, seja por aumentar a disposição de P, seja por reduzi-la. O tratamento estatístico demonstra essa tendência na correlação de Pearson, sendo $p < 0,01$, entre essas variáveis, **Figura 38**.

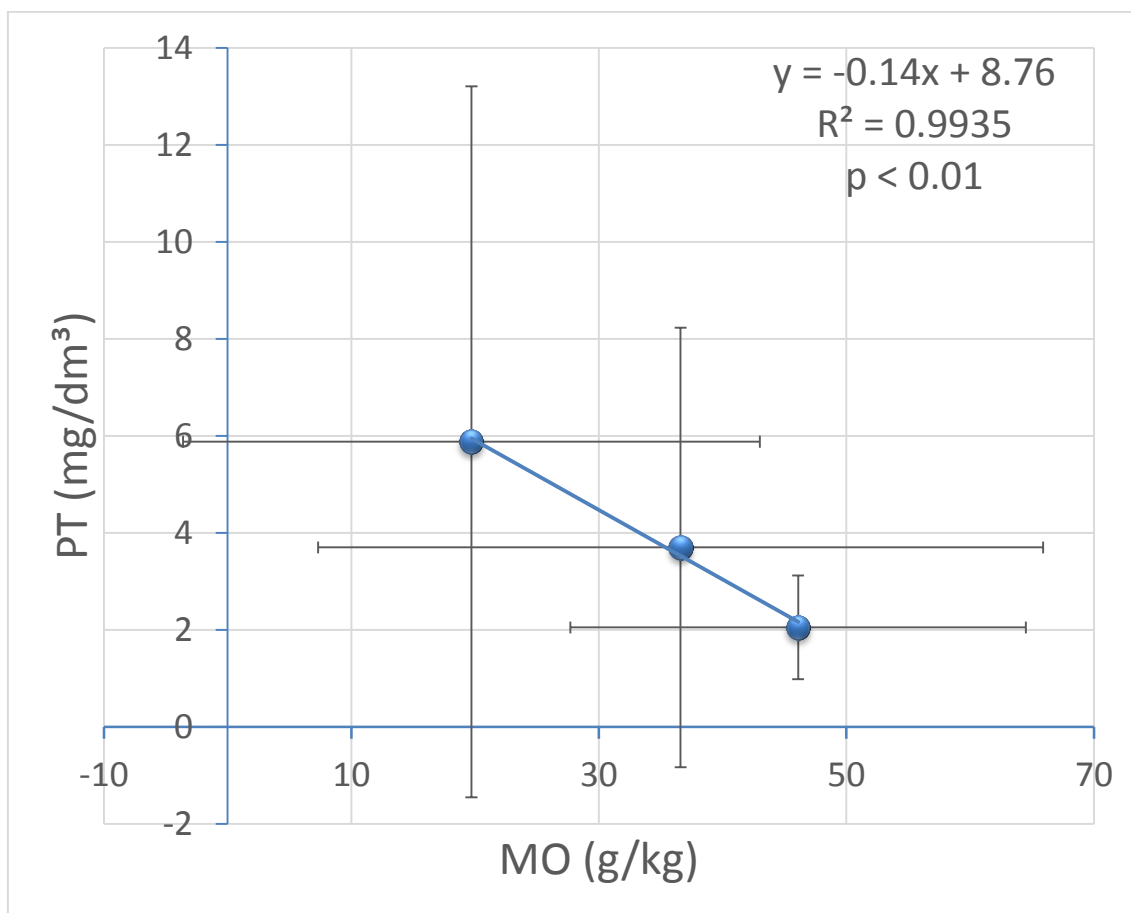


Figura 38 - Relação do PT do solo em função da MO do solo
 PT = fósforo disponível no solo; MO = matéria orgânica

Assim, é possível verificar que o uso do solo, dentre outras variáveis atuantes nas relações complexas entre o solo e a MO, afetam a quantidade de MO, logo a disponibilidade do fósforo no solo de forma inversamente proporcional nos ambientes natural e urbano. Contudo, avaliando essas duas variáveis independentes não se consegue montar um quadro dos impactos acerca do carregamento do fósforo do solo até os corpos d'água, uma vez que a correlação de Pearson entre os teores de PT e PTD é empírica.

5.3 Resultado das análises da água dos riachos

Os resultados das medições de temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e a saturação de oxigênio (O₂) da sonda multiparâmetros podem ser observados na **Tabela 21**.

Tabela 23 - Propriedades químicas da água por riacho

ÁREA	USO DO SOLO	ANO DA COLETA	TEMPERATURA (°C)	CONDUTÂNCIA (µs/cm)	OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg.L ⁻¹)	O ₂ (%)
BICHINHO	URBANO	2018	22,84	36	3,70	43
		2017	21,28	47	5,51	52,3
SUMIDOURO	NATURAL	2018	18,42	21	11,56	122,6
		2017	18,71	32	8,17	62
CARANDAÍ	AGRICULTURA	2018	24,88	20	14,27	172
		2017	31,48	29	6,64	90,5

Nesse estudo foi utilizado com intuito comparativo algumas medidas feitas nos mesmos pontos de coleta do estudo de Carvalho (2018) sob os Efeitos do uso do solo na estrutura e funcionamento do Biofilme em Riachos na transição Mata Atlântica – Cerrado realizados, na sub-bacia do Rio das Mortes, realizado em amostras coletadas entre junho de 2014 e julho de 2015.

5.3.1 Condutividade

A condutividade é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Esta depende das concentrações iônicas, cátions e

ânions presentes na solução do solo (EMBRAPA, 2020; CETESB, 2014). Essa variável de qualidade da água indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes (CETESB, 2014).

Dentre os fatores que influenciam a condutividade dos corpos de água pode-se citar a formação geológica, as fontes não pontuais e pontuais. As fontes não pontuais são aquelas provenientes de efluentes de áreas residenciais/urbanas, águas de drenagem de sistemas de irrigação e escoamento superficial de áreas agrícolas e as fontes pontuais são, por exemplo, aquelas provenientes dos efluentes industriais (CETESB, 2014). Tanto as fontes não pontuais e pontuais apresentam altos índices de condutividade devido aos altos teores de íons dissolvidos liberados (CETESB, 2014).

Em cada trecho do rio foi realizada uma medição quanto às propriedades químicas da água. Os valores de condutividade para Bichinho, Sumidouro, e Carandaí em 2018 e 2017, foram respectivamente 36, 47; 21, 32; 20 e 29.

Águas de ambiente natural podem vir a apresentar uma condutividade na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em bacias hidrográficas com geologia não calcária e ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar a 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FUNASA, 2014). Em todas as medidas realizadas não houve valor superior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ definida para ambientes naturais, mesmo os ambientes que receberam algum tipo de impacto. A área natural, Sumidouro, no estudo de Carvalho (2018), apresentou a condutividade de $32,3 \pm 4,4$ enquanto os valores medidos foram de 21 e 32 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em 2018 e 2017 respectivamente. Para a área de Pastagem, Carandaí, apresentou os valores de 20 e 29, também nos anos de 2018 e 2017, e o valor de condutividade encontrado no trabalho de Carvalho (2018) foi de $22,4 \pm 7$. Os corpos de água tendem a manter uma constância no grau de condutividade e este uma vez estabelecido, pode ser usado para comparação com medidas regulares, do mesmo ponto, de condutividade (EMBRAPA, 2020).

Nenhum dos riachos urbanos estudados apresentou um impacto sob o aspecto da variável condutividade muito acentuado, embora no estudo de Carvalho (2018) em um riacho da região de Prados que passa dentro da cidade tenha sido encontrado uma condutividade de $227,3 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 67,2$.

5.3.2 Oxigênio Dissolvido

As principais fontes de oxigênio para os ecossistemas aquáticos são a atmosfera e a atividade fotossintética das algas (ESTEVES, 1998). Esta variável é uma das mais importantes quando se busca caracterizar a qualidade do ambiente aquático (CETESB, 2014; ESTEVES, 1998).

A provisão de oxigênio dissolvido adequada é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e em estações de tratamento de esgotos, além de indicar a capacidade de um corpo d'água natural em manter a vida aquática (CETESB, 2014).

A dissolução de gases na água sofre a influência de distintos fatores ambientais tais como temperatura, pressão, salinidade (quando na transição de água doce e oceano), turbulência e hidrodinâmica que são muito importantes em riachos em áreas montanhosas (como na área de estudo). E as variações nos teores de oxigênio dissolvido estão associadas aos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos corpos d'água (FUNASA, 2014).

O Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA classifica o uso das águas quanto a sua destinação e regulamenta alguns parâmetros desejáveis em função desse destino **Tabela 22**.

Tabela 24 - Classificação das águas quanto a sua destinação e parâmetros de qualidade, segundo a Resolução CONAMA N°357/05

Classe	Destinação	Parâmetros
Especial	-Abastecimento para consumo humano, com desinfecção -Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas -Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral	—
I	-Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado -Proteção das comunidades aquáticas -Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA n° 274, de 2000 -Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película -Proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.	-DBO 5 dias a 20°C até 3 mg.L ⁻¹ O ₂ -OD, em qualquer amostra, não inferior a 6 mg.L ⁻¹ O ₂ - Turbidez até 40 unidades nefelométrica de turbidez (UNT) -Cor verdadeira: nível de cor natural do corpo de água em mg Pt/L -pH: 6,0 a 9,0.
II	-Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional -Proteção das comunidades aquáticas -Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA n° 274, de 2000 -Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto -Aqüicultura e à atividade de pesca.	-DBO 5 dias a 20°C até 5 mg.L ⁻¹ O ₂ - OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg.L ⁻¹ O ₂ -Turbidez: até 100 UNT -Cor verdadeira: até 75 mg Pt/L -pH: 6,0 a 9,0.
III	-Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado -Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras -Pesca amadora -Recreação de contato secundário -Dessedentação de animais.	-DBO 5 dias a 20°C até 10 mg.L ⁻¹ O ₂ - OD, em qualquer amostra, não inferior a 4 mg.L ⁻¹ O ₂ -Turbidez até 100 UNT -Cor verdadeira: até 75 mg Pt/L pH: 6,0 a 9,0.
IV	-Navegação -Harmonia paisagística.	-OD, superior a 2,0 mg.L ⁻¹ O ₂ em qualquer amostra - pH: 6,0 a 9,0.

Fonte: Adaptado de CONAMA n°375/05

Os valores de oxigênio dissolvido encontrados para os riachos de Bichinho, Sumidouro, e Carandaí nos anos de 2018 e 2017, foram respectivamente 3,70; 5,51; 11,56; 8,17; 14,27 e 6,64 mg.L⁻¹.

Adotando como referência os valores de oxigênio dissolvido para as Classes I e III segundo o CONAMA nº375/05, valores maiores que 6mg/L e superiores a 4mg/L, respectivamente, observa-se que os valores de oxigênio dissolvido encontrados para Sumidouro e Carandaí se enquadram nos valores de base, pois estão acima dos mesmos para os anos de 2018 e 2017 respectivamente 11,56 e 8,17; 14,27 e 6,64 mg.L⁻¹. O valor encontrado em Bichinho ficou fora dos valores de base apenas para a medida referente ao ano de 2018, onde o valor encontrado foi de 3,70 mg.L⁻¹.

Carvalho (2018) encontrou para o ponto de Prados, referente a outros riachos urbanos o valor de $1,2 \pm 0,9$ mg.L⁻¹, enquanto que os resultados encontrados para OD nessa região foram de 3,70 e 5,51 mg.L⁻¹, nos anos de 2018 e 2017, respectivamente, indicando que havia um aumento na oxigenação de quase 68% para o ano de 2018 e 79% para o ano de 2017. Já na área natural Sumidouro nesse mesmo estudo, apresentou $7,1 \pm 1$ mg.L⁻¹ de oxigênio dissolvido enquanto que os valores medidos foram de 11,56 e 8,17 mg.L⁻¹, em 2018 e 2017 respectivamente. A diferença dos estudos para a medida feita nos anos de 2018 e 2017 são de um aumento de cerca de 38,6% e 13,1%, respectivamente, em relação ao resultado encontrado no estudo de Carvalho (2018). Como esse ponto de coleta se encontrava em área de mata uma das razões para esse aumento na oxigenação pode estar relacionado a hidrodinâmica e turbulência do rio.

Dessa forma, o riacho urbano de Prados-Bichinho provavelmente se encontra já bem poluído por matéria orgânica (esgoto doméstico), como mostra o resultado encontrado em 2018, 3,70 mg.L⁻¹ o que causa um aumento na respiração do riacho e assim os valores baixos de OD encontrados. O que é um parâmetro interessante, pois na Condutância (que representa mais a poluição química inorgânica) esse efeito não ficou evidente.

5.3.3 Análises de fósforo

As análises de PTD- Fósforo total dissolvido e SRP- Fósforo solúvel reativo, foram feitas em triplicata por trecho de rio, 27 amostras coletadas nos anos de 2017 e 2018, totalizando em 54 amostras, analisados pela técnica de injeção em fluxo aos quais geraram os resultados que seguem na **Tabela 23**, os valores de fósforo orgânico dissolvido (POD) foram gerados a partir da subtração do teor de PT e SRP.

Tabela 25 - Resultados das análises químicas das coletas de água por ponto do riacho

ANO DA COLETA	ÁREA	MANEJO DO SOLO	PONTO	COORDENA DA	MÉDIA PTD mg.L ⁻¹	MÉDIA SRP mg.L ⁻¹	MÉDIA POD mg.L ⁻¹
2018	BICHINHO	URBANO	1	23K 59052 7667527	0,09 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,06 ± 0,01
			2	23K 590523 7667523	0,06 ± 0,04	0,03 ± 0,01	0,02 ± 0,03
			3	23K 590455 7667513	0,07 ± 0,02	0,05 ± 0,004	0,02 ± 0,01
2017			1	23K 59052 7667527	0,09 ± 0,04	0,01 ± 0,003	0,08 ± 0,04
			2	23K 590523 7667523	0,10 ± 0,02	0,04 ± 0,03	0,06 ± 0,04
			3	23K 590455 7667513	0,08 ± 0,02	0,03 ± 0,03	0,05 ± 0,05
2018	SUMIDURO	NATURAL	1	23K 588185 7668000	0,07 ± 0,04	0,01 ± 0,01	0,06 ± 0,04
			2	23K 588102 7667912	0,05 ± 0,04	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,03
			3	23K 588046 7667814	0,08 ± 0,05	0,01 ± 0,01	0,06 ± 0,04
2017			1	23K 588185 7668000	0,12 ± 0,02	0,02 ± 0,004	0,10 ± 0,02
			2	23K 588102 7667912	0,12 ± 0,04	0,05 ± 0,02	0,07 ± 0,04
			3	23K 588046 7667814	0,13 ± 0,02	0,03 ± 0,01	0,10 ± 0,03
2018	CARANDAI	AGRÍCOLA	1	23K 611396 7679491	0,06 ± 0,03	0,03 ± 0,004	0,03 ± 0,03
			2	23K 611618 7679625	0,06 ± 0,05	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,04
			3	23K 611810 7679736	0,07 ± 0,03	0,04 ± 0,02	0,03 ± 0,02
2017			1	23K 611396 7679491	0,02 ± 0,002	0,02 ± 0,004	0,003 ± 0,004
			2	23K 611618 7679625	0,02 ± 0,004	0,02 ± 0,004	0,004 ± 0,003
			3	23K 611810 7679736	0,02 ± 0,003	0,02 ± 0,003	0,003 ± 0,003

PTD= fósforo total dissolvido; SRP= fósforo reativo solúvel; POD = fósforo orgânico dissolvido.

As médias anuais das análises químicas podem ser visualizadas na **Tabela 24**.

Tabela 26 – Médias anuais dos resultados das análises químicas das coletas de água por riacho

COLETA	ÁREA	MÉDIA PTD mg.L ⁻¹	MÉDIA SRP mg.L ⁻¹	MÉDIA POD mg.L ⁻¹
2018	Bich	0,07 ± 0,03	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,03
2017		0,09 ± 0,03	0,03 ± 0,02	0,06 ± 0,04
2018	Sum	0,07 ± 0,04	0,01 ± 0,01	0,06 ± 0,03
2017		0,12 ± 0,03	0,03 ± 0,02	0,09 ± 0,03
2018	Car	0,06 ± 0,03	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,03
2017		0,02 ± 0,002	0,02 ± 0,002	0,003 ± 0,003

PTD= fósforo total dissolvido; SRP= fósforo reativo solúvel; fósforo orgânico dissolvido; Bich = Bichinho; Sum = Sumidouro; Car= Carandaí.

As amostras coletadas no ano de 2018 na cidade de Bichinho, Sumidouro e Carandaí produziram resultados médios anuais de PTD, SRP e POD conforme segue descrito.

Em Bichinho a quantidade de PTD foi de 0,07 ± 0,03 mg.L⁻¹; em Sumidouro a quantidade de PTD foi de 0,07 ± 0,04 mg.L⁻¹; e em Carandaí a quantidade de PTD foi de 0,06 ± 0,03 mg.L⁻¹. E no ano de 2017 os resultados médios anuais de PTD em Bichinho foi de 0,09 ± 0,03 mg.L⁻¹, em Sumidouro a quantidade foi de 0,12 ± 0,03 mg.L⁻¹; e em Carandaí a quantidade de PTD foi de 0,02 ± 0,002 mg.L⁻¹.

O valor de PTD encontrado para Prados em outros riachos urbanos no estudo de Carvalho (2018) foi de 1,5 ± 0,46 mg.L⁻¹ e ultrapassou em quase 95% nos anos de 2017 e 2018 os teores de PTD do riacho deste estudo, o que indica alto grau de poluição no riacho do estudo de Carvalho (2018) nessa mesma região. Contudo, os valores encontrado para Sumidouro em 2018 e 2017, respectivamente, foram de 0,07 ± 0,04 mg.L⁻¹ e 0,12 ± 0,03 mg.L⁻¹, esses valores permearam as concentrações encontradas na literatura onde as concentrações PTD nas águas podem variar de menos de 0,01 mg.L⁻¹ em pequenos riachos perto das montanhas cristalinas a mais de 1 mg.L⁻¹ em rios fortemente poluídos (ROBARDS et al., 1994).

As amostras coletadas no ano de 2018 produziram resultados médios anuais de SRP em Bichinho de 0,04 ± 0,01 mg.L⁻¹; em Sumidouro a quantidade

de SRP foi de $0,01 \pm 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$. Já em Carandaí a quantidade de SRP $0,03 \pm 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$. No ano de 2017 o resultado de SRP em Bichinho foi de $0,03 \pm 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$. Em Sumidouro a quantidade de SRP foi de $0,03 \pm 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$. Já em Carandaí a quantidade de SRP foi de $0,02 \pm 0,002 \text{ mg.L}^{-1}$.

As concentrações de SRP foram baixas em todos os pontos coletados, nos diferentes usos de solo a julgar pelas referências, onde os valores normalmente encontrados desse parâmetro em riachos naturais podem variar de 1 a $78 \mu\text{g.L}^{-1}$ (mediana $10 \mu\text{g.L}^{-1}$) o equivalente a 0,001 a $0,078 \text{ mg.L}^{-1}$ (GÜCKER et al., 2016). Ou ainda permear a faixa de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ para águas naturais não poluídas (FUNASA, 2014).

Dessa forma os efeitos das áreas urbanas e agrícolas não ficaram evidentes sobre as concentrações de SRP, o que pode estar relacionado com a alta capacidade dos solos da região de sorção de P. A amplitude da adsorção depende da quantidade e da capacidade de adsorção das moléculas neutras ou carregadas eletricamente (SANTOS et al., 2008).

Em solos de regiões tropicais e subtropicais, óxidos de ferro mal cristalizados ou o alumínio substituindo o ferro e em menor quantidade óxidos bem cristalizados, ou ainda a caulinita são os principais responsáveis desse fenômeno (SANTOS et al., 2008). Ainda é verificado que diferentes tipos de solo apresentam distintas eficiências quanto a utilização de fósforo pelas plantas, processo ligado a adsorção, logo o conteúdo de óxidos de ferro (HERNÁNDEZ et al., 1998).

No estudo de Fisher (2016) realizado na bacia hidrográfica de São Francisco Pernambuco - PE e Minas Gerais - MG, que media as perdas difusas de fósforo, grau de saturação (DPS), em áreas agrícolas verificou-se que o escoamento superficial em Latossolos geralmente apresentou baixas concentrações de P dissolvido e de maneira similar o TDP, com um valor máximo de $0,40 \text{ mg.L}^{-1}$ para este último. A conclusão do estudo de Fisher (2016) trouxe dados acerca dos latossolos que os fizeram concluir que a aplicação superficial de fertilizantes, não resulta necessariamente em altas concentrações de P dissolvido no escoamento superficial em solos com altos

teores de Al e Fe. Dessa forma é possível concluir que os efeitos antrópicos sobre o P em riachos só fica evidente em casos extremos na região.

As amostras coletadas no ano de 2018 na cidade de Bichinho, produziram resultados médios anuais de POD $0,04 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$. Em Sumidouro a quantidade foi de $0,06 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$. Já em Carandaí a quantidade de POD foi de $0,03 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$. As amostras coletadas no ano de 2017 na cidade de Bichinho, POD foi de $0,06 \pm 0,04 \text{ mg.L}^{-1}$. Em Sumidouro a quantidade de POD foi de $0,09 \pm 0,03 \text{ mg.L}^{-1}$. Já em Carandaí a quantidade foi de $0,003 \pm 0,003 \text{ mg.L}^{-1}$.

De forma análoga as concentrações encontradas para SRP os teores de POD também foram baixas em todos os pontos coletados, nos diferentes usos de solo, em um estudo onde se considerou o uso da terra na ciclagem de nutrientes orgânicos e inorgânicos provenientes do Cerrado tropical e da Mata Atlântica para as florestas do sudeste do Brasil verificou-se que as concentrações de POD na água de rios variaram de 2 a $82 \mu\text{g.L}^{-1}$ (mediana $28 \mu\text{g.L}^{-1}$) o equivalente a 0,002 a $0,082 \text{ mg.L}^{-1}$ e não teve variação significativa entre os tipos de uso do solo (GÜCKER et al., 2016), os resultados verificados nesse estudo apontam que as concentrações baixas de POD são comuns e independe do manejo do solo.

5.3.4 Relação do teor de fósforo encontrado na água e no solo

As médias do fósforo total dissolvido (PTD) e dos teores de P no solo por perfil podem ser visualizadas na **Tabela 25**.

Tabela 27 – Médias anuais dos teores de P das análises de água e solo

COLETA	ÁREA	MÉDIA PTD (mg.L ⁻¹)	TEORES DE P NO SOLO (mg.L ⁻¹)
2017	Urb	0,09 ± 0,03	2,05 ± 1,06
	Nat	0,12 ± 0,03	5,4 ± 6,61
	Agri	0,02 ± 0,002	5,01 ± 0,17
2018	Urb	0,07 ± 0,03	2,05 ± 1,06
	Nat	0,07 ± 0,04	5,4 ± 6,61
	Agri	0,06 ± 0,03	5,01 ± 0,17

PTD= fósforo total dissolvido; P= fósforo; Urb = Urbano; Nat = Natural; Agri= Agrícola.

Os valores observados no ano de 2017 para o teor de PDT foram de 0,09 ± 0,03 mg.L⁻¹, 0,12 ± 0,03 mg.L⁻¹, 0,02 ± 0,002 mg.L⁻¹ nos pontos de coleta de urbano, natural e agrícola, respectivamente. No ano de 2018 para o teor de PDT foram de 0,07 ± 0,03 mg.L⁻¹, 0,07 ± 0,04 mg.L⁻¹, 0,06 ± 0,03 mg.L⁻¹ nos pontos de coleta de Urbano, natural e agrícola, respectivamente.

No solo foi realizada apenas uma coleta por ano, dessa forma, estas amostras são referentes ao ano de 2017. Assim, os teores de P encontrados foram de 2,05 ± 1,06 mg.L⁻¹, 5,4 ± 6,61 mg.L⁻¹ e 5,01 ± 0,17mg.L⁻¹; os perfis selecionados (1, 2, 5, 6) para essa comparação foram coletados próximos aos corpos d'água, e que correspondiam respectivamente aos pontos de coleta urbano, natural e agrícola.

Quando o PTD foi comparado com o P disponível no solo foi verificado que:

Nas coletas realizadas no ano de 2017, o maior teor de PTD na água 0,12 ± 0,03 mg.L⁻¹, implicou no maior teor de P disponível no solo de uso natural, 5,4 ± 6,61 mg.L⁻¹. O segundo maior teor de PTD na água, 0,09 ± 0,03 mg.L⁻¹, foi o menor valor de P disponível no solo de uso urbano, 2,05 ± 1,06 mg.L⁻¹. Já o segundo maior valor de fósforo disponível no solo de uso agrícola, 5,01 ± 0,17mg.L⁻¹, apresentou o menor teor de PTD na água, 0,02 ± 0,002 mg.L⁻¹. No ano de 2018, o teor de PTD na água 0,07 ± 0,04 mg.L⁻¹, implicou no maior teor de P disponível no solo de uso natural, 5,4 ± 6,61 mg.L⁻¹. O teor equiparado ao primeiro de PTD na água, 0,07 ± 0,03 mg.L⁻¹, foi o menor valor de P disponível no solo de uso urbano, 2,05 ± 1,06 mg.L⁻¹. Já o teor

intermediário de fósforo disponível no solo de uso agrícola, $5,01 \pm 0,17 \text{mg.L}^{-1}$, apresentou o menor teor de PTD na água de $0,06 \pm 0,03 \text{mg.L}^{-1}$.

Ainda é possível observar que não houve diferença representativa quanto ao teor de PTD, entre coletas de anos diferentes, havendo uma ordem de decréscimo para os usos de solo urbano de $0,02 \pm 0,06 \text{mg.L}^{-1}$ e natural de $0,05 \pm 0,07 \text{mg.L}^{-1}$ dos anos de 2017 para 2018. Conforme é possível observar na **Figura 39**, onde não há correlação significativa de Pearson, entre os teores de PT e PTD. Apesar da inexistência da correlação foi possível verificar que para a variável de PTD ocorreu um aumento de $0,04 \pm 0,03 \text{mg.L}^{-1}$ dos anos de 2017 para 2018 para o uso de solo agrícola. Talvez o uso de fertilizantes fosfatados tenha interferido nesse resultado, uma vez que as sucessivas aplicações de fertilizante em solos onde há o manejo de agricultura, mesmo em solos que já contêm reservas desse nutriente, gerando o acúmulo dos mesmos no solo (SMITH et al.,1999).

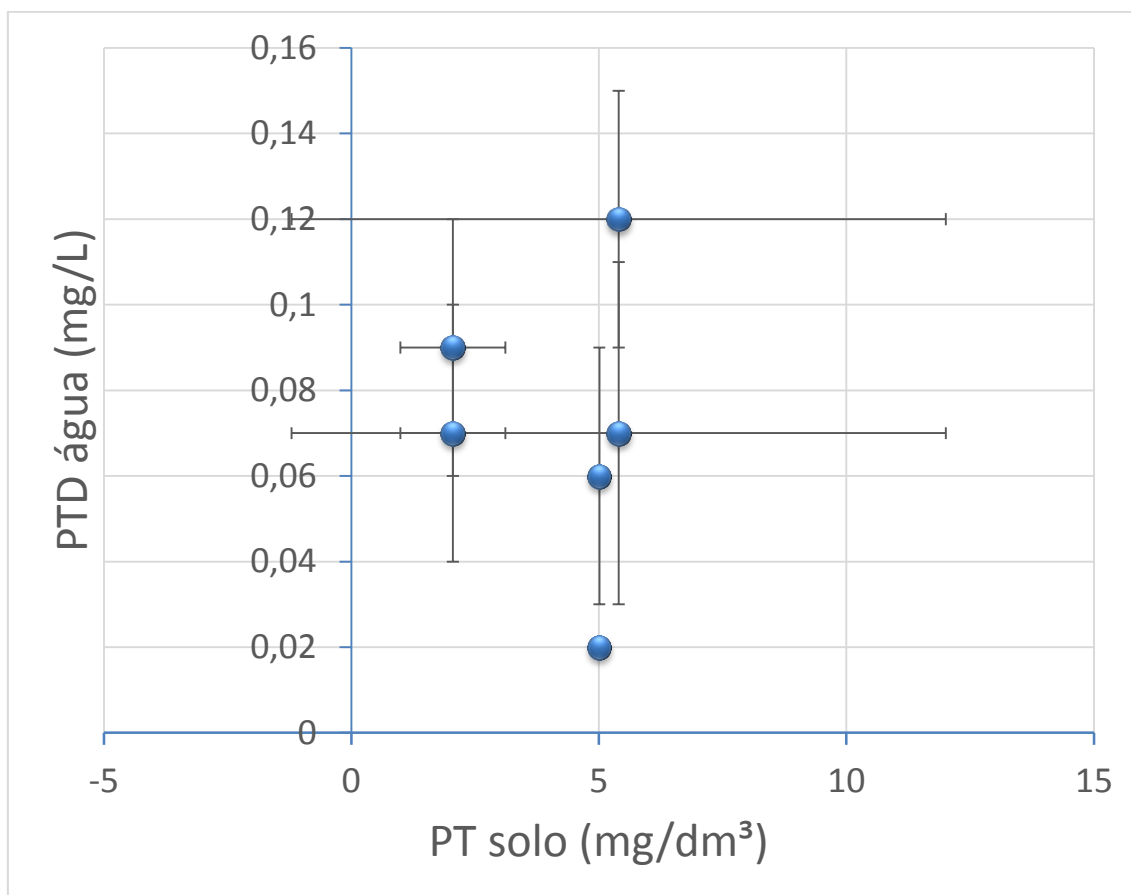


Figura 39 - Relação do PTD da água em função do PT do solo
 PT = fósforo disponível no solo; PTD = Fósforo total dissolvido

O fenômeno acumulativo de fósforo tem grande importância para o controle da eutrofização (SMITH et al.,1999), vez que uma quantidade de fosfato absorvido pelo solo aumenta proporcionalmente a concentração da solução de fosfato (BARROW, 1983) e a quantidade de P exportada em runoff aumenta linearmente com o teor de P encontrado no solo (SMITH et al.,1999), contudo para maior entendimento dessa questão seria necessário maior acompanhamento da área coletada e das variáveis em questão.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo as amostras de solo coletadas em pontos situados nos municípios de: Carandaí, Prados e Tiradentes, localizados na bacia do Rio das Mortes. E os corpos d'água analisados na pesquisa foram os Riachos Arenoso, Córrego Sumidouro e Córrego do Bichinho, nos mesmos municípios, todas as coletas levaram em consideração o manejo do solo.

A coleta e posterior análise nas amostras de solo apresentadas ao longo dessa pesquisa apontaram para os seguintes resultados: nos perfis 1 e 2 no uso do solo agrícola mesmo sendo de classes diferentes de solo, Gleissolo e Espodossolo apresentaram o processo de podolização para P e MO. O perfil 3 também de uso agrícola, mas com classificação diferente, um Latossolo, apresentou uma redução de MO ao longo do perfil devido a topografia do lugar, já o fósforo apresentou perda no horizonte intermediário Bw_1 e um aumento em profundidade. Nos perfis 4 e 5, de uso de solo natural, sendo o primeiro classificado como um Cambissolo e o segundo um Cambissolo/Latossolo houve um decréscimo abrupto no teor de fósforo da camada superficial para a subsuperficial seguindo os decréscimos da MO e argila. E o perfil 6, um Gleissolo, de área urbana apresentou decréscimo do teor de MO e acréscimo da superfície para a subsuperfície. O teor de fósforo acompanhou o teor de MO em decréscimo e, diferentemente do perfil 1, mesmo tipo de solo e diferente uso o fósforo na camada subsuperficial é menor do que na camada superficial.

Para as análises das amostras de água foram encontrados os resultados que seguem: a condutividade nos corpos d'água urbanos apresentou um caráter acentuado. O oxigênio dissolvido para os corpos d'água na área natural e na de agricultura nos anos de 2017 e 2018 se enquadram nos valores de base das Classes I e III, conforme a resolução do CONAMA nº375/05. O valor verificado no corpo d'água da área urbana ficou fora dos valores de base apenas para a medida referente ao ano de 2018, onde o valor encontrado foi de $3,70 \text{ mg.L}^{-1}$.

O corpo d'água referente a área urbana provavelmente se encontrava bem poluído por matéria orgânica (esgoto doméstico), o que causa um aumento na respiração do corpo d'água e assim os valores baixos de OD encontrados. Esse fato foi bem interessante uma vez que a medida de condutividade não deixou evidente esse efeito sobre o uso da área de coleta.

O valor de PTD verificado nas três regiões não foi muito alto quando SRP foram baixas em todos os pontos coletados, independentemente dos manejos do solo. Dessa forma, os efeitos do uso do solo urbano e agrícola não ficaram evidentes sobre as concentrações de SRP, o que pode estar relacionado com a alta capacidade dos solos da região de sorção de P. Os valores de POD foram considerados normais uma vez que na literatura já foram verificadas concentrações baixas e independentes do manejo do solo.

Finalmente, foi possível verificar que o uso do solo afeta a quantidade de MO, logo a disponibilidade do fósforo no solo nos ambientes natural e urbano. Foi possível verificar a existência dessa relação por meio da correlação de Pearson, sendo $p < 0,01$. Contudo, avaliando essas duas variáveis independentes não se consegue montar um quadro dos impactos acerca do carregamento do fósforo do solo até os corpos d'água, uma vez que a correlação de Pearson entre os teores de PT e PTD foi empírica, fazendo-se necessário mais estudos da região amostrada.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, A. C. F.; GÜCKER, B.; HILLE, S.; BOËCHAT, I. G. (2015). Benthic invertebrate density, biomass, and instantaneous secondary production along a fifth-order human-impacted tropical river. *Environmental Science and Pollution Research*, 22: 9864 – 9876.

ALCAIDE, P. L.M., FORTI, M.C.; Protocolo para coletas, preparação e análise de amostras de águas e soluções aquosas- LABORATÓRIO DE AEROSSÓIS, SOLUÇÕES AQUOSAS E TECNOLOGIAS –LAQUATEC. INPE- São José dos Campos, 2012. Disponível em: < <http://mtc-m16d.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m19/2012/01.20.16.28/doc/publicacao.pdf>> Acessado em: 05-02- 2020.

ALLEONI, L.R.F, MELLO, J.W.V., ROCHA, W.S.D.R.; Eletroquímica, adsorção e troca iônica no solo. In: SBCS, Viçosa, 2009. Química e Mineralogia do solo, Parte II. 685p. Editores: MELO, V. F., ALLEONI, L. R.F. Pg. 98-99.

APHA (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.

AMARAL, L.I.V.; Os Hormônios Vegetais. Disponível em: < <http://nead.uesc.br/arquivos/Biologia/mod4bloco4/eb7/eb7-os-hormonios-vegetais.pdf>> Acessado em: 02/08/2018.

ARAÚJO FILHO, J.C.; Floresta Ombrólia Densa, 2009. Disponível em:<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7I02wx7ha087apz2qm63151.html> Acessado em: 17-08-2018.

ARAÚJO FILHO, J.C.; Floresta Estacional Semidecidual, 2009. Disponível em:<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7I02wx7ha087apz2x2zjco4.html> Acessado em: 17-08-2018.

ARAÚJO FILHO, J.C.; Disponível em:< <http://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/aspec.htm> > Acessado em: 17-08-2018.

ARAÚJO FILHO, J.C.; Vegetação com influência fluviomarinha (manguezal), 2009. Disponível em:<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7I02wx7ha087apz2lkbqbmz.html> Acessado em: 17-08-2018.

BAIRD, C., CANN, M.; Química Ambiental. Tradução: Marco Tadeu Grassi, Márcia Matiko Kondo, Maria Cristina Canela e Félix José Nonnenmacher. 4ª Edição- Porto Alegre: Bookman, 2011. Página 760.

BALLABIO, C., PANAGOS, P., LUGATO, E., HOWHUANG, J., ORGIAZZI, A., JONES, A., UGALDE, O.F., BORRELLI,P., MONTANARELLA, L.; Copper distribution in European Union topsoils. European Communities; Organic Matter decline; Sustainable agriculture and soil conservation - Soil degradation processes, 2009. Disponível em:<<https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/SOCO/FactSheets/ENFactSheet-03.pdf>> Acessado em: 17-08-2018.

BARUQUI, A.M., NAIME, U.J., MOTTA, P.E.F., FILHO, A.C.; Levantamento de Reconhecimento de Média Intensidade dos Solos da Zona Campos das Vertentes – MG. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 96. ISSN 1678-0892. Embrapa Solos, Rio de Janeiro-RJ, 2006.

BAUMGRATZ, S.S.; Caracterização ambiental da Bacia do Rio das Mortes. Etapa 1. Volume 1. Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. Ed. CETEC. Belo Horizonte-1989. Pg 169-175.

BAYER, B.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; ERNANI, P.R. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. *Plant and Soil*, v.238, p.133–140, 2002.

BARROW, N.J.; A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. *Journal of Soil Science*, 0022-4588/83/1200-0733- Blackwell Scientific Publications.1983,34, Pg.733-750.

BOHN, H. L., & PEECH, M., Phosphatoiron (III) and Phosphatoaluminum Complexes in Dilute Solutions1. *Soil Science Society of America Journal*, 33(6), 873. doi:10.2136/sssaj1969.03615995003300060022, (1969), p. 873-876.

BRADY, N.C., WEIL, R.R.; Elementos da Natureza e propriedades dos solos. Tradução: Igo Fernando Lepsch- 3ª ED. Porto Alegre: Bookman, 2013. Pg. 299-440.

BRAUNER, J.L., CATANI, R.A., BITTENCOURT, W.C.; Extração e determinação do alumínio trocável do solo. *Anais de E. S. A. "Luiz de Queiroz"*.Vol.XXIII-1966. Disponível em <www.revistas.usp.br/aesalq/article/viewFile/38795/41679> Acessado em 10-08-2018.

CALEGARI, L., MARTINS, S.V., GLERIANI, J.M., SILVA, E., BUSATO, L.C.; Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. *Rev. Árvore* [online]. 2010, vol.34, n.5, pp.871-880. ISSN 0100-6762. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000500012>.

CANELLAS, L.P.; GURIDI, F.; VELLOSO, A.C.X.; SANTOS, G.A. Isolamento, purificação e métodos químicos de análise de substâncias húmicas. In: CANELLAS, L.P. & SANTOS, G.A. (Eds.) *Humosfera – Tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas*. Campos dos Goytacazes, UENF, 2005, 309p.

CARVALHO, N.L., ZABOT, V.; Nitrogênio nutriente ou poluente, *Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental* - e-ISSN: 2236-1170, t, v(6), nº 6, p. 960 – 974, 2012.. Disponível em:< <https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/4671/2990>> Acessado em:31-07-2018.

CARVALHO, A.P.; Efeitos do uso do solo na estrutura e funcionamento do biofilme em riachos na transição Mata Atlântico – Cerrado. Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Bioengenharia, São João del Rei, 2018.

CBH GRANDE- COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRANDE. Disponível em: <<https://cbhgrande.org.br/bacia>>Acessado: 03-02-2020.

CETESB- Relatório de Qualidade das Águas Superficiais /Apêndice D – Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade. Disponível em:< <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Ap%C3%AAndice-D-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-29-04-2014.pdf>> Acessado em: 05-02-2020.

CHANG, R.; Química Geral: conceitos essenciais. AMGH Editora Ltda. Porto Alegre-RS. 2010.Pg.666.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science*, New York, v.20, p.2-76,1992.

COELHO, A.L.; Química Inorgânica II. 1ª Edição- Ed. UECE. Fortaleza-Ceará 2015. ISBN 978-85-7826-621-9. Pg.30-31.

COELHO, R.M.P.; Fundamentos em ecologia. ISBN 978-85-363-1097-8. Editora Armed Porto Alegre, 2007.

CONLEY, D. J., PAERL, H. W., HOWARTH, R. W., BOESCH, D. F., SEITZINGER, S. P., HAVENS, K.E., LANCELOT, C., LIKENS, G. E.; Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. Science, volume 323, 2009. Disponível em: < www.sciencemag.org> Acessado em: 17-08-2018.

COLIN, B., CANN, M.; Química Ambiental. Tradução: Grassi, M. T., Kondo, M. M., Canella, M. C., Nonnenmacher, F. J.; 4ª edição – Porto Alegre: Bookman, 2011.

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente- RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005* (RETIFICADA – AO FINAL). Disponível em: < http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf> Acessado em:06-02-2020.

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, v.64, p.197-214, 1995.

CUNHA, T.J.F.; MENEGUELLI, N.A.; CONCEIÇÃO, M.; MACHADO, P.L.O.A.; FREIXO, A.A. Avaliação de extratores de substâncias húmicas de um Latossolo Vermelho Distroférico. Rio de Janeiro. Embrapa Solos, 2000. 15p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa, n.7)

DICK, D.P., NOVOTNY, E. H., DIECKOW, J., BAYER, C.; Química da matéria orgânica do solo. In: SBCS, Viçosa, 2009. Química e Mineralogia do solo, Parte II. 685p. Editores: MELO, V. F., ALLEONI, L. R.F. Pg. 41.

DUDA, G.P., GUERRA, J.G.M., PEREIRA, M.G., ANJOS, L.H.C., RIBEIRO, M.R.; Avaliação da biodisponibilidade de fósforo em diferentes classes de solos do Brasil. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v. 34, n.4, p. 1563-1576, jul/ago. 2013.

EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. – Rio de Janeiro : EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.: il. ISBN 85-85864-19-2 Inclui apêndices.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA/ Embrapa Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5. ed. – Brasília, DF : EMBRAPA, 2018. pg. 27, 45,80, 88-93, 316. 355 p.: il. ISBN 978-85-7035-800-4.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, Meio Ambiente; Condutividade. Convênio SRH/MMA/EMBRAPA/BIRD N. 475/98. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/projetos/ecoagua/eco/condu.html>> Acessado em: 05-02-2020.

Ribeiro, J.F.; Walter,B.M.T; EMBRAPA-EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Disponível em: < https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Agencia16/AG01/arvore/AG01_49_911200585233.html>Acessado em :12-02-2020

EUCLYDES, H.P.; FERREIRA, P.A.; FILHO, R.F.F.; Atualização dos estudos hidrológicos nas bacias hidrográficas dos rios Grande e Piracicaba/Jaguari em Minas Gerais. Trabalho apresentado no VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Sao Luís-MA, nov/dez de

2004. Disponível em: < http://www.atlasdasaguas.ufv.br/grande/resumo_grande.html > Acessado em: 03-02-2020.

ESTEVES, F.A.; Fundamentos de Limnologia. 2ª Edição, editora Interciência. Rio de Janeiro, 1998. Pg. 602.

FERREIRA, G.F.T.M., Desenvolvimento de procedimento de análise por injeção em fluxo para a determinação de amônio e nitrito em águas. Disponível em: < <http://files.ufgd.edu.br/arquivos/arquivos/78/MESTRADO-DOCTORADO-CIENCIA-TECNOLOGIAAMBIENTAL/24.%20Desenvolvimento%20de%20procedimentos%20de%20an%C3%A1lise%20por%20inje%C3%A7%C3%A3o%20em%20fluxo%20para%20determina%C3%A7%C3%A3o%20de%20am%C3%B4nio%20e%20nitrito%20em%20%C3%A1guas.pdf> > Acessado em: 10-03-2018.

FERREIRA NETO, J.A.; Ocupação urbana e seu incremento nas inundações urbanas em Carandaí- MG. VIII Simpósio Nacional de Geomorfologia. Disponível em: < <http://lsie.unb.br/ugb/sinageo/8/1/71.pdf> > Acessado em: 03-08-2018.

FERREIRA, R.P., MOREIRA, A., RASSINI, J.B.; Toxidez do alumínio em culturas anuais. Embrapa Pecuária Sudeste-Documents 63- ISSN 1980-6841, São Carlos - SP, 2006. Disponível em: < <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/47901/4/Documentos63.pdf> > Acessado em: 10-08-2018.

FILHO, A. V. DA S., Silva, M. I. V.; Importância das Substâncias Húmicas para a Agricultura. 2002. Disponível em: <http://audienciapublica.ana.gov.br>. Acesso em: 17-08-2018.

FISHER, P., PÖTHING, R. GÜCKER, B., VENOHR, M., Estimation of the degree of soil P saturation from Brazilian Mehlich-1 P data and field investigations on P losses from agricultural sites in Minas Gerais. Water Science & Technology. doi: 10.2166/wst.2016.169. 2016. P. 691-697.

FLORENZANO, T. G., (org.); Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. ISBN978-85-86238-65-9.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K.; Global Consequences of Land Use: Science 309,570 (2005). DOI:10.1126/science.1111772. Issue 5734. Pg.570-574. Disponível em: < <https://science.sciencemag.org/content/309/5734/570.full#otherarticles> > Acessado em: 27 Agosto de 2017.

FUNASA-Fundação Nacional de Saúde; Manual de Controle de Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em etas. Brasília, 2014. Disponível em: Acessado em: 05-02-2020.

GATIBONI, L.C., Disponibilidade de formas de Fósforo do solo às plantas. Tese apresentada ao Programa de Pós graduação em agronomia. Santa Maria, RS, 2003.

GÜCKER, B., SILVA, R.C.S., GRAEBER, D., MONTEIRO, J. A.F., BOËCHAT, I. G.; Urbanization and agriculture increase exports and differentially alter elemental stoichiometry of dissolved organic matter (DOM) from tropical catchments. Science of the Total Environment 550, 2016. Pg 785–792.

GÜCKER, B.; SILVA, R.C.S.; GRAEBER, D.; MONTEIRO, J.A.F.; BROOKSHIRE, E.N.J.; CHAVES, R.C.; BOËCHAT, I.G.; Dissolved nutrient exports from natural and human-

impacted Neotropical. A journal of Macroecology. Global Ecology and Biogeography, 2016. DOI: 10.1111/geb.12417.

GUERRA, A.J.T., CUNHA, S.B.; Geomorfologia e Meio Ambiente. In: Guerra, A.J.T., CUNHA, S.B.; Degradação ambiental. 3ª ED. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000. p. 358 -360.

GUERRA, J. G. M.; SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A.O. Macromoléculas e substâncias húmicas. In; SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds) Fundamentos de Matéria Orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2ª Revista revisada e atualizada, Porto Alegre, 2008. P.19-26.

HERNÁNDEZ, J., MEURER, E. J., Adsorção de fósforo e sua relação com formas de ferro em dez solos do Uruguai. Revista Brasileira de Ciências do Solo, 22, 1998. p. 223-230. Disponível em: <https://www.rbcjournal.org/wp-content/uploads/articles_xml/0100-0683-rbcs-S0100-068319980002000
07/0100-0683-rbcs-S0100-06831998000200007.pdf>Acessado em 14-02-2020.

HORTA, I.M.F., Levantamento dos solos e ocupação da superfície do município de Nazareno, MG. Dissertação apresentada a Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do programa de pós-graduação em Engenharia Florestal. Lavras- MG, 2006.

HUGO, V.; Trabalhadores do Mar. Tradução de Machado de Assis, Rio de Janeiro: Tipografia Perseverança, 1866. Editora Nova Cultural, São Paulo, 2002.

IBGE; Manual técnico de pedologia / IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. - 3. ed. - Rio de Janeiro : IBGE, 2015. 430 p. - : il. - (Manuais técnicos em geociências, ISSN 0103-9598 ; n. 4)

IGAM, Instituto Mineiro de Gestão das Águas; Resumo Executivo do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio das Mortes.Consórcio Ecoplan – Lume – Skill – Belo Horizonte: IGAM, 2013.Pg. 70.

INSTITUTO POTASSA & FOSFATO.;MANUAL INTERNACIONAL DE FERTILIDADE DO SOLO. Tradução e adaptação Alfredo Sheid Lopes. 2ªED. Piracicaba: POTAFOS, 1998. Pg 177.

JACOMINE, P.K.T.; A nova classificação brasileira de solos. Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica, vols. 5 e 6, p.161-179, Recife-PE, 2008-2009. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/19350/1/Jacomine.pdf>> Acessado em: 12/08/2018.

KENITIRO, S.; Geologia Sedimentar. São Paulo: Blucher Ltda, 2003. ISBN 978-85-212-0317-9.

KLEIN, C., AGNE, S.A.A.; Fósforo:de Nutriente à Poluente. Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental e-ISSN: 2236-1170. Volume (8), nº8, p. 1713-1721, 2012. Disponível em: < <https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/6430/pdf> > Acessado em: 06-08-2018.

KURIHARA, C.H.; SILVA, M.W.;TSUJIGUSHI, B.P.; SILVA,J.V.S.;DIAS, M.M.; Adubação Fosfatada no Sistema de Plantio Direto. Circulação Técnica 26, ISSN1679-0464. Dourados, MS, Agosto, 2014.

LADEIRA, F.S.B.; Revisão de Literatura: Solos do passado: origem e identificação. Revista Brasileira de Ciências do Solo, 34:1773-1786, 2010.

LEE, J.D.; Química Inorgânica não tão concisa. Editora Blucher. 5ªEd. 1999. ISBN 8521201761. Pg.113-114.

LEITE, L.F.C.; Matéria Orgânica do Solo. Document 97. ISSN 0104-866X. Teresina- PI- 2004. P.31.

LEMOS, R. C. de, SANTOS, R.D. dos. Manual de descrição e coleta de solo no campo. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2ª ed. [Rio de Janeiro]: EMBRAPA-SNLCS, 1982.P. 46.

LEPSCH, I. F.; *19 Lições de Pedologia*. Oficinas de Textos, SP, Brasil, 2011.

LEPSH, I.F., SILVE, N.M., ESPIRONELO, A.; Relação entre matéria orgânica e textura de solos sob cultivo de algodão e cana-de-açúcar, no estado de São Paulo. Bragantia- Revista Científica do Instituto Agrônomo, Campinas-1982. Vol.41. Nota nº8.

LISLE, R.J.; BRABHAM, P.J.; BARNES, J.W.; Mapeamento Geológico Básico: Guia Geológico de Campo. Tradução: Sirtori, K.; Amon, T.; Menegat, R.; 5ª Edição. Bookman Editora LTDA. Porto Alegre -2014. Pg 146-147.

LOPES, A. S., Manual Internacional de fertilidade do solo. Tradução LOPES, A. S.; 2ª ed., ver. e ampl.- Piracicaba : POTAFOS, 1998. 177 p.:il. Pg. 41

LOPES, A. S., GUILHERME, L. R. G.; Interpretação de análise de solo conceitos e aplicações. Boletim Técnico, nº 2. Associação Nacional para Difusão de Adubos- ANDA, 2004.

LUZ, M.J.S., FERREIRA, G.B., BEZERRA, J.R.C.; Adubação e Correção do Solo: Procedimentos a Serem Adotados em Função dos Resultados da Análise do Solo. Embrapa-Circular Técnica 63. ISSN 0100-6460. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Campina Grande, PB, Outubro,2002.

MARTINS, C.R., PEREIRA, P.A.P., LOPES, W.A., ANDRADE, J.B.; Ciclos Globais de Carbono, Nitrogênio e Enxofre: a Importância na Química da Atmosfera. Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola. Nº5- Novembro de 2003. Disponível em: http://qnesc.sbq.org.br/online/cadernos/05/quimica_da_atmosfera.pdf Acessado em: 30-07-2018.

MELLO, J.W.V., PEREZ, D.V.; Equilíbrio químico das reações químicas no solo. In: SBSCS, Viçosa, 2009. Química e Mineralogia do solo, Parte II. 685p. Editores: MELO, V. F., ALLEONI, L. R.F. Pg. 205.

MELO, V. F., CASTILHOS, R. M. V., PINTO, L. F. S.; Reserva Mineral do Solo, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (Química e Mineralogia do Solo- Parte I) 2009, 252.

MENDES, L.C., JUNIOR, F.B.R.; Microrganismos e Disponibilidade de Fósforo (P) nos Solos: uma análise crítica. ISSN 1517-5111, Documentos 85. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, 2003. Pg. 19-20.

MIELNICZUK, J.; Matéria orgânica e a Sustentabilidade de Sistemas Agrícolas In; SANTOS, A. G., SILVA, L. S., CANELLAS, L. P., CAMARGO, FLÁVIO, A.O.; Fundamentos da Matéria Orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2ª Ed. Revista revisada e atualizada, Porto Alegre, 2008. p 27-43

MOSS, B.; Water pollution by agriculture: Philosophical Transactions of the Royal Society B (2008) 363. Published online 30 July 2007. Pg.659-666. Downloaded from <http://rstb.royalsocietypublishing.org/> on August 27, 2017.

MIYAZAWA, M., BARBOSA, G. M C.; Efeitos da agitação mecânica e matéria orgânica na análise granulométrica do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, Brasil, 2011,15,680-685.

MUNSELL – Munsell SOIL – COLOR CHARTS with genuine Munsell® color chips. Produzido por Munsell color, 2009.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa: UFV, 1999.

NOVAIS, R.F., SMYTH, T.J., NUNES, F.C.; FÓSFORO. In: SBCS, Viçosa, 2007, Fertilidade do Solo. Editores: Novais, R.F., Alvarez V., V. H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B., Neves, J.C.L.

NUNES, R.S.; Eficácia de uso do fósforo em sistemas de manejo do solo e adubação fosfatada por um longo período. Tese de doutorado submetida ao programa de pós-graduação em agronomia da Universidade Federal de Brasília. Brasília- DF, 2014.

OLIVEIRA, M. F., BRIGHENTI, A. M.; Comportamento dos Herbicidas no Ambiente. In: Oliveira, R. S. Jr., Constantin, J., Inoue, M. H.; Biologia e Manejo de plantas daninhas. Omnipaz Editora Ltda, 2011, Cap. 11.

OLIVEIRA, J. B.; Pedologia Aplicada. 4ª Ed. Piracicaba: FEALQ, 2011. ISBN: 978-85—7133-064-1. Pg.98-99-316-317-347-526-527. Pg. 592.

PARFITT, R.L.; ANION ADSORPTION BY SOILS AND SOIL MATERIALS. Advances in Agronomy, vol. 30. Soil Bureau. Academic Press. New Zealand, 1978. ISBN 0-12-000730-4.

PAVINATO, P.S.; ROSOLEM, C. A.; Revisão de literatura: Disponibilidade de nutrientes no solo – Decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. Revista Brasileira de Ciências do Solo, 32:911-920, 2008.

PEREIRA, H. S.; Fósforo e potássio exigem manejos diferenciados. Visão agrícola N°9. 2009. Disponível em: < <http://www.esalq.usp.br/visaoagricola/sites/default/files/VA9-Fertilidade04.pdf>> Acessado em: 01-08-2018.

PIERINE, C.; Caracterização dos Paleossolos Aluviais em Bacias Sedimentares Mesozóicas: Determinação dos controles sedimentares e implicações paleoambientais. Tese de Doutorado- Instituto de Geociências- UFRGS. Porto Alegre – 2006.

PILTON, C.N., MIELNICZUC, J., NETO, L.M.; Dinâmica da Matéria Orgânica no Ambiente. Embrapa Clima Temperado. Documento 105. ISSN 1516- 8840. Pelotas – RS, 2002. P.19.

PREFEITURA DE PRADOS; Disponível em:<http://www.prados.mg.gov.br/?INT_PAG=1762>Acessado em: 13-12-2020.

PRIMAVESI, A.; A agricultura em regiões tropicais: Manejo Ecológico do solo. Ed. Nobel, São Paulo, 2009.

PUC-Rio – Certificação Digital N° 09218775/CA. Disponível em< https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/19405/19405_3.PDF> Acessado em 25-07-2018.

QUEIROZ, J.F., BOEIRA, R.C.; Boas Práticas de Manejo (BPMs) para Reduzir o Acúmulo de Amônia em Viveiros de Aquicultura. Comunicado Técnico 44. ISSN 1516-8638. Jaguariúna-SP, 2007. Disponível em:<

https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMA/7538/1/comunicado_44.pdf> Acessado em: 07-08-2018.

RADAMBRASIL, levantamento dos recursos naturais, v. 32, Rio de Janeiro, Folhas SF 23/24, 1983.

REBOUÇAS, A.C., BRAGA, B., TUNDISI, J.G.; Águas Doces no Brasil, capital ecológico, uso e conservação. 3ª Edição-Escrituras Editora, São Paulo, 2006.

REDDY, K.R., DELAUNE, R.D.; Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications. CRC Press, Taylor & Francis Group. Flórida, 2008. Pg. 800.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B.; CORRÊA, G.F.; Pedologia: Base para distinção de ambientes. 5ª Edição rev. Lavras: Editora UFLA, 2007. Pg. 61-130-322.

ROBARDS, K., MCKELVIE, I. D., BENSON, R. L., WORSFOLD, P. J., BLUNDELL, N. J., CASEY, H.; Determination of carbon, phosphorus, nitrogen and silicon species in Waters. *Analytica & mica Acta*, 287 (1994) 147-190 Elsevier Science B.V., Amsterdam (Received 31st August 1993).

ROCHA, J.C., ROSA, A.H.; Substâncias húmicas aquáticas-Interação com espécies metálicas. Editora UNESP. São Paulo, 2003.

ROSA, R.S., MESSIAS, R.A., AMBROZINI, B.; Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável. Instituto de Química de São Carlos-USP. São Carlos - 2003. Disponível em: <<http://www.iqsc.usp.br/iqsc/servidores/docentes/pessoal/mrezende/arquivos/EDUC-AMB-Ciclos-Biogeoquimicos.pdf>> Acessado em: 30-07-2018.

ROSOLEM, C.A., FOLONI, J.S.S., OLIVEIRA, R.H.; Dinâmica do nitrogênio no solo em razão da calagem e adubação nitrogenada, com palha na superfície. *Pesquisa agropecuária brasileira*, Brasília, v. 38, n. 2, p. 301-309, fev. 2003. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/108911/1/301.pdf>> Acessado em: 01/08/2018.

SANTOS, D.R., GATIBONI, L.C., KAMINSKI, J.; Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Revisão bibliográfica*. ISSN 0103-8478, *Ciência Rural*, Santa Maria, v.38, n.2, p.576-586, mar-abr, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v38n2/a49v38n2.pdf>> Acessado em 16-08-2018.

SANTOS, L. M., SIMÕES, M. L., MONTES, C. R., MELFI, A. J., MARTIN, L. N.; Viabilidade do emprego de ácido fluorídrico 10% para a remoção de íons paramagnéticos em amostras de solos e suas respectivas frações físicas. *Eclética química*, V.35, n.3, 2010.

SILVA, L.S., RANNO, S.K.; Calagem em solos de várzea e a disponibilidade de nutrientes na solução do solo após o alagamento. *Ciência Rural*, v35, n.5, set-out, 2005. ISSN 0103-8478. P. 1054-1061.

SMITH, V.H. & SCHINDLER, D.W. (2009) Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 201–207.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J.C.; Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100 (1999). Elsevier Science Ltd. Pg. 176-196.

SOBRAL, L.F.; BARRETTO, M.C.V.; SILVA, A.J.; ANJOS, J.L.; Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análises de Solo. ISSN1678-1953. Documentos 206. Aracaju-Dezembro, 2015.

SUGUIO, K. 2003. Geologia Sedimentar. Edgard Blücher Ltda./EDUSP, São Paulo, SP, 400pp.

STEVENSON, F.J. Humus chemistry: genesis, composition and reactions. 2.ed. New York: J. Wiley, 1994. 496p.

TAVARES FILHO, J.; Física e conservação do solo e água. 1ªEd. Editora EDUEL. Londrina-PR. ISBN. 978-85-7216-824-2014. Pg.24-25.

TOLEDO, M.C.M.; OLIVEIRA, S.M.B. de; MELFI, A.J. Cap 8 p.128-239 Da rocha ao Solo – Intemperismo e pedogênese. In: TEIXEIRA, W.; FAIRCHILD, T.R.; TOLEDO, M.C.M.; TAIOLI, F. Decifrando a Terra. 2ª ed. São Paulo: IBEP Editora Nacional-Conrad, 2009. 620p.

TROEH, F.R.; THOMPSON, L.M.; Solos e Fertilidade dos Solos. Tradução: Durval Dourado Neto e Manuella Nóbrega Dourado. Organização Andrei Editora LTDA. 6ª edição. São Paulo, 2007.

TUNDISI, J.G., TUNDISI, T.M.; Limnologia. 1ª impressão. Editora Oficina de textos. São Paulo, 2008. Pg.632.

UFRRJ- Fósforo Disponível em:< <http://www.ufrrj.br/institutos/it/de/acidentes/p.htm>> Acessado em:07-08-2018

UIEDA, W., PALERI, L.M.; Flora e Fauna (Org) – Um Dossiê Ambienta. Editora Unesp; ISBN: 85-7139-543-8. São Paulo, 2004. P. 52-53.

VANLOON, G. W., DUFFY, S. J.; environmental chemistry a global perspective. Ed. 2ª Oxford University Press, New York, 2005.

VASCONCELLOS, C.A.; Análise de solo: entendimento e interpretação. In: CURSO DE USO E MANEJO DA IRRIGACAO, 1., 1986, Sete Lagoas. Apostila EMBRAPA-CNPMS, 1986. 60 p. Disponível em: <ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/67847/1/Analise-solo.pdf> Acessado em: 26/07/2018.

WEATHERS, K., LIKENS, G., STRAYER, D.; Fundamentos de Ciência dos Ecossistemas. Tradução Edson Furmankiewics. ISBN-10: 8535278540. ISBN-13: 978-8535278545. Editora Elsevier, Edição: 1ª, 2015. Pag.336.

WETZEL, R.G.; Limnology- Lake na River Ecosystems. 3ª Edição. Academic Press. San Diego, CA, 2001.

WINGE, M.; GLOSSÁRIO GEOLÓGICO ILUSTRADO. Disponível <<http://sigep.cprm.gov.br/glossario/>> Acessado em 21-03-2020.

WORSFOLD, P.J., MONBET, P., TAPPIN, A.D., FITZSIMONS, M.F., STILES, D.A., MCKELVIE, I. D.; Characterisation and quantification of organic phosphorus and organic nitrogen components in aquatic systems: A Review. Analytica Chimica Acta 624. Elsevier, 2008. Pg 37-58.

WORSFOLD, P.J.; GIMBERT, L.J.; MANKASINGH, U.; OMAKA, O. N.; HANRAHAN, G.; GARDOLINSKI, P.C.F.C.; HAYGARTH, P.M.; TURNER, B.L.; KEITH-ROACH, M.J.; MCKELVIE, I.D.; Sampling, sample treatment and quality assurance issues for the determination

of phosphorus species in natural waters and soils. *Talanta* 66(2005). Elsevier Science Ltd. Pg. 273-293.