



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO E DESPORTOS – MEC

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB

FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA – FAV

**INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA EM
ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE UMA
MICROBACIA DO RIBEIRÃO DO GAMA, DISTRITO FEDERAL**

LUCIANO NASCIMENTO DE AQUINO E MOURA

BRASÍLIA / DF

JUNHO / 2010

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA

**INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA EM
ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE UMA
MICROBACIA DO RIBEIRÃO DO GAMA, DISTRITO FEDERAL**

LUCIANO NASCIMENTO DE AQUINO E MOURA

ORIENTADORA: MARILUSA PINTO COELHO LACERDA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

PUBLICAÇÃO: 23/2010

BRASÍLIA / DF

JUNHO/ 2010

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA

INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA EM ÁREAS DE
PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE UMA MICROBACIA DO RIBEIRÃO DO
GAMA, DISTRITO FEDERAL

LUCIANO NASCIMENTO DE AQUINO E MOURA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA À FACULDADE DE
AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA,
COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE
MESTRE EM AGRONOMIA NA ÁREA DE CONCENTRAÇÃO DE GESTÃO DO
SOLO, DA ÁGUA E QUALIDADE AMBIENTAL.

APROVADA POR:

MARIA LUCRÉCIA GEROSA RAMOS, Ph. D, Professora Associada
(Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária – Universidade de Brasília)
(EXAMINADORA INTERNA) CPF: 002.094.438-12. E-mail: lucrecia@unb.br

EIYTI KATO, Doutor, Professor Adjunto
(Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária – Universidade de Brasília)
(EXAMINADOR INTERNO) CPF: 143.483.571-53. E-mail: kato@unb.br

RODRIGO STUDART CORRÊA, Ph.D, Professor Adjunto
(Departamento de Ecologia / IB-ECL – Universidade de Brasília)
(EXAMINADOR EXTERNO) CPF: 358.695.851-04. E-mail: rodmanga@unb.br

BRASÍLIA/DF, 30 de junho de 2010.

FICHA CATALOGRÁFICA

Moura, L. N. de A. e
Indicadores de Qualidade do Solo e da Água em Áreas de Preservação Permanente de uma Microbacia do Ribeirão do Gama, Distrito Federal / Luciano Nascimento de Aquino e Moura; orientação de Marilusa Pinto Coelho Lacerda. Brasília – 2010. 130p.
Dissertação de Mestrado (M) – Universidade de Brasília / Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2010.
1. Solos. 2. Água. 3. Geoprocessamento. I. Lacerda, M. P. C. II. Doutora

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

MOURA, L. N. de A. e. Indicadores de Qualidade do Solo e da Água em Áreas de Preservação Permanente de uma Microbacia do Ribeirão do Gama, Distrito Federal. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2010, 130p. Dissertação de Mestrado.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Luciano Nascimento de Aquino e Moura

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Qualidade da água e do solo em Áreas de Preservação Permanente do Ribeirão do Gama, Distrito Federal.

GRAU: Mestre

ANO: 2010

É cedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva-se a outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de graduação pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Luciano Nascimento de Aquino e Moura

CPF: 801.075.401-34

Tel: (**61) 8433-8488

Email: lucianomoura@pop.com.br

*Dedico aos meus pais, Pedro Joely e Regina Mara,
pela vida, amizade, confiança, dedicação e respeito aos filhos, netos,
família e amigos.*

AGRADECIMENTOS

À professora Dr^a. Marilusa, orientadora deste projeto, pela paciência e sabedoria.

À coordenadora do curso de pós-graduação da FAV-UnB Dr^a. Maria Lucrecia que tornou esse trabalho possível.

Aos professores Eiyti Kato e Maria Lucrécia pelo auxílio nas análises laboratoriais, interpretação dos resultados e análises estatísticas.

Aos meus avós maternos e paternos, pelo exemplo de vida e dedicação à família.

À Barbara, minha linda afilhada, pela vida, saúde e responsabilidade.

Aos meus irmãos, Andréa, Pedro Henrique e Ludmila, pelo carinho, paciência e compreensão.

Aos meus familiares e amigos, pelo incentivo, amizade e alegria.

Aos professores da FAV-UnB, pelo empenho na transmissão de conhecimento, pelos valiosos ensinamentos e conceitos dos quais me servi para escrever este trabalho.

Aos funcionários dos laboratórios de física do solo, biologia do solo, geoquímica e microbiologia de alimentos, principalmente a Ana Catarina Lima e o Manoel Messias (Neto), pelos ensinamentos, profissionalismo e auxílio nas análises laboratoriais

Aos funcionários da secretaria da pós-FAV, principalmente o Deusdete do Carmo, pela atenção e orientações prestadas.

Muito obrigado!

ÍNDICE

Capítulo Geral

I. INTRODUÇÃO GERAL	1
II. REFERENCIAL TEÓRICO	3
II.1. Solos	3
II.1.1. Parâmetros de Qualidade do Solo	4
II.1.1.1. Atributos Físicos de Qualidade do Solo	6
II.1.1.1.1. Densidade do Solo (Ds)	7
II.1.1.1.2. Porosidade Total (Pt)	8
II.1.1.1.3. Índice de Flocculação (If)	9
II.1.1.1.4. Estabilidade de Agregados (EA)	9
II.1.1.2. Atributos Químicos de Qualidade do Solo	10
II.1.1.2.1. Matéria Orgânica (MO)	10
II.1.1.2.2. Capacidade de Troca Catiônica (CTC)	13
II.1.1.3. Atributos Biológicos de Qualidade do Solo	14
II.1.1.3.1. Carbono da Biomassa Microbiana (C_{BMS})	14
II.1.1.3.2. Carbono Orgânico (Corg)	15
II.1.1.3.3. Quociente Microbiano (q_{MIC}) - Relação $C_{BMS}:C_{org}$	16
II.1.1.3.4. Nitrogênio da Biomassa Microbiana (N_{BMS})	18
II.1.1.3.5. Nitrogênio Total (Nt)	18
II.1.1.3.6. Relação $N_{BMS}:N_{total}$	20
II.1.1.3.7. Respiração Basal (Rb)	20
II.1.1.3.8. Quociente Metabólico (q_{CO_2})	21
II.2. Água	22
II.2.1. Parâmetros de Qualidade da Água	23
II.2.1.1. Atributos Físicos de Qualidade da Água	26
II.2.1.1.1. Turbidez	26
II.2.1.1.2. Sólidos em Suspensão	26
II.2.1.1.3. Cor	27
II.2.1.1.4. Temperatura	28
II.2.1.2. Atributos Químicos de Qualidade da Água	28
II.2.1.2.1. Nitrogênio (Amônia e Nitrato)	28

II.2.1.2.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)	29
II.2.1.2.3. Alcalinidade	30
II.2.1.2.4. Condutividade Elétrica	30
II.2.1.2.5. Cloreto	30
II.2.1.2.6. Fósforo Total	31
II.2.1.2.7. Ferro Total	31
II.2.1.3. Atributos Biológicos de Qualidade da Água	32
II.2.1.3.1. Coliformes Totais	32
II.2.1.3.2. Coliformes Fecais	32
II.3. Geoprocessamento	32
II.3.1. Sistema de Informações Geográficas	33
II.3.2. Sensoriamento Remoto	35
II.3.3. Imagens de Satélite ALOS (Advanced Land Observing Satellite)	36
III. OBJETIVOS	38
III.1. Objetivo Geral	38
III.2. Objetivos Específicos	38
IV. JUSTIFICATIVA	38
V. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39

ÍNDICE

Capítulo Único

RESUMO	52
ABSTRACT	54
I. INTRODUÇÃO	56
II. MATERIAL E MÉTODOS	58
II.1. Caracterização da Área de Estudo	58
II.1.1. Solos	59
II.1.2. Hidrografia	60
II.1.3. Clima	61
II.1.4. Geologia	61
II.1.5. Vegetação	62
II.2. Desenvolvimento do Trabalho	63
II.2.1. Caracterização da Área de Estudo	63
II.3. Geoprocessamento – Sistema de Informações Geográficas (SIG) e Sensoriamento Remoto	64
II.3.1. Mapa de Uso e Ocupação das Terras	64
II.4. Indicadores de Qualidade do Solo	65
II.4.1. Amostragem do Solo	66
II.4.2. Indicadores Físicos	70
II.4.2.1. Textura do Solo	70
II.4.2.2. Densidade do Solo (Ds)	71
II.4.2.3. Densidade de Partículas (Dp)	71
II.4.2.4. Porosidade Total (Pt)	71
II.4.2.5. Índice de Floculação (If)	71
II.4.2.6. Estabilidade dos Agregados (EA)	71
II.4.3. Indicadores Químicos	73
II.4.3.1. Matéria Orgânica (MO)	73
II.4.3.2. Capacidade de Troca Catiônica (CTC)	73
II.4.4. Indicadores Biológicos	74
II.4.4.1. Carbono da Biomassa Microbiana (C_{BMS})	74
II.4.4.2. Carbono Orgânico (Corg)	75

II.4.4.3. Quociente Microbiano ($qMIC$) - Relação $C_{BMS}:C_{org}$	76
II.4.4.4. Nitrogênio da Biomassa Microbiana (N_{BMS})	76
II.4.4.5. Nitrogênio Total (N_t)	77
II.4.4.6. Relação $N_{BMS}:N_{total}$	77
II.4.4.7. Respiração Basal (R_b)	77
II.4.4.6. Quociente Metabólico (qCO_2)	78
II.4.5. Análises Estatísticas	78
II.5. Indicadores de Qualidade da Água	78
II.5.1. Coleta das Amostras de Água	79
II.5.2. Indicadores de Qualidade da Água	86
II.5.2.1. Indicadores Físicos e Químicos	86
II.5.2.2. Indicadores Químicos	87
II.5.2.3. Indicadores Biológicos	88
III. RESULTADOS E DISCUSSÃO	88
III.1. Avaliação do Uso e Ocupação das Terras	88
III.2. Classificação dos Solos Estudados	89
III.3. Avaliação da Qualidade do Solo	90
III.3.1. Densidade do Solo (D_s) e Porosidade Total (P_t)	90
III.3.2. Índice de Flocculação (I_f) e Estabilidade dos Agregados (E_A)	94
III.3.3. Matéria Orgânica (MO)	97
III.3.4. Capacidade de Troca Catiônica (CTC)	99
III.3.5. Carbono da Biomassa Microbiana (C_{BMS})	100
III.3.6. Carbono Orgânico (C_{org})	101
III.3.7. Quociente Microbiano ($qMIC$) - Relação $C_{BMS}:C_{org}$	103
III.3.8. Nitrogênio da Biomassa Microbiana (N_{BMS})	104
III.3.9. Nitrogênio Total (N_t)	105
III.3.10. Relação $N_{BMS}:N_t$	107
III.3.11. Respiração Basal (R_b)	108
III.3.12. Quociente Metabólico (qCO_2)	109
III.4. Avaliação de Indicadores de Qualidade da Água	110
III.4.1. Turbidez	111
III.4.2. Amônia	112
III.4.3. Nitrato	114

III.4.4. Condutividade Elétrica	115
III.4.5. pH	117
III.4.6. Cloreto	118
III.4.7. Coliformes Fecais	120
III.5. Considerações Sobre a Qualidade da Água na Microbacia Estudada	121
IV. CONCLUSÕES	123
V. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	124

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo Geral

Figura 1. Desenho Esquemático do Satélite ALOS	37
--	----

Capítulo Único

Figura 1. Imagem das APAs do Gama e Cabeça de Veado, com a área de estudo em destaque	58
Figura 2. Mapa de localização dos pontos de coleta das amostras de solo na área de estudo	65
Figura 3. Foto da área de amostragem dos solos da área estudada - ponto 1 (Coordenadas: 186.911 Leste e 8.238.705 Sul)	67
Figura 4. Foto da área de amostragem dos solos da área de estudo - ponto 2 (Coordenadas: 186.503 Leste e 8.238.066 Sul)	67
Figura 5. Foto da área de amostragem dos solos da área estudada - ponto 3 (Coordenadas: 186.238 Leste e 8.237.082 Sul)	68
Figura 6. Foto da área de amostragem dos solos da área estudada - ponto 4 (Coordenadas: 185.722 Leste e 8.235.856 Sul)	69
Figura 7. Foto da área de amostragem dos solos da área estudada - ponto 5 (Coordenadas: 186.589 Leste e 8.238.179Sul)	70
Figura 8. Mapa de localização dos pontos de coleta das amostras de água	79
Figura 9. Foto do ponto 1, nascente do Córrego Mato Seco na área de estudo (Coordenadas: 181.233 Leste e 8.235.778 Sul)	81
Figura 10. Foto do ponto 2, terço médio do Córrego Mato Seco na área de estudo (Coordenadas: 182.882 Leste e 8.236.268 Sul)	81
Figura 11. Foto do ponto 3, nascente do Córrego Capetinga na área de estudo (Coordenadas: 186.064 Leste e 8.232.170 Sul)	82
Figura 12. Foto do ponto 4, terço médio do Córrego Capetinga na área de estudo (Coordenadas: 185.894 Leste e 8.232.991 Sul)	83
Figura 13. Foto do ponto 5, Ribeirão do Gama antes do Córrego Capetinga na área de estudo (Coordenadas: 185.462 Leste e 8.235.733 Sul)	83

Figura 14. Foto do ponto 6, Ribeirão do Gama após a o Córrego Capetinga na área de estudo (Coordenadas: 185.497 Leste e 8.235.821 Sul)	84
Figura 15. Foto do ponto 7, Ribeirão do Gama após o Córrego Mato Seco na área de estudo (Coordenadas: 187.090 Leste e 8.238.790 Sul)	85
Figura 16. Foto do ponto 8, confluência do Córrego Capetinga e Ribeirão do Gama na área de estudo (Coordenadas: 185.508 Leste e 8.235.770 Sul)	85
Figura 17. Foto do ponto 9, na confluência do Córrego Mato Seco (na parte superior) com o Ribeirão do Gama na área de estudo (Coordenadas: 187.057 Leste e 8.238.814 Sul)	86
Figura 18. Mapa de uso e ocupação das terras da microbacia estudada do Ribeirão do Gama	88

ÍNDICE DE TABELAS

Capítulo Geral

Tabela 1. Nível de Qualidade das águas em Relação ao IQA	25
--	----

Capítulo Único

Tabela 1. Classe de Agregados obtida por meio do aparelho Yoder	72
Tabela 2: Textura do Solo	90
Tabela 3. Densidade do Solo (Ds)	91
Tabela 4. Porosidade Total (Pt)	93
Tabela 5. Índice de Flocculação (IF)	95
Tabela 6. Estabilidade dos Agregados (EA)	96
Tabela 7. Matéria Orgânica (MO)	98
Tabela 8. Capacidade de Troca Catiônica (CTC)	99
Tabela 9. Carbono da Biomassa Microbiana (C_{BMS})	101
Tabela 10. Carbono Orgânico (Corg)	102
Tabela 11. Quociente Microbiano (q_{MIC}) - Relação $C_{BMS}:C_{org}$	103
Tabela 12. Biomassa Microbiana (N_{BMS})	105
Tabela 13. Nitrogênio Total (Nt)	106
Tabela 14. Relação $N_{BMS}:Nt$	107
Tabela 15. Respiração Basal (Rb)	108
Tabela 16. Quociente Metabólico (q_{CO_2})	109
Tabela 17. Turbidez	111
Tabela 18. Amônia	113
Tabela 19. Nitrato	114
Tabela 20. Condutividade Elétrica	116
Tabela 21. pH	117
Tabela 22. Cloreto	119
Tabela 23. Coliformes Fecais	120

RESUMO GERAL: INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE UMA MICROBACIA DO RIBEIRÃO DO GAMA, DISTRITO FEDERAL

Este trabalho teve o objetivo de avaliar os atributos de qualidade dos solos e das águas de uma microbacia do Ribeirão do Gama, DF para verificar o efeito do uso antrópico sobre as Áreas de Preservação Permanente da microbacia estudada. As APP's são protegidas por Lei e devem ser preservadas, mas estão sendo suprimidas e alteradas pelo grande desenvolvimento das atividades agrícolas e urbanas. A ocupação dessas áreas influencia a qualidade dos solos e dos corpos hídricos e pode prejudicar o desenvolvimento e a manutenção das espécies vegetais e animais presentes nesses sistemas. A área de estudo está localizada entre o Setor de Mansões Park Way, Núcleo Rural Vargem Bonita e Fazenda Água Limpa e foi escolhida por sua importância ecológica, ambiental, social, agrícola e econômica, onde é possível observar os impactos negativos aos recursos naturais provocados pelas atividades antrópicas. Para o estudo foram selecionados atributos físicos, químicos e biológicos do solo e da água, além de ferramentas de geoprocessamento para representar e avaliar a qualidade ambiental da área de estudo.

Palavras chave: urbanização, agricultura, exploração, córrego, ribeirão, bacia, satélite, geoprocessamento.

ABSTRACT: INDICATORS OF SOIL QUALITY AND WATER IN AREAS OF PERMANENT PRESERVATION OF A WATERSHED OF *RIBEIRÃO DO GAMA*, FEDERAL DISTRICT

The objective of the present work was to evaluate the quality attributes of soils and waters of a watershed of *Ribeirão do Gama*, in the Federal District to check the effect of the anthropic use on the Permanent Preservation Areas of the watershed studied. The APP's are protected by law and should be preserved, but they are being suppressed and changed by the great development of agricultural and urban activities. The occupation of these areas affects the quality of soils and water bodies and can harm the development and maintenance of plant and animal species present in these systems. The study area is located between the *Setor de Mansões Park Way*, *Núcleo Rural Vargem Bonita* and *Fazenda Água Limpa* and has been chosen for its ecological, environmental, social, agricultural and economic importance, where we can see the negative impacts to natural resources caused by anthropic activities. For the study, physical, chemical and biological attributes of the soil and water were selected, in addition to geoprocessing tools to represent and evaluate the environmental quality of the study area.

Key words: urban planning, agriculture, exploitation, brook, watershed, basin, satellite, geoprocessing.

I. INTRODUÇÃO GERAL

A ação antrópica no meio urbano e rural influencia diretamente na sustentabilidade do uso das terras exploradas, além de ser a principal fonte de poluição dos recursos hídricos. A retirada da cobertura vegetal nativa pode influenciar diretamente na qualidade ambiental, e em função do tipo de uso e ocupação das terras, pode aumentar o risco de degradação do ambiente natural.

O Distrito Federal (DF) ocupa, na região Centro-Oeste do Brasil, uma área de 5.789 Km², sendo 43 Km² composto por lagos naturais e artificiais. Cerca de 93% do território do Distrito Federal está vinculado a alguma categoria de Unidades de Conservação (UC) de uso direto ou indireto dos recursos naturais, que podem ser de uso sustentável (Área de Proteção Ambiental - APA, Área de Relevante Interesse Ecológico - ARIE, Floresta Nacional - FLONA, Reserva Extrativista - RESEX, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN) ou de proteção integral (Estações Ecológicas, Parques Nacionais, Monumentos Naturais, Área de Preservação Permanente - APP e Refúgios da Vida Silvestre). Estas áreas são fundamentais para manter o equilíbrio do ambiente e as condições necessárias para a manutenção da qualidade do solo e da água e multiplicação das espécies animais e vegetais da região.

As unidades de conservação, instituídas pela Lei n 9.985 de 2000, em seu artigo 2 (MMA, 2000), constituem todos os espaços territoriais e seus recursos ambientais, com características naturais relevantes e com limites definidos, legalmente instituídos pelo poder público, com o objetivo de conservação, sob regime especial de administração, às quais se aplicam garantias adequadas de proteção ambiental. A implementação dessas unidades tem sido uma estratégia para se atingir a preservação dos recursos naturais.

Nesse cenário, temos as Áreas de Preservação Permanente (APP's), que são áreas com funções específicas de proteção aos cursos d'água, lagoas, lagos ou reservatórios, naturais ou artificiais (nascentes, topos de morro, montes, montanhas e serras, encostas com declividade superior a 45 graus, restingas fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues, bordas de tabuleiros ou chapadas, em altitudes superiores a 1.800 metros), que sofrem diretamente os efeitos do uso e da ocupação desordenada das terras.

A Lei 4.771 de 1965, que estabelece o Código Florestal Brasileiro, prevê que toda a vegetação deve ser mantida intacta, visando garantir a preservação dos recursos hídricos, a estabilidade geológica e a biodiversidade, bem como o bem-estar das populações humanas. O regime de proteção das APP's é bastante rígido: a regra é a intocabilidade, admitida excepcionalmente à supressão da vegetação, apenas nos casos de utilidade pública ou interesse social legalmente previsto.

Segundo Pereira (2006), os esforços dos órgãos fiscalizadores não têm sido suficientes para conter o processo de ocupação desordenada e degradação ambiental, que afetam a qualidade dos corpos d'água no DF, particularmente o Lago Paranoá.

Uma das partes do ecossistema terrestre mais afetada pelos impactos empreendidos pelo homem são os recursos hídricos, que dependem diretamente da manutenção da qualidade dos solos à sua montante (Araújo, et al., 2007).

A ação antrópica impõe muita pressão sobre as APP's, principalmente sobre os corpos hídricos. O desenvolvimento urbano e industrial exerce impactos sobre os recursos naturais, principalmente sobre a água e o solo, acentuando o processo erosivo, o assoreamento e a poluição dos mananciais, afetando a qualidade e a quantidade da água destinada às populações. A urbanização retira a vegetação nativa, impermeabiliza o solo e polui os corpos hídricos com sedimentos, lixo e esgoto. A exploração agrícola retira parte da vegetação nativa, desestruturando os solos e poluindo os corpos hídricos com sedimentos, agroquímicos e outros. Essas atividades provocam alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos e da água, podendo provocar efeitos irreversíveis aos recursos naturais. A exploração dos recursos naturais feita de forma planejada torna-se uma alternativa para o desenvolvimento sustentável e para o uso racional dos recursos disponíveis.

O solo e a água são os elementos naturais essenciais para a produção da vida, bem estar dos seres vivos e manutenção dos ecossistemas naturais. O solo pode ser considerado um filtro natural, fornece nutrientes e sustentação para as plantas, além de constituir um sistema complexo de reações e organismos que disponibilizam os nutrientes do solo para o desenvolvimento das plantas. A água é o elemento vital; é responsável pelo transporte dos elementos e pela manutenção da vida. Dessa forma, a influência do uso e ocupação dos solos sobre o meio ambiente pode ser representada pelas propriedades físicas, químicas e biológicas, desde que sejam utilizados indicadores confiáveis para avaliar a qualidade ambiental.

A conservação dos mananciais hídricos do DF está comprometida pelo mau uso das suas terras, decorrente do parcelamento das terras para uso urbano, das invasões das terras, do uso agropecuário irracional, do extrativismo mineral (areia, terra, brita) e da deposição do lixo e de entulho em locais inadequados.

Os efeitos das atividades humanas na qualidade do solo e da água são normalmente complexos e específicos para cada região, dependendo de uma série de fatores físico-bioquímicos. O conhecimento das variáveis físicas, químicas e biológicas das águas de um rio, lago ou reservatório é de fundamental importância para a caracterização do sistema hídrico, já que existem diversas formas de utilização desse sistema, tais como o abastecimento público, a irrigação, o lazer, a manutenção da vida aquática, entre outros (Pereira, 2006).

No DF mais de 50% da cobertura vegetal nativa já foi retirada e aproximadamente 20% da área está urbanizada. Nos centros urbanos, as bacias hidrográficas estão sendo suprimidas pela ocupação desordenada das terras, retirada da vegetação nativa, aterramento de nascentes, drenagem dos solos e exploração de águas subterrâneas.

As APP's apresentam sinais evidentes de degradação, boa parte de sua vegetação nativa já foi retirada ou modificada, algumas dessas áreas estão sendo urbanizadas e ocupadas para a exploração agrícola desrespeitando a legislação e alterando a qualidade ambiental.

Segundo Silva & Resck (1997), a ocupação dos solos do Cerrado tem gerado um desequilíbrio deste ecossistema pelo aumento desenfreado do desmatamento o que tem causado a perda da biodiversidade e a degradação do solo, através do esgotamento de nutrientes e da erosão.

Assim, o objetivo deste trabalho é avaliar o impacto do uso antrópico em Áreas de Preservação Permanente de uma microbacia do Ribeirão do Gama, Distrito Federal nos indicadores de qualidade do solo e da água.

II. REFERENCIAL TEÓRICO

II.1. Solos

A gênese do solo é consequência da atuação de cinco fatores (material de origem, relevo, clima, tempo e organismos) e quatro processos (adição, remoção, translocação e transformação). Fenômenos químicos e físicos diferenciados atuam nas

rochas, provocando transformações e determinando as características morfológicas, físicas, químicas e mineralógicas dos solos formados (Novaes, 1994).

O solo é um recurso natural vital para o funcionamento do ecossistema terrestre e representa um balanço entre seus componentes físicos, químicos e biológicos para promover a sustentabilidade dos seres vivos que fazem parte dele. Os principais componentes do solo incluem água; minerais inorgânicos em partículas individualizadas nas frações granulométricas areia, silte e argila; formas estáveis da matéria orgânica, derivadas da decomposição pela biota do solo; organismos vivos como minhocas, insetos, microrganismos, algas e nematóides; e gases do ar como O₂, CO₂, N₂, NO₃.

O solo, como um sistema natural vivo e dinâmico, regula a produção de alimentos e fibras e o balanço global do ecossistema, além de servir como meio para o crescimento vegetal, por meio do suporte físico, disponibilidade de água, nutrientes e oxigênio para as raízes, além de atuar na regulação hídrica no ambiente, transformação e degradação de compostos poluentes (Novaes, 1994).

O Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (Embrapa, 1999) define o solo como corpo natural formado por partes sólidas, líquidas e gasosas, constituído de partículas minerais e orgânicas, que ocupam a maior parte da crosta terrestre. Contém matéria viva, pode ser vegetado e está sempre em evolução na natureza onde ocorre.

II.1.1. Parâmetros de Qualidade do Solo

A qualidade do solo é definida como a capacidade deste de funcionar dentro do ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde das plantas e animais (Doran & Parkin, 1994).

Para Seybold (1999), a qualidade é a capacidade do solo em sustentar a diversidade biológica, regular o fluxo de água e solutos, degradar, imobilizar e destoxificar compostos orgânicos e inorgânicos e atuar na ciclagem de nutrientes e outros elementos.

A qualidade dos solos, segundo Gregorich & Carter (1997), tem duas feições – uma ligada à capacidade inerente do solo e outra ligada à parte dinâmica desse, influenciada pelo seu uso e manejo. A qualidade física de um solo depende de sua composição ou de características intrínsecas como profundidade efetiva, mineralogia e textura, assim como de propriedades que variam no tempo. A profundidade efetiva, mineralogia e textura são características importantes na comparação de sítios diferentes,

enquanto que a quantificação de propriedades dinâmicas é importante para detectar efeitos de sistemas de manejo de solos ao longo do tempo, no mesmo sítio ou solo.

As práticas e manejos inadequados têm levado os solos do mundo todo à degradação e conseqüentemente à perda de qualidade. Portanto, a perda de qualidade do solo, além de um componente a ele inerente, determinado por suas propriedades físicas, químicas e biológicas, dentro das restrições impostas pelo clima e o ecossistema, inclui um componente determinado pelas decisões de uso das terras e práticas de manejo (Doran & Zeiss, 2000).

Segundo o United States Department of Agriculture (USDA, 2001), qualidade do solo é a capacidade de um tipo específico de solo, dentro dos limites dos ecossistemas naturais ou cultivados, sustentar o desenvolvimento vegetal e a produtividade animal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar no apoio à habitação e saúde humana. Alterações nessa capacidade são refletidas nas propriedades do solo que são influenciadas pelo manejo.

A qualidade do solo, sendo um estado funcional complexo, não pode ser medida diretamente, mas pode ser inferida a partir de propriedades do solo designadas como propriedades indicadoras da qualidade do solo (Leonardo, 2003).

Os critérios de escolha desses indicadores de qualidade do solo são dependentes dos objetivos propostos e da escala de avaliação (local, microbacia, regional e outros), entretanto, um critério que deve sempre existir, independentemente da situação, diz respeito à sensibilidade do indicador ao manejo utilizado no solo.

No monitoramento da qualidade do solo, os atributos usados como indicadores de mudanças devem ser sensíveis ao manejo numa escala de tempo que permita a sua verificação (Doran & Parkin, 1994).

Os indicadores de qualidade do solo podem ser divididos em quatro grupos gerais: visuais, físicos, químicos e biológicos. Todos esses atributos podem ser avaliados, indicando mudanças da qualidade do solo (USDA, 1996).

Os indicadores visuais podem ser obtidos por observação ou interpretação fotográfica. A exposição do subsolo, mudança na cor do solo, presença de ervas daninhas, resposta das plantas, deposição de sedimentos são alguns exemplos do potencial dos indicadores determinados localmente. Evidências visuais podem ser indicações claras que a qualidade do solo está ameaçada ou em mudança.

Os outros indicadores são obtidos por intermédio de métodos realizados no campo ou em laboratório e podem representar dados suficientes para indicar a qualidade

de um solo. O ideal é definir um conjunto mínimo de atributos físicos, químicos e biológicos e acompanhá-los ao longo do tempo para observar as alterações na qualidade do solo em função do manejo.

Segundo Araújo et al. (2007), os atributos físicos indicam limitações para o desenvolvimento radicular, emergência de plântulas, infiltração e movimento de água no perfil do solo. Já os atributos químicos, são fundamentais para a manutenção de toda a atividade biológica do solo, que é responsável pela decomposição da matéria orgânica, disponibilizando os nutrientes às plantas.

Segundo Araújo et al. (2007), o uso intensivo do solo contribuiu para a redução de sua qualidade em relação ao solo sob cerrado nativo e os indicadores de natureza física foram os que melhor refletiram as diferenças de qualidade do solo entre as áreas avaliadas neste estudo.

Segundo Neves et al. (2007), quantificar as alterações que ocorrem nos atributos do solo devido à intensidade de uso e manejo tem sido uma ferramenta muito utilizada para monitorar a qualidade do solo, contribuindo para tornar os sistemas de produção agropecuário mais sustentáveis.

II.1.1.1. Atributos Físicos de Qualidade do Solo

Os solos sob vegetação nativa de cerrado, em geral apresentam condições físicas favoráveis para a agricultura, mas quando submetidos a determinados sistemas de manejo, tendem a um novo estado de equilíbrio, refletido em diferentes manifestações de seus atributos físicos, os quais poderão ser desfavoráveis à conservação do solo, à qualidade da água e à produção vegetal (Silva et al., 2005).

Os atributos físicos representam o arranjo das partículas sólidas e dos poros nos solos; são bons indicadores do seu estado de compactação, que interfere na infiltração da água no solo, no desenvolvimento radicular das plantas e no armazenamento de nutrientes e oxigênio. Solos compactados apresentam baixa permeabilidade, resultando em maior escoamento de água sobre a superfície do terreno e, conseqüentemente, em aumento dos riscos de erosão (Goedert, 2005).

Segundo Vieira & Muzille (1995), os efeitos diferenciados sobre os atributos físicos devido ao tipo de preparo de solo adotado em cada sistema de manejo, são dependentes da intensidade de revolvimento, do trânsito de máquinas, do tipo de equipamento utilizado, do manejo dos resíduos vegetais e das condições de umidade do solo no momento do preparo.

A relação entre o manejo e a qualidade do solo pode ser avaliada pelo comportamento das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Doran & Parkin, 1994). O efeito do manejo sobre as propriedades físicas do solo é dependente da sua textura e mineralogia, as quais influenciam a resistência e a resiliência do solo a determinada prática agrícola (Seybold et al., 1999).

A compactação é resultado da desagregação da macroestrutura do solo e/ou redução do grau de floclulação da fração argila do solo. A presença de camadas compactadas em subsuperfície reflete uma degradação estrutural, com aumento da densidade e redução do volume dos poros de maior diâmetro (macroporos) e com aumento da resistência mecânica do solo à penetração. Esses efeitos ocasionam perdas do conteúdo de água do solo para a atmosfera, impedindo o desenvolvimento das raízes. A compactação do solo pode, então, ser avaliada em função da densidade, porosidade total e resistência à penetração do solo (Mantovani, 1987).

Os indicadores físicos estabelecem relações com o arranjo das partículas sólidas, poros dos solos e processos hidrológicos, tais como, a estabilidade dos agregados, densidade do solo, porosidade, grau de compactação, índice de floclulação, entre outros. O uso desses atributos apresenta vantagens relacionadas ao baixo custo, metodologia simples e rápida, além da relação direta com os atributos químicos e biológicos do solo (Mendes et al., 2006).

Valores ótimos relativos à qualidade física do solo para melhorar a produtividade dos cultivos e manter ou melhorar as condições ambientais ainda são largamente desconhecidos (Reynolds et al., 2002).

II.1.1.1.1. Densidade do Solo (Ds)

A densidade do solo (Ds) é a relação entre a massa de uma amostra de solo seca à 110 °C e o volume do solo ocupado por partículas e poros. É o atributo mais estudado para caracterizar e identificar os efeitos dos sistemas de manejo nas condições físicas do solo (Fidalski & Tormena, 2007).

A densidade tende a aumentar com a profundidade, sendo influenciada pelo teor de matéria orgânica no solo, pela menor agregação e pela compactação (Kiehl, 1979).

O valor médio da densidade do solo pode variar com o tipo de solo e com a textura: nos solos muito argilosos (teor de argila superior a 60%), o valor médio é de 1,0 g.cm⁻³; nos solos argilosos (teor de argila entre 35-60%), a densidade média do solo é de 1,2 g.cm⁻³; nos solos de textura média (teor de argila entre 15-35%), a Ds média é de 1,5

g.cm^{-3} ; e nos solos arenosos (teor de argila menor que 15%), o valor médio é de 1,2 a $1,4 \text{ g.cm}^{-3}$ (Dematê & Dematê, 1993; Camargo & Alleoni 1997).

Pelo fato da densidade da matéria orgânica variar de 1,0 a $1,3 \text{ g.cm}^{-3}$ e a densidade da parte mineral variar de 2,50 a $5,20 \text{ g.cm}^{-3}$ (Ferreira & Dias Júnior, 1996), valores próximos a estes podem indicar dominância de partículas orgânicas ou minerais em sua fase sólida.

Segundo Camargo & Alleoni (1997), quanto maior a densidade do solo maior sua condutividade térmica, considerando um mesmo conteúdo de água.

O aumento na D_s , principalmente na camada superficial, prejudica o desenvolvimento do sistema radicular, valores muito altos podem comprometer a respiração das raízes e exercer resistência ao seu desenvolvimento. Valores de densidade do solo maiores que $1,6 \text{ g.cm}^{-3}$ indicam limitada aeração, movimento de água muito lento, drenagem pobre e impedimento ao crescimento radicular (Letey, 1985).

A densidade do solo pode ser modificada continuamente pelo uso da terra em função do manejo. O uso de máquinas, equipamentos pesados e elevada carga animal favorecem o aumento desse atributo (Bertol et al., 2006).

II.1.1.1.2. Porosidade Total (Pt)

A porosidade é um dos atributos mais importantes para expressar a qualidade de um solo. Um solo ideal é aquele que apresenta espaço poroso dividido igualmente em poros pequenos e grandes, o que lhe permite boas propriedades de aeração, permeabilidade e ao mesmo tempo uma boa retenção de água para as plantas (Correia et al., 2004).

A porosidade total é o volume de vazios ou o espaço do solo não ocupado pelos componentes sólidos e pode ser definida como o volume do solo ocupado pela água e pelo ar. Pode ser determinada, também, pela distribuição espacial das partículas sólidas no corpo do solo (Vieira, 1975; Brady & Weil, 1999).

A porosidade é de grande importância aos processos físicos, químicos e biológicos, como infiltração, condutividade, drenagem, retenção de água, difusão de nutrientes, crescimento de microrganismos, raízes e pêlos absorventes (Bouma, 1991; Moreira & Siqueira, 2002).

A porosidade total varia com o tamanho das partículas do solo e com o seu estado de agregação. Os macroporos ($> 0,05 \text{ mm}$ de diâmetro) são responsáveis pela aeração do solo, podendo ser ocupados por água, matéria orgânica e raízes de plantas; já

os microporos (< 0,05 mm de diâmetro), são responsáveis pela retenção de água no solo (Correia et al., 2004).

O volume mínimo de macroporos desejável no solo para satisfazer as exigências de aeração da maioria das plantas é de cerca de 10% (Bertol et al., 2006).

II.1.1.1.3. Índice de Flocculação (If)

O índice de flocculação, expresso em (%), é a relação entre argila naturalmente dispersa e a argila total obtida após dispersão mecânica e química da fração terra fina seca ao ar – TFSA. Essa relação indica a proporção de argila que se encontra flocculada, informando sobre o grau de estabilidade dos agregados do solo.

A estrutura do solo é representada pela agregação de partículas individuais em partículas compostas que recebem o nome de agregados, que associados dão origem aos torrões, parte macroscópica da estrutura do solo. Essa estrutura deve ser estável e dessa forma, o solo tem capacidade de resistir às pressões e alterações no arranjo de sua estrutura.

II.1.1.1.4. Estabilidade de Agregados (EA)

A estabilidade dos agregados em água é expressa por índices como o Diâmetro Médio Ponderado de agregados (DMP) e o Diâmetro Médio Geométrico de agregados (DMG). O conhecimento da qualidade da agregação do solo é de grande importância para subsidiar o planejamento do manejo e implantar práticas conservacionistas complementares (Bertol et al., 2006).

De acordo com Siqueira et al. (1994), uma boa estrutura para o desenvolvimento vegetal e sustentabilidade ambiental depende da presença de agregados estáveis com diâmetro maior que 1 mm.

Os principais agentes que contribuem para melhorar a agregação de partículas do solo são os minerais de argila, a matéria orgânica, o cálcio e os óxidos de ferro e alumínio (Camargo & Alleoni, 1997).

Le Bissonnais (1996) observou que há aumento da estabilidade estrutural com o teor de argila e a capacidade de troca de cátions de sete solos siltosos, além de incrementar o teor de carbono orgânico, agindo diretamente como agente cimentante dos agregados do solo.

Segundo Jorge et al. (1991), é previsível que apenas uma grande variação nos fatores de formação dos agregados, em especial o incremento dos teores de matéria orgânica, pode ter um efeito apreciável na estabilidade dos agregados.

Deve-se ressaltar, no entanto, que o aumento da estabilidade não necessariamente está associado à melhoria da qualidade dos agregados, uma vez que esses podem se apresentar compactados, com predominância de microporos (Carpenedo & Mielniczuk, 1990).

II.1.1.2. Atributos Químicos de Qualidade do Solo

Os indicadores químicos de qualidade do solo são úteis para estudos agrônômicos e ambientais, podendo ser agrupados em quatro classes: matéria orgânica e pH como indicadores dos processos do solo; CTC e CTA como indicadores da capacidade do solo à troca de cátions; N, P, K, Ca, Mg e elementos traços como indicadores nutricionais das plantas; metais pesados, nitrato, fosfato e agrotóxicos como indicadores de contaminação e poluição (Gomes & Filizola, 2006).

As condições químicas do solo afetam a relação solo-planta, a qualidade da água, o efeito tamponante do solo, a disponibilidade de nutrientes e outros organismos e a mobilidade de xenobióticos (USDA, 1996).

II.1.1.2.1. Matéria Orgânica (MO)

A matéria orgânica do solo é um dos mais importantes indicadores da qualidade do solo e da sustentabilidade agrícola de determinado manejo empregado, devido ao seu impacto em outros indicadores físicos, químicos e biológicos do solo (Larson & Pierce, 1991; Reeves, 1994).

A matéria orgânica desempenha um papel importante na reciclagem de nutrientes, no tamponamento dos solos contra alterações bruscas de pH, na manutenção da estrutura e na adsorção e armazenamento de água. Como componente essencial do solo, deve ser conservada e manejada em nível de equilíbrio que permita o desenvolvimento de uma agricultura sustentável (Vargas & Hungria, 1997).

Em solos tropicais e subtropicais, a matéria orgânica apresenta uma estreita relação com as demais propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Portanto, o manejo sustentável da matéria orgânica do solo é fundamental para a manutenção da capacidade produtiva do solo em longo prazo. O efeito do manejo sobre os estoques de matéria orgânica é dependente do tipo de solo. O manejo do solo pode influenciar

significativamente a dinâmica do carbono orgânico e o ciclo de N, P e S. Entretanto, mudanças na concentração total da matéria orgânica em resposta ao manejo podem ser difíceis de serem detectadas devido à variabilidade natural do solo (Silveira, 2005).

Em solos sob vegetação natural, a preservação da matéria orgânica tende a ser máxima, pois o revolvimento do solo é mínimo, sendo o aporte de carbono nas florestas mais elevado do que em áreas cultivadas (Lathwell & Bouldin, 1981; Nobre & Gash, 1997). Em áreas cultivadas, os teores de matéria orgânica diminuem, já que as frações orgânicas são mais expostas ao ataque de microrganismos, em função do maior revolvimento e desestruturação do solo (Resck et al., 1991 e Christensen, 1996).

Em solos tropicais, as perdas de carbono observadas após a retirada da vegetação natural e cultivo dos solos são mais elevadas do que em regiões temperadas. Em geral, a decomposição da matéria orgânica é bastante acelerada nestes solos, havendo situações em que os estoques de carbono são reduzidos em mais de 50%, em menos de 10 anos de cultivo (Shang & Tiessen, 1997).

A dinâmica da matéria orgânica é governada pelo clima, tipo de solo e práticas de manejo (Amelung et al., 1998). Para um mesmo tipo de solo, é o sistema de manejo que regula a qualidade e quantidade de matéria orgânica e, por conseqüência, a composição e atividade de organismos decompositores e as taxas de perda de carbono por mineralização, lixiviação e erosão (Feller & Beare, 1997).

Segundo Stevenson (1982), a diminuição do teor de matéria orgânica no solo sob cultivo não se deve unicamente à redução da quantidade de resíduos adicionados, mas também ao aumento da atividade microbiana, causada por melhores condições de aeração, temperaturas mais elevadas e alternâncias mais freqüentes de umedecimento e secagem do solo.

De acordo com Bayer & Mielniczuk (1997) as taxas de perda de matéria orgânica são afetadas pelo preparo do solo, especialmente pela intensidade do revolvimento, devido à influência que este apresenta sobre a temperatura, umidade e aeração, ruptura de agregados, grau de fracionamento e incorporação dos resíduos culturais, e pela cobertura do solo.

A matéria orgânica consiste na mistura de resíduos de plantas e de animais em vários estágios de decomposição, de substâncias sintetizadas microbiologicamente e/ou quimicamente a partir do decaimento de produtos e de corpos de microorganismos vivos e mortos e de pequenos animais. Todos os produtos transformados são chamados de húmus. O húmus constitui as substâncias húmicas (huminas, ácidos húmicos e

fúlvicos) e as substâncias não-húmicas (restos animais e vegetais pouco decompostos, proteínas, açúcares, ceras, graxas, resinas) (Bayer & Mielniczuk, 1999).

O Húmus é um dos produtos finais resultante da atuação dos organismos do solo (macro e micro) através de processos de degradação e síntese nos restos vegetais e animais presentes no solo. Ou seja, o húmus origina-se da degradação química e biológica de resíduos orgânicos (animais e vegetais) e da atividade sintética da biota do solo. Mas geralmente as pessoas utilizam o termo matéria orgânica como sinônimo de húmus, o que não é verdadeiro.

As substâncias húmicas são formadas por profundas alterações de substâncias não húmicas através da degradação microbiana (Kononova, 1982). São ricas em carbono (45-65 %) e oxigênio (30-40 %), que podem, em parte, estar ligados aos grupos funcionais, como OCH_3 , OH e COOH , contendo nitrogênio (2-6 %) e pequenas quantidades de fósforo, enxofre orgânico e cinzas. Diferem, entre si, em função da importância do núcleo, natureza das unidades que a constituem e composição das cadeias laterais e dos agrupamentos funcionais (Tauf-Tornisielo, 1997).

Os ácidos fúlvicos são solúveis em qualquer valor de pH, possuem uma taxa de carbono relativamente fraca e o oxigênio bastante abundante com grande número de grupos funcionais ácidos, principalmente, COOH (Stevenson, 1986). Trata-se de uma molécula relativamente pequena, com núcleo pouco desenvolvido, cadeias laterais numerosas e acidez mais elevada que os ácidos húmicos (Tauf-Tornisielo, 1997).

Os ácidos húmicos possuem cadeias reduzidas, molécula condensada, volumosa, rica em carbono e menos em oxigênio, que pode fazer parte do núcleo sob forma não reativa. São solúveis em bases, mas precipitam em pH menor que 2.

A humina é menos conhecida e parece ser mais condensada que os ácidos húmicos, sua insolubilidade pode estar relacionada com uma ligação muito íntima com a fração mineral (Tauf-Tornisielo, 1997). Ela é insolúvel em soluções aquosas e qualquer valor de pH (Stevenson, 1986).

Do ponto de vista agrônomo é de suma importância a quantificação dessas frações visto que, por exemplo, os ácidos fúlvicos são a fração que apresenta maior solubilidade em água e maior reatividade; desta forma, a sua maior presença no solo possivelmente irá contribuir para uma maior CTC, retenção de água, capacidade tampão, maior facilidade de liberação de nutrientes (N, P, S, entre outros) e, em termos ambientais, maior interação com os pesticidas.

De maneira geral podemos dizer que o húmus contribui para a melhoria da qualidade do solo e produtividade das culturas através dos seus efeitos positivos nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Além do mais serve como reserva de nutrientes N, P e S para as plantas.

O conteúdo de matéria orgânica é bastante variável nos solos, em solos cobertos com pastagem nativa varia de 5,0 a 6,0 dag.kg⁻¹ até a profundidade de 15 cm; em solos arenosos, os teores podem ser inferiores a 1,0 dag.kg⁻¹. Já em solos ocupados pela atividade agrícola, pode variar de 1,0 a 5,0 dag.kg⁻¹ (Mendes et al., 2006). Nos Latossolos virgens da Região dos Cerrados chega a 5,0 dag.kg⁻¹ (Resck et al., 1991).

II.1.1.2.2. Capacidade de Troca Catiônica

A capacidade de troca catiônica (CTC) é uma propriedade físico-química fundamental dos solos. Indica a quantidade de íons positivos (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ + Al³⁺) que um solo é capaz de reter, por intermédio dos argilo-minerais e da matéria orgânica e permutar por quantidades equivalentes de outros íons. Os cátions, que ficam adsorvidos nas superfícies das partículas do solo, estão em equilíbrio com os cátions em excesso presentes na solução do solo e são prontamente disponíveis às raízes das plantas (Araújo et al., 2007). A reação de troca catiônica em solução é fundamental para o solo, sendo um bom indicador da sua atividade coloidal.

Nos solos sob vegetação nativa de cerrado, a CTC é baixa. Na maior parte dos Latossolos, ela é inferior a 4,0 cmol_c.kg⁻¹ ou 40 cmol_c.dm³. Lopes (1983), estudando amostras de solo sob vegetação de cerrado, concluiu que tal fato ocorre devido à baixa atividade química da fração mineral, constituída por caulinita e sesquióxidos de ferro e alumínio, e da fração orgânica pouco abundante destes solos.

Em solos cultivados, a atividade da matéria orgânica aumenta, contribuindo de maneira efetiva para o aumento de cargas negativas no solo. Em solos tropicais e subtropicais, a CTC da matéria orgânica pode representar um grande percentual da CTC total do solo. Nesses solos, a manutenção ou o aumento dos teores de matéria orgânica é fundamental na retenção de nutrientes e na diminuição de sua lixiviação.

Um solo com alta CTC apresenta maior capacidade de reter íons como cálcio, magnésio, amônio e outros nutrientes. Outro aspecto importante da CTC dos solos é que as cargas negativas atraem íons H⁺, funcionando desta forma como reservatório desses íons que estão em equilíbrio com o H⁺ da solução do solo e aumentando o poder tampão do solo, influenciando na variação do pH deste solo.

II.1.1.3. Atributos Biológicos de Qualidade do Solo

Os indicadores biológicos são muito sensíveis às alterações do meio físico, sendo, portanto, de grande importância para avaliar a qualidade dos solos. Esses atributos são fundamentais na avaliação da decomposição da matéria orgânica adicionada ao solo, que liberam substâncias que favorecem a agregação do solo e são responsáveis pela disponibilização de nutrientes às plantas (Araújo et al., 2007).

A respiração microbiana, seus exudatos metabólicos e a composição quantitativa da biomassa são muito utilizados como indicadores biológicos da qualidade do solo, além do carbono da massa microbiana.

II.1.1.3.1. Carbono da Biomassa Microbiana (C_{BMS})

A massa microbiana é a fração viva da matéria orgânica do solo, composta por bactérias, fungos, actinomicetos, protozoários e algas. É um importante componente na avaliação da qualidade do solo porque atua nos processos de decomposição natural, interagindo na dinâmica dos nutrientes e regeneração da estabilidade dos agregados (Franzluebbers et al., 1999).

Os microorganismos são responsáveis pelos processos de mineralização dos nutrientes (N, C, P, S, Zn e Cu) potencialmente disponíveis para as plantas (Jenkinson, 1988). A população microbiana é considerada um indicador sensível para avaliação das alterações no estoque de matéria orgânica provocado pelo uso das terras (Sparling & Ross, 1993).

O conceito de biomassa microbiana apresenta resultados que devem ser associados à respiração do solo e teores de carbono orgânico (Corg) e nitrogênio total (Nt) para avaliar a dinâmica da matéria orgânica. Por meio de medidas indiretas da massa microbiana, é possível determinar os valores de C_{BMS} , indicando o potencial de reserva de carbono no solo que participa do processo de humificação, e permitindo, assim avaliar o acúmulo ou perda de carbono em função de um determinado tipo de manejo ou condição edáfica.

Como a decomposição e a mineralização dos resíduos vegetais dependem da atividade microbiana, a avaliação da biomassa microbiana fornece informações importantes para o entendimento da ciclagem de nutrientes (Paul & Clark, 1989).

Por apresentar rápida ciclagem, este atributo microbiológico responde intensamente a flutuações sazonais de umidade e temperatura, ao cultivo e ao manejo de resíduos, sendo um indicador mais sensível das mudanças nos níveis de matéria

orgânica do que o teor de Corg (Anderson & Domsch, 1989; Sparling, 1997). Contudo, mais importante que o valor absoluto da biomassa microbiana é o estudo das relações entre a biomassa e a atividade microbiana e atributos químicos para o melhor entendimento sobre a funcionalidade do sistema solo-planta.

Ferreira (2002) cita que a massa microbiana do solo é vista como um indicador precoce das mudanças que podem vir a ocorrer em longo prazo com relação à fertilidade do solo e outras propriedades dos agroecossistemas, por apresentar rápida reciclagem e por responder intensamente às flutuações sazonais de umidade e temperatura, ao tipo de cultivo do solo e ao manejo dos resíduos.

Modificações mensuráveis na biomassa microbiana do solo (BMS) têm sido detectadas em função das práticas de preparo do solo, do manejo de plantas e da adubação. A derrubada da mata tropical, seguida da queima da vegetação, provoca uma queda inicial, com posterior elevação no nível de BMS, determinando, ainda, uma nova distribuição ao longo do perfil (Cerri et al., 1985; Geraldles et al., 1995).

Nos agroecossistemas, a biomassa microbiana imobiliza entre 100 e 600 kg.ha⁻¹ de N e 50 e 300 kg.ha⁻¹ de fósforo até a profundidade de 30 cm no perfil do solo, quantidade superior à aplicação anual de fertilizantes (Martens, 1995).

A biomassa microbiana responde rapidamente à adição de carbono e de nitrogênio aplicados ao solo, determinando a decomposição da matéria orgânica, a relação C:N, a mineralização e a imobilização de nutrientes (Hatch et al., 2000).

As alterações na BMS podem ser analisadas pela relação carbono microbiano/carbono orgânico do solo. Tal relação expressa o tamanho do compartimento carbono microbiano em relação ao compartimento carbono orgânico do solo. Anderson & Domsch (1989) encontraram valores de 2,3%, para monoculturas, e 2,9%, para sistemas em rotação de culturas.

Segundo Moreira & Siqueira (2006), o cultivo do solo pode causar modificações nos seus atributos químicos e físicos, e tais modificações causam impactos na comunidade biológica do solo, por isso os microrganismos podem ser uma importante ferramenta em estudos da qualidade dos solos, sob interferência antrópica.

II.1.1.3.2. Carbono Orgânico (Corg)

De modo geral, considera-se que a matéria orgânica do solo contém cerca de 58% de C, em relação à massa total. Assim, a determinação do carbono orgânico total (COT) tem sido utilizada para estimar quantitativamente a fração orgânica do solo

(Nelson & Sommers, 1982), o que auxilia no entendimento de suas várias propriedades químicas, físicas e biológicas.

A maior porção do Corg que entra no solo é aquela proveniente dos resíduos de plantas (parte aérea e raízes). De modo geral, considera-se que os tecidos das plantas contêm 58% de carbono com base no peso seco; por esta razão, usam-se o fator 1,724 na conversão de C para matéria orgânica (Silva & Resck, 1997).

Em sua maioria, os estudos sobre o efeito de sistemas de manejo evidenciam a pouca sensibilidade da medida do COT. Como alternativa, tem-se apontado o C_{BMS} , representando o compartimento ativo da matéria orgânica do solo e o carbono da fração leve, referenciando o compartimento lento, como indicadores mais sensíveis aos efeitos do manejo.

O carbono contido na biomassa microbiana é o destino inicial do carbono em transformação no solo e funciona como energia armazenada para processos microbianos e, por apresentar respostas rápidas a alterações no solo, pode ser utilizado como identificador precoce de alterações na matéria orgânica (Rice et al., 1996) e, assim, indicar a qualidade do solo (Dick et al., 1996).

O carbono orgânico é um dos principais fatores de formação e estabilização dos agregados, sendo comum ocorrerem correlações positivas entre as duas variáveis (Tisdall & Oades, 1980).

O carbono do solo é composto da parte lábil e da parte resistente ou recalcitrante ao ataque de microrganismos (Alvarez et al., 1995). O C_{BMS} , sendo parte do Corg lábil, atua diretamente no ciclo do carbono, podendo responder mais rapidamente a mudanças nos padrões de entrada ou níveis de decomposição da matéria orgânica que a matéria orgânica como um todo (Powlson et al., 1987).

II.1.1.3.3. Quociente Microbiano ($qMIC$)

A relação entre o carbono da biomassa microbiana e o carbono orgânico do solo ($C_{BMS}:C_{org}$) reflete processos importantes relacionados com adições e transformações da matéria orgânica, assim como a eficiência de conversão do carbono desta em carbono microbiano (Sparling, 1992). A atividade heterotrófica da biomassa pode ser avaliada pela liberação de $C-CO_2$ em amostras coletadas no campo, sendo a quantidade de carbono liberado indicativo do carbono lábil ou prontamente metabolizável do solo (Doran & Parkin, 1996).

A relação $C_{BMS}:C_{org}$, também denominada de “quociente microbiano”, tem sido considerada como boa indicadora das alterações dos processos no solo (Anderson & Domsch, 1989). Solos que exibem valores maiores ou menores poderiam expressar a ocorrência, respectivamente, de acúmulo ou perda de carbono do solo. Jenkinson & Ladd (1981), por sua vez, citam 2,2% como sendo o nível no qual estaria ocorrendo equilíbrio em solos cultivados.

O quociente microbiano pode informar a qualidade da matéria orgânica. Um sistema sob condições desfavoráveis é incapaz de utilizar totalmente o carbono, como poderia ocorrer em condições favoráveis. Nesse caso, a relação $C_{BMS}:C_{org}$ diminui. Ao contrário, com a adição de matéria orgânica de boa qualidade, a massa microbiana pode aumentar rapidamente, mesmo se os níveis do carbono orgânico permanecem inalterados (Wardle, 1994).

Quanto maior for essa relação, maior a eficiência dos microorganismos em fixar o carbono do solo. Essa maior eficiência de conversão de carbono do solo em carbono microbiano é encontrada em matéria orgânica de boa qualidade (Barbosa, 2010).

As mudanças na relação $C_{BMS}:C_{org}$ reflete o padrão de entrada de matéria orgânica nestes solos, a eficiência da conversão do carbono microbiano, as perdas do carbono do solo e a estabilização do C_{org} pela fração mineral do solo (Sparling, 1992). O nível da relação $C_{BMS}:C_{org}$ pode indicar se o carbono está em equilíbrio, se está acumulando ou diminuindo (Anderson & Domsch, 1989; Insam, 1990).

Em muitos solos e ecossistemas não perturbados, assume-se a existência de um estado de equilíbrio, sendo que a quantidade de carbono fixada anualmente pela fotossíntese é contrabalanceada por quantidade similar de carbono liberada para a atmosfera na forma de CO_2 (Assad, 1997).

Em trabalho desenvolvido na Nova Zelândia, Sparling (1992) observou uma relação $C_{BMS}:C_{org}$ maior em pastagens, quando comparadas com florestas nativas ou exóticas. No Brasil, em experimento realizado por Geraldtes et al. (1995), na Amazônia, a relação $C_{BMS}:C_{org}$ foi mais elevada em pastagem de quatro anos do que na mata natural. No entanto, com o aumento do tempo de estabelecimento da pastagem, os autores observaram um decréscimo na relação, indicando redução da participação do carbono da biomassa microbiana em relação ao carbono orgânico total.

Alvarenga et al. (1999) estudando solos de Cerrado sob diferentes usos concluíram que o ecossistema natural de Cerrado apresentou maior teor de C_{BMS} e maior relação $C_{BMS}:C_{org}$, indicando maior equilíbrio natural em termos de desenvolvimento

das plantas. Carneiro et al. (2009), observaram que nos solos cultivados, o C_{BMS} e a relação $C_{BMS}:C_{org}$ foram reduzidas, em relação ao Cerrado.

II.1.1.3.4. Nitrogênio da Biomassa Microbiana (N_{BMS})

O nitrogênio da matéria viva encontra-se principalmente nas plantas, sendo representado por 94% do total, outros 4% estão na microbiota e 2% nos animais. Estima-se que o nitrogênio da matéria orgânica do solo varia entre 3.10^{17} a $5,5.10^{17}$ g de N; sendo $1,5.10^{15}$ g de N_{BMS} e $1,0.10^{15}$ g de nitrogênio orgânico no solo (Moreira & Siqueira, 2002). Assim, o solo representa o principal reservatório de ligação entre os componentes da biosfera (Rochette & Angers, 1999).

A transformação do nitrogênio orgânico encontrado nos horizontes superficiais, em um determinado período, é influenciada pelos fatores que controlam o crescimento e atividade microbiana no solo, como a natureza dos resíduos, a temperatura, o pH, umidade e a aeração (Dao, 1998). O revolvimento estimula o desenvolvimento de microrganismos e os processos oxidativos do solo (Brelund & Eltun, 1999).

A mineralização do nitrogênio orgânico do solo pode ser utilizada como um indicador potencial de disponibilidade do nitrogênio às culturas (Vetterlein & Hüttl, 1999). O rápido retorno de nitrogênio no solo pelos microrganismos contribui no processo de mineralização e é considerado relevante para a manutenção de ecossistemas naturais (Puri & Ashman, 1998; Jenkinson et al., 2004).

A biomassa microbiana é um componente importante do nitrogênio potencialmente mineralizável. Portanto, quanto maior o conteúdo de nitrogênio na biomassa microbiana, mais rápida será a sua reciclagem (Cochran et al., 1988).

II.1.1.3.5. Nitrogênio Total (N_t)

Embora o nitrogênio seja um dos elementos mais difundidos na natureza, ele praticamente não existe nas rochas que dão origem aos solos. Assim, pode-se considerar que a fonte primária do elemento no solo é o nitrogênio do ar (Raij, 1991).

O nitrogênio do ar, na sua forma mais estável e elementar (N_2), pode ser transferido para o solo, em condições naturais, através da transformação do N_2 em óxidos, por fatores atmosféricos e também pode ocorrer pela fixação direta por microrganismos do solo.

Segundo Stevenson (1982), o valor médio de nitrogênio atmosférico incorporado anualmente, para os solos do mundo, foi estimado em $12,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, sendo $9,2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ proveniente da fixação biológica.

No solo, o nitrogênio existe predominantemente em formas orgânicas, que refletem a diversidade de compostos orgânicos existentes nas plantas e microorganismos do solo. O húmus apresenta, de maneira genérica, proteínas, aminoácidos livres, amino açúcares e outros compostos nitrogenados não identificados (Raij, 1991).

O nitrogênio é um dos nutrientes requeridos em maior quantidade pelas plantas. Apesar de existir em grande quantidade na forma de N_2 -atmosférico, a fonte de nitrogênio para as plantas não-simbióticas é o solo. No solo, segundo Bremner (1965) e Fassbender (1975), o nitrogênio encontra-se, em sua maior parte (85-95%), sob a forma orgânica e, em pequena proporção (5-15%), sob a forma mineral (nitrato - NO_3^- , nitrito - NO_2^- e amônio - NH_4^+), sendo o NO_3^- a forma predominante utilizada pelos vegetais. Com a predominância da forma orgânica de nitrogênio, solos com alto teor de matéria orgânica apresentam alto potencial de suprimento de nitrogênio para as culturas.

Conceitualmente há duas fontes gerais de nitrogênio do solo disponível para as plantas. Uma delas seria o nitrogênio inorgânico, representado pelos teores de amônio e nitrato existentes no solo e ao alcance das raízes no momento necessário. A outra fonte é a matéria orgânica, que libera o nitrogênio inorgânico por mineralização (Raij, 1991).

De acordo com Silva & Mendonça (2007), cerca de 95% do nitrogênio do solo está associado à matéria orgânica. Porém, a avaliação da disponibilidade de nitrogênio para as culturas não deve basear-se somente no teor de nitrogênio, mas também na relação C/N.

A maioria dos solos tem relação C/N muito alta, fator que pode diminuir a disponibilidade de nitrogênio para as plantas, devido este nitrogênio encontrar-se em formas não disponíveis (Blomback et al., 2003).

A ação dos microorganismos imobiliza e mineraliza a matéria orgânica transformando de 2 a 5% do nitrogênio orgânico em nitrogênio mineral. O carbono e nitrogênio da biomassa microbiana dos solos são muitos mais sensíveis em detectar mudanças no solo, devido ao manejo, quando comparados com os teores totais de carbono e nitrogênio (Barbosa, 2010).

Weber & Mielniczuk (2009), relatam que como o acúmulo de nitrogênio total no solo ocorre lentamente, são necessários experimentos de longa duração para a

observação do impacto de práticas de manejo do solo, sobre a disponibilidade e acúmulo desse nutriente no solo.

II.1.1.3.6. Relação $N_{BMS}:N_{total}$

A eficiência de conversão do nitrogênio do solo em nitrogênio microbiano pode ser obtida pela relação $N_{BMS}:N_{total}$ (N da biomassa microbiana e N total do solo). Quanto maior for essa relação, maior será a capacidade do solo em imobilizar o nitrogênio disponível em sua biomassa, representando uma fração lábil desse nutriente para as plantas (Barbosa, 2010).

As relações $C_{BMS}:C_{org}$ e $N_{BMS}:N_{total}$ expressam a eficiência da biomassa microbiana em imobilizar carbono e nitrogênio em função da qualidade nutricional da matéria orgânica.

II.1.1.3.7. Respiração Basal (Rb)

A respiração basal ou atividade respiratória da biomassa microbiana de um solo representa a atividade metabólica da massa de microrganismos deste solo (Barbosa, 2010).

Segundo Moreira & Siqueira (2006), a respiração basal representa a oxidação da matéria orgânica por organismos aeróbios do solo, que utilizam O_2 como acceptor final de elétrons, até CO_2 , podendo ser avaliada tanto pelo consumo de O_2 como pela produção de CO_2 .

A medida da taxa respiratória ou atividade microbiana, determinada pela produção de CO_2 oriundo da respiração de microrganismos heterotróficos aeróbicos durante a oxidação de compostos orgânicos, é uma das mais utilizadas para a avaliação da atividade da microbiota do solo (Kennedy & Smith, 1995).

A atmosfera do solo apresenta uma concentração de CO_2 entre 10 e 100 vezes maior que a atmosfera da superfície, sendo observado o inverso com o teor de O_2 . Essas diferenças são devido à respiração dos microrganismos e raízes, que consomem O_2 e eliminam CO_2 . O crescimento e a atividade da microbiota do solo são governados pelas alterações na constituição do ar do solo, pois CO_2 e O_2 são necessários ao crescimento (Tsai et al., 1992).

Avaliações da respiração microbiana em laboratório têm a vantagem de eliminar organismos da mesofauna e partes da planta que poderiam mascarar as avaliações

(Kelting et al., 1998). Além disto, a temperatura e teor de água podem ser facilmente controlados, permitindo simulações do ambiente natural.

A liberação de CO₂ é provocada pela atividade biológica (Carter, 1986 e Follet & Schimel, 1989) que, por sua vez, está relacionada diretamente com o carbono do solo e, ou, da biomassa microbiana (Hendrix et al., 1988).

II.1.1.3.8. – Quociente Metabólico ($q\text{CO}_2$)

O quociente metabólico, ($q\text{CO}_2$) representa a quantidade de C-CO₂ liberada em um determinado tempo, por unidade de carbono microbiano, ou seja, é um quociente que quantifica o quanto de carbono se perde na forma CO₂ pela biota do solo, para incorporar carbono orgânico em seu tecido celular (Barbosa, 2010).

Para Insam & Domsch (1988), a respiração microbiana por unidade de biomassa microbiana diminui em sistemas mais estáveis. Por outro lado, a incorporação de resíduos de culturas ao solo aumenta o $q\text{CO}_2$ (Ocio & Brookes, 1990).

Anderson & Domsch (1993) propuseram a determinação do quociente metabólico como componente relevante na avaliação dos efeitos ambientais e antropogênicos sobre a atividade microbiana no solo. De fato, trabalhando em solos sob floresta, Gama-Rodrigues et al. (1997) verificaram que o quociente metabólico foi um indicador sensível para estimar o potencial de decomposição da matéria orgânica.

Em sistemas convencionais de produção, o revolvimento sistemático do solo contribui para provocar perturbações promotoras de estresse na população microbiana e, uma vez que as adições de carbono nesses sistemas são menores, os microrganismos terminam por consumir o carbono orgânico do solo, causando sua redução. Nesse sentido, maiores valores de quociente metabólico indicam que a população microbiana está consumindo mais carbono oxidável para a sua manutenção (Anderson & Domsch, 1993).

Deve-se levar em consideração que apenas de 12 a 30 % da biomassa microbiana do solo é catabolicamente ativa (Mac Donald, 1986) e que o restante dos microrganismos do solo ocorre em formas latentes ou inativas, com baixa atividade metabólica (Moreira & Siqueira, 2002), o que pode causar dificuldades adicionais na interpretação dos resultados do quociente metabólico, já que em seu cálculo é levado em conta o teor total de carbono da biomassa microbiana do solo.

Monteiro & Gama-Rodrigues (2004), concluíram que o quociente metabólico foi um indicador de estresse para a biomassa microbiana. Através desse indicador é

possível apontar o metabolismo dos microrganismos e a quantidade de energia que eles necessitam para manter sua atividade metabólica em relação à energia necessária para a síntese da biomassa. Pereira et al. (2007), evidenciaram o potencial de utilização do atributo quociente metabólico como indicador de qualidade do solo e da sustentabilidade agrícola.

II.2. Água

Os conceitos atuais de gerenciamento de recursos hídricos estabelecem que a água é um bem escasso, dotado de valor econômico e que a gestão dos recursos hídricos deve proporcionar o uso múltiplo das águas.

No Brasil, os fundamentos e princípios para gestão dos recursos hídricos são definidos pela Lei nº 9.433 de 1997 (Diário Oficial, 1997), que estabelece que os diferentes setores usuários possuam igualdade de direito ao seu acesso, com exceção do uso para abastecimento humano e dessedentação animal, fatores que possuem prioridade sobre os demais usos.

A gestão dos recursos hídricos, em conformidade com a legislação vigente, necessita de recursos humanos, financeiros, bem como de conhecimentos sobre os recursos hídricos e dos fundamentos e instrumentos de gestão indicados em Lei. Tudo isso em conjunto é essencial para a implementação de uma política apropriada ao uso dos recursos hídricos no Brasil (Pereira, 2006).

A qualidade da água é representada por um conjunto de características, geralmente mensuráveis, de natureza química, física e biológica. Desse modo, as características físicas e químicas da água devem ser mantidas dentro de certos limites, os quais são representados por padrões de valores orientadores da qualidade de água, dos sedimentos e da biota.

Uma amostra de água pode ter sua qualidade influenciada por componentes provenientes de causa natural ou por substâncias lançadas nos corpos hídricos pela ação antrópica, em decorrência da ocupação e uso das terras, que podem resultar em sérios problemas na qualidade de água, que demandam investigações e investimentos para sua recuperação (Bilich, 2007).

Essas características mensuráveis de natureza química, física e biológica, em casos de análise de qualidade de água, são comparadas a parâmetros de qualidade que indicam impurezas quando os resultados alcançam valores superiores aos estabelecidos para determinado uso.

II.2.1. Parâmetros de Qualidade da Água

A água é uma substância fundamental à vida composta por diversos elementos naturais e outros inseridos pela ação antrópica, que influenciam diretamente na sua qualidade. Seus múltiplos usos são indispensáveis a um largo espectro das atividades humanas, onde se destacam o abastecimento público e industrial, a irrigação agrícola, a produção de energia elétrica e as atividades de lazer e recreação, bem como a preservação da vida aquática.

A crescente expansão demográfica e industrial observada nas últimas décadas trouxe como consequência o comprometimento das águas dos rios, lagos e reservatórios. A falta de recursos financeiros e planejamento nos países em desenvolvimento têm agravado esse problema pela impossibilidade da aplicação de medidas corretivas para evitar a sua contaminação.

Bolin & Cook (1983) observaram que as maiores e mais significativas rotas de contaminação são ocasionadas por emissões diretas e indiretas dos esgotos tratados e não-tratados, escoamento superficial da água em áreas de ocupação urbana e rural, e pelo processo de lixiviação do solo. A poluição decorre de uma mudança na qualidade física, química ou biológica da água, causada por atividades antrópicas, que podem ser prejudiciais ao uso do recurso hídrico.

A qualidade da água pode ser caracterizada por diversos parâmetros, os quais representam suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Esses parâmetros avaliam a qualidade da água pelo seu grau de impureza e determina os índices de qualidade para cada tipo de uso.

Há diversas metodologias que ponderam esses parâmetros e caracterizam a qualidade da água. Uma delas é denominada de Índice de Qualidade da Água (IQA) e por meio desse índice, é possível estabelecer classes e padrões de qualidade, possibilitando o enquadramento dos cursos d'água em relação à qualidade das suas águas (Toledo & Nicolella, 2002).

Outra metodologia, que utiliza as características microbiológicas das águas, é a Técnica do Número Mais Provável (NMP), que estima a densidade de microorganismos viáveis em água e alimentos. Segundo a teoria estatística, o número de organismos por unidade de volume teria maior probabilidade de representar o número real de microorganismos do que qualquer outro número da amostra analisada (APHA, 1995).

Existem 33 parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados em laboratório que são utilizados na determinação da qualidade da água. Desses 33

parâmetros, apenas nove compõem o Índice da Qualidade das Águas (IQA), com seus respectivos pesos, segundo CETESB (2008). São eles: Oxigênio Dissolvido (OD, 0,17), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DQO_{5,20}, 0,10), Coliformes Fecais (0,15), Temperatura da água (0,10), pH da água, Nitrogênio total (0,10), Fósforo Total (0,10), Resíduo Total (0,08) e Turbidez (0,08). A interação entre eles numa amostra de água constitui o ponto de partida para a avaliação da qualidade da água (Toledo & Nicolella, 2002).

Várias técnicas para elaboração do IQA têm sido usadas, sendo a mais empregada aquela desenvolvida pela *Nacional Sanitation Foundation Institution* dos Estados Unidos, usada em alguns estados brasileiros e na Inglaterra. Este índice foi desenvolvido a partir de pesquisas de opinião junto a vários especialistas da área ambiental, que selecionaram os parâmetros relevantes e seus respectivos pesos relativos e a condição em que se apresenta cada parâmetro (ANA, 2005).

A Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental – CETESB, do Estado de São Paulo, utiliza dois índices, um intitulado de Índice de Preservação da Vida Aquática – IVA e o outro chamado de Índice de Qualidade da Água – IQA. Atualmente 11 estados brasileiros utilizam o IQA da CETESB como indicador da condição de qualidade dos corpos d'água. No Distrito Federal a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB utiliza parâmetros diferenciados dos outros estados para medir o IQA, o que impossibilita o enquadramento dos corpos d'água do DF e a comparação da qualidade das suas águas do em relação aos demais estados brasileiros.

Para o cálculo do IQA a seguinte fórmula é utilizada:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

onde:

IQA : Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

q_i : qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, em função de sua concentração ou medida

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade

n : número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, conforme tabela 1:

Tabela 1: Nível de qualidade das águas em relação ao IQA.

Nível de Qualidade	Ponderação
Excelente	$90 < \text{IQA} \leq 100$
Bom	$70 < \text{IQA} \leq 90$
Médio	$50 < \text{IQA} \leq 70$
Ruim	$25 < \text{IQA} \leq 50$
Muito Ruim	$0 < \text{IQA} \leq 25$

No DF a CAESB usa um Índice de Qualidade de Água formulado pelo *Scottish Development Department* e adaptado pela Divisão de Monitoramento da Qualidade de água de acordo com a Resolução nº 20 do CONAMA, de 18/06/1986 (Ministério do Meio Ambiente – Governo Federal) para as águas provenientes diretamente dos pontos de captação. O IQA utilizado pela CAESB é calculado por meio de uma equação empírica aritmética simples, que utiliza os seguintes parâmetros e seus respectivos pesos: coliformes fecais (0,2), turbidez (0,15), cor (0,1), amônia (0,15), ferro (0,15), cloreto (0,1), pH (0,05) e Demanda Química de Oxigênio - DQO (0,1) (Sabbag, 2003).

Esses índices contemplam um grau de subjetividade, pois dependem da escolha das variáveis físicas, químicas e biológicas que constituirão os indicadores principais das alterações da qualidade de água. Índices baseados em técnicas estatísticas favorecem a determinação dos indicadores mais característicos do corpo de água em estudo, embora não permitam generalizações para todos os corpos de água, já que cada sistema hídrico, em princípio, possui sua característica peculiar. Por outro lado, como instrumento de avaliação ao longo do tempo ou do espaço, estes índices permitem acompanhar as alterações ocorridas no eixo hidrográfico (Toledo & Nicolella, 2002).

É importante considerar que a qualidade das águas muda ao longo do ano em função de fatores meteorológicos e da eventual sazonalidade de lançamentos poluidores

e das vazões. Por isso, é importante estabelecer uma metodologia confiável para que as informações não sejam ocultadas (ANA, 2005).

A boa gestão da água deve ser objeto de um plano que contemple os múltiplos usos desse recurso, desenvolvendo e aperfeiçoando as técnicas de utilização, tratamento e recuperação dos mananciais (ANA, 2005).

Para se avaliar a qualidade ambiental da água como um todo é preciso obter informações que estejam integradas entre os fatores bióticos e abióticos que regem o funcionamento do ecossistema. Para que isso seja possível, faz-se uso dos parâmetros citados a seguir.

II.2.1.1. Atributos Físicos de Qualidade da Água

II.2.1.1.1. Turbidez

A turbidez é a presença de partículas de sujeira, barro e areia, que retiram o aspecto cristalino da água, deixando-a com uma aparência túrbida e opaca. Ela mede o grau de atenuação da intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, em razão da presença de sólidos em suspensão (algas, bactérias e outros) e partículas inorgânicas como areia, silte e argila (ANA, 2005).

É um bom indicativo de problemas relacionados à erosão dos solos, presença de efluentes industriais, esgotos domésticos e dejetos animais.

Durante períodos chuvosos, pode ocorrer o aumento da turbidez das águas devido ao processo erosivo nas margens dos rios, evidenciando um possível mau uso do solo, onde há ausência de vegetação. Os esgotos sanitários e diversos efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas.

O aumento da turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas, o que reduz a quantidade de plantas e conseqüentemente a produtividade de peixes, sendo assim é um fator que influencia as comunidades biológicas aquáticas (CETESB, 2008).

II.2.1.1.2. Sólidos em Suspensão

A carga de sólidos em suspensão de uma amostra de água é constituída por matéria orgânica, metais e outros composto, com exceção dos gases dissolvidos (IGAM, 2008).

Os sólidos são classificados de acordo com o seu tamanho e características químicas. Em função do método de análise escolhido e de suas características, os sólidos em suspensão, em uma amostra de água, têm designações distintas (IGAM, 2008). A unidade de medição normal para o teor de sólidos não dissolvidos é o peso de sólidos filtráveis, expresso em mg.L^{-1} de matéria seca. Dos sólidos filtrados pode ser determinado o resíduo calcinado (em % de matéria seca), que é considerado uma medida da parcela da matéria mineral. O restante indica como matéria volátil, a parcela de sólidos orgânicos (IGAM, 2008).

As águas podem apresentar quantidades mais ou menos elevadas de sólidos, quantificados em termos de concentração mg.L^{-1} . Esses sólidos podem ser provenientes de dissolução de rochas, deposição da matéria orgânica, carreamento natural de sedimentos, processos erosivos e ação antrópica (despejos industriais e sanitários, agricultura, entre outros).

A quantidade de sólidos nas águas é sazonal, variando muito do período seco para o período chuvoso, dependendo, principalmente, do tipo do solo, da intensidade das chuvas, do tipo de uso e ocupação da bacia hidrográfica, e do tipo de cobertura vegetal (ANA, 2005).

Em linhas gerais, as operações de secagem, calcinação e filtração são as que definem as diversas frações de sólidos presentes na água (sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis) (CETESB, 2008).

A sedimentação de sólidos no leito de um rio pode destruir organismos que fornecem alimentos ou danificar os leitos de desova de peixes. Podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbica. Altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados às tendências de corrosão em sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas.

II.2.1.1.3. Cor

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico. Dentre os colóides orgânicos podemos mencionar os ácidos húmicos e fúlvicos, substâncias naturais resultantes da decomposição parcial de compostos orgânicos presentes em folhas, dentre outros substratos (CETESB, 2008).

Há também compostos inorgânicos capazes de possuir as propriedades e provocar os efeitos de matéria em estado coloidal. Os principais são os óxidos de ferro e manganês, que são abundantes em diversos tipos de solo. Alguns outros metais presentes em efluentes industriais conferem-lhes cor, mas em geral, íons dissolvidos pouco ou quase nada interferem na passagem da luz (CETESB, 2008).

II.2.1.1.4. Temperatura

A temperatura é um fator que influencia praticamente todos os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem na água.

A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físico-químicos. Em geral, à medida que a temperatura aumenta de 0 a 30°C, a viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto que a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam as solubilidades com a elevação da temperatura. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo (CETESB, 2008). A temperatura da água também pode influir no retardamento ou aceleração da atividade biológica e na absorção de oxigênio (Von Sperling, 1996).

As variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (CETESB, 2008).

II.2.1.2. Atributos Químicos de Qualidade da Água

II.2.1.2.1. Nitrogênio (Amônia e Nitrato)

O nitrogênio pode ser encontrado nas águas em formas reduzidas (nitrogênio orgânico e amônia) e oxidadas (nitrito e nitrato) que podem determinar a idade da poluição, ou seja, se em uma amostra de água houver predominância das formas reduzidas, o foco de poluição se encontra próximo, caso contrário, se prevalecerem as formas oxidadas a fonte de poluição está longe (CETESB, 2008).

Os compostos de nitrogênio, na forma orgânica ou de amônia, referem-se à poluição recente, enquanto que o nitrito e o nitrato, à poluição mais remota. Assim, a determinação da parcela predominante de nitrogênio presente nas águas de um determinado corpo d'água, pode fornecer informações importantes quanto ao seu estágio de poluição (Von Sperling, 1996).

O nitrogênio excedente de áreas de produção agrícola pode ser emitido na atmosfera na forma de amônia ou óxido de nitrogênio, transportado para as águas superficiais ou subterrâneas, na forma de nitrato e em menor quantidade como íon amônia ou compostos nitrogenados orgânicos dissolvidos (Ávila, 2005).

O nitrato é a principal forma de nitrogênio encontrada nas águas. Concentrações de nitratos superiores a 5 mg.L^{-1} demonstram condições sanitárias inadequadas, pois a principal fonte de nitrogênio, o nitrato, são decorrentes de dejetos humanos e animais. Os nitratos estimulam o desenvolvimento de plantas, sendo que organismos aquáticos, como algas, florescem na presença destes e, quando em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado, processo denominado de eutrofização. Em grandes quantidades, o nitrato pode provocar nos seres humanos, a doença denominada de metemoglobinemia, também conhecida com Síndrome do Sangue Azul (IGAM, 2008).

O nitrito é uma forma química do nitrogênio, normalmente encontrada em quantidades diminutas nas águas superficiais, pois o nitrito é instável na presença do oxigênio, ocorrendo como uma forma intermediária. O íon nitrito pode ser utilizado pelas plantas como uma fonte de nitrogênio. A presença de nitritos em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica (IGAM, 2008).

Amônia é uma substância tóxica não persistente e não cumulativa e, sua concentração, que normalmente é baixa, não causa nenhum dano fisiológico aos seres humanos e animais. Grandes quantidades de amônia podem causar falta de oxigênio para peixes (IGAM, 2008).

II.2.1.2.2. Potencial Hidrogeniônico (pH)

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido aos seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Normalmente, a condição de pH que corresponde à formação de um ecossistema mais diversificado e a um tratamento mais estável é a de neutralidade, tanto em meios aeróbios como nos

anaeróbios. O decréscimo no valor do pH, a princípio, funciona como indicador de desequilíbrio (CETESB, 2008).

Além de afetar os ecossistemas aquáticos, o pH pode interferir indiretamente para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados ou exercer efeito sobre a solubilidade de nutrientes.

II.2.1.2.3. Alcalinidade

É a quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. Os principais constituintes da alcalinidade são os bicarbonatos, carbonatos e os hidróxidos. As origens naturais da alcalinidade são a dissolução de rochas e as reações do dióxido de carbono (CO_2), resultantes da atmosfera ou da decomposição da matéria orgânica, com a água. Além desses, os despejos industriais são responsáveis pela alcalinidade nos cursos d'água. Esta variável deve ser avaliada por ser importante no controle do tratamento de água, estando relacionada com a coagulação, redução de dureza e prevenção da corrosão em tubulações (IGAM, 2008).

II.2.1.2.4. Condutividade Elétrica

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. É determinada de acordo com a concentração de íons e pela temperatura. Indica a quantidade de sais existentes na coluna de água. O parâmetro condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram na bacia de drenagem ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração e esgotos (CETESB, 2008).

II.2.1.2.5. Cloreto

O cloreto, que é o ânion Cl^- , pode estar presente em águas subterrâneas, presentes em solos e rochas, ou nas águas superficiais. Nesse último caso, uma das fontes de cloreto podem ser descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele pela urina cerca 6g de cloreto por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam a 15 mg.L^{-1} . Outras fontes de cloreto são os efluentes industriais, águas com altos níveis de cloreto nas regiões costeiras, adição de cloro puro ou em solução no tratamento de água, que elevam o nível de cloreto, resultante das reações de dissociação do cloreto com a água (CETESB, 2008).

O cloreto provoca sabor "salgado" na água, sendo o cloreto de sódio o mais restritivo por provocar sabor em concentrações da ordem de 250 mg.L^{-1} . No caso do cloreto de cálcio, o sabor só é perceptível em concentrações de cloreto superior a 1000 mg.L^{-1} .

Os cloretos podem ser usados como indicadores da contaminação por esgotos sanitários, porém o teste de coliformes fecais é mais preciso para esta função.

Podem interferir no tratamento anaeróbio de efluentes industriais e provocar corrosão em estruturas hidráulicas como, por exemplo, em emissários submarinos para a disposição oceânica de esgotos sanitários (CETESB, 2008).

II.2.1.2.6. Fósforo Total

O fósforo é originado naturalmente da dissolução de compostos do solo e da decomposição da matéria orgânica. A origem antropogênica provém principalmente dos despejos domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes (IGAM, 2008).

O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes. Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de um detergente, por exemplo. Os ortofosfatos, por outro lado, são representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas. Os polifosfatos ou fosfatos condensados são polímeros de ortofosfatos. No entanto, esta terceira forma não é muito importante nos estudos de controle de qualidade das águas, porque os polifosfatos sofrem hidrólise se convertendo rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais (CETESB, 2008).

O fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos. A presença de fósforo nos corpos de água desencadeia o desenvolvimento de algas ou outras plantas aquáticas desagradáveis, principalmente em reservatórios ou águas paradas, podendo conduzir ao processo de eutrofização (IGAM, 2008).

II.2.1.2.7. Ferro Total

O ferro ocorre principalmente em águas subterrâneas na forma de carbonato ferroso que é solúvel e frequentemente é encontrado em águas de poços contendo elevados níveis de concentração de ferro. Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens.

Nas águas tratadas para abastecimento público, o emprego de coagulantes à base de ferro, provoca elevação em seu teor. Apesar de não promover toxidez, o excesso de ferro pode conferir cor e sabor à água, provocar manchas em roupas e utensílios sanitários e também traz o problema do desenvolvimento de depósitos em canalizações e de ferro-bactérias, provocando a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição (CETESB, 2008).

II.2.1.3. Atributos Biológicos de Qualidade da Água

II.2.1.3.1. Coliformes Totais

O grupo de coliformes totais constitui-se em um grande grupo de bactérias que têm sido isoladas e analisadas em amostras de águas e solos poluídos e não-poluídos, bem como de fezes de seres humanos e outros animais de sangue quente (IGAM, 2008).

II.2.1.3.2. Coliformes Fecais

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os grupos *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwinia* e *Enterobactéria*. Todas as bactérias coliformes são gram-negativas manchadas, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e ocorrem, também, como constituintes da microbiota do solo (ANA, 2005).

As bactérias coliformes fecais termotolerantes reproduzem-se ativamente a 44,5°C e são capazes de fermentar o açúcar. Por isso, o uso das bactérias coliformes termotolerantes para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme total, porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente (IGAM, 2008).

A determinação dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microrganismos patogênicos responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, desintéria bacilar e cólera (CETESB, 2008).

II.3. Geoprocessamento

O geoprocessamento pode ser definido como sendo o conjunto de tecnologias destinadas à coleta e tratamento de informações espaciais, assim como o

desenvolvimento de novos sistemas e aplicações, com diferentes níveis de sofisticação. Em linhas gerais, o termo geoprocessamento pode ser aplicado a profissionais que trabalham com cartografia digital, processamento digital de imagens e sistemas de informações geográficas. Segundo Rodrigues (1993), geoprocessamento é um conjunto de tecnologias de coleta, tratamento, manipulação e apresentação de informações espaciais voltado para um objetivo específico. Esse conjunto possui como principal ferramenta o GIS (Geographical Information System) ou SIG (Sistema de Informações Geográficas).

II.3.1. Sistema de Informações Geográficas

Um sistema de informações geográficas (SIG) pode ser definido como um sistema destinado à aquisição, armazenamento, manipulação, análise e apresentação de dados referidos espacialmente na superfície terrestre, integrando sistemas de processamento de imagens, sistemas de análise estatística, sistemas de gerenciamento de banco de dados, sistemas de digitalização de mapas, sistemas de análise geográfica e sistemas de visualização cartográfica. Essa tecnologia automatiza tarefas até então realizadas manualmente e facilita a realização de análises complexas, através da integração de dados de diversas fontes.

O SIG é uma base de dados digitais georreferenciados que utiliza coordenadas espaciais comuns como meio primário de referência e requer recursos como: entrada de dados a partir de mapas, fotografias aéreas, imagens de satélite, levantamento de campo, GPS e outras fontes; armazenamento, recuperação e busca de dados; transformação de dados, análise e modelagem, incluindo estatística espacial; e comunicação de dados, através de mapas, relatórios e planos.

Segundo Moreira (2003), um SIG é composto por cinco componentes independentes, porém interligados. Os componentes do SIG são as interfaces, entrada e integração de dados, funções de consulta e análise espacial, visualização e plotagem, e banco de dados geográficos.

O grande apelo do SIG surge da sua habilidade em integrar grandes quantidades de informação sobre o ambiente e prover um repertório poderoso de ferramentas analíticas para explorar estes dados. Com esse sistema, é possível formar dúzias ou centenas de camadas de mapas com informações sobre redes de transporte, hidrografia, características de população, atividade econômica, jurisdições políticas, e outras características dos ambientes naturais e sociais. Um sistema valioso para o planejamento

urbano, administração de recursos ambientais, administração de riscos, planejamento de emergência, e assim por diante. A habilidade em separar informação em camadas, e então combiná-las com outras camadas de informação é a razão pela qual o SIG oferece tão grande potencial como ferramenta de pesquisa e apoio à tomada de decisão.

O objetivo geral de um SIG é servir de instrumento eficiente para todas as áreas do conhecimento que fazem uso de informações georreferenciadas, possibilitando integrar em uma única base de dados, representações de vários aspectos do estudo de uma região, tais como solos, geologia, hidrografia, declividade, entre outros (Rosa & Brito, 1996).

O desenvolvimento do SIG tem se baseado em inovações que ocorreram em disciplinas distintas como: Geografia, Cartografia, Fotogrametria, Sensoriamento Remoto, Topografia, Geodésia, Estatística, Computação, Inteligência Artificial e outros ramos das Ciências Sociais, Ciências Naturais e Engenharias. Portanto, o SIG serve como um instrumento eficiente para todas as áreas do conhecimento que fazem uso de mapas, possibilitando: integrar em uma única base de dados informações representando vários aspectos do estudo de uma região; permitir a entrada de dados de diversas formas; combinar dados de diferentes fontes, gerando novos tipos de informações; e, gerar relatórios e documentos gráficos de vários tipos.

O SIG deve ser visto como um processo para tomadas de decisão. O modo como os dados são inseridos, armazenados e analisados dentro de um SIG deve refletir a maneira pela qual a informação será usada para uma pesquisa específica ou tarefa de tomada de decisão.

Os SIG's incluem-se no ambiente tecnológico que se convencionou chamar de geoprocessamento, cuja área de atuação envolve a coleta e o tratamento da informação espacial, assim como o desenvolvimento de novos sistemas e aplicações. A tecnologia ligada ao geoprocessamento envolve *hardware* (equipamentos) e *software* (programas) com diversos níveis de sofisticação, destinados à implementação de sistemas com fins didáticos, de pesquisa acadêmica ou aplicações profissionais e científicas nos mais diversos ramos das geociências (Teixeira et al., 1992).

Nos dias atuais, dezenas de sistemas de *software* SIG oferecem capacidades para tomada de decisão. O grande número disponível às vezes torna difícil o discernimento das diferenças entre os sistemas, as potencialidades e as limitações de forças de cada um. O ponto importante para se lembrar é que, há muitos tipos diferentes de sistemas de *software* SIG, assim como processos para tomada de decisão.

Frequentemente, sistemas de *software* SIG são especializados em apoiar certos tipos de tomadas de decisão. Eles são melhorados para satisfazer necessidades específicas de planejamento demográfico, planejamento de transporte, análise de recursos ambientais, planejamento urbano, e assim por diante. Estes sistemas podem responder bem a problemas individuais, mas eles também são limitados. Um SIG projetado com propósitos especiais para planejamento e manutenção de aeroportos, por exemplo, não serve bem para modelagem demográfica.

O ArcGIS é um *software* desenvolvido pela empresa Environmental Systems Research Institute (ESRI), para efetuar análises em ambiente de SIG, trata-se de um dos Sistemas de Informação Geográfica mais populares do mundo. O ArcView torna muito fácil a integração de dados possibilitando acessar registros de bases de dados e visualizá-los em mapas.

O ArcGIS é um SIG desktop com uma interface gráfica fácil de utilizar, que permite carregar dados espaciais e tabulares, para poder visualizar em mapas, tabelas e gráficos. Inclui ainda as ferramentas necessárias para consulta e analisar os dados, bem como apresentá-los em mapas de elevada qualidade.

Todas as atividades no âmbito do ArcGIS estão organizadas sob um Project, o qual pode estar constituído por uma série de Views, Tables, Charts, Layouts, e Scripts . Scripts são programas na linguagem Avenue (linguagem de programação do ArcGIS).

O ArcGIS é utilizado por profissionais da administração local ou regional na área do planejamento e ordenamento do território e cadastro, na área do mercado imobiliário para a localização de novos pólos de desenvolvimento comercial, na área do marketing e publicidade, empresas de serviços na procura de potenciais clientes, serviços de urgência, estudos demográficos, bancos, logística, energia, recursos hídricos, análise de redes, telecomunicações, defesa, entre outros .

II.3. 2. Sensoriamento Remoto

Segundo Meneses (2001), sensoriamento remoto é o conjunto de técnicas relacionadas à aquisição, processamento, análise e interpretação de imagens obtidas de qualquer objeto ou fenômeno da superfície terrestre, ou mesmo planetária, sem que haja um contato físico de qualquer espécie entre o sensor e o objeto. Também pode ser definido como a medição e o registro da radiação eletromagnética refletida ou emitida da superfície terrestre e da atmosfera e as relações de tais medidas com a natureza e distribuição dos materiais.

O sensoriamento remoto utiliza instrumentos, chamados de sensores, que são capazes de receber e responder a um estímulo ou sinal (elétrico, químico, físico e magnético). Esses sensores que captam a energia radiada pelos alvos e convertem essa energia em registros de imagens digitais que permitem leituras e interpretações dos dados coletados.

Os sensores possuem características que permitem medir a intensidade da radiação eletromagnética refletida dos diferentes materiais observados (vegetação, relevo, solo, água, rocha, entre outros), a partir de bandas espectrais (visível, infravermelho refletido, infravermelho termal e microondas) nos diferentes comprimentos de onda do espectro. Dessa forma é possível representar e identificar formas com um detalhamento maior que a visão do homem. Um objeto com alta intensidade de reflectância em determinado comprimento de onda será codificado na imagem preto e branco, correspondente àquela banda espectral, com um tom de cinza-claro, os objetos com baixa intensidade, ou seja, que absorva toda ou a maior parte da radiação aparecerá em tons de cinza-escuro (Meneses, 2001).

Em sensoriamento remoto são utilizados principalmente os sensores ópticos (passivos), termais (passivos) e de microondas (ativos), que são capazes de gerar imagens multi e hiperespectrais, com resolução espectral e espacial que permitem identificar alvos, a partir da intensidade da radiação eletromagnética (REM) emitida e refletida. Os sensores ativos emitem e absorvem a própria energia (radar), o sensor emite a radiação e detecta a sua reflectância, independente de outras fontes de energia. Os sensores passivos (câmera fotográfica) medem a energia emitida pelas fontes naturais (Sol e Terra) e a energia refletida pelos alvos observados.

II.3.3. Imagens de Satélite ALOS (Advanced Land Observing Satellite)

O satélite japonês ALOS (figura 1) foi lançado em 24 de janeiro de 2006 pela JAXA (Agência Espacial Japonesa), visando à aquisição de imagens de todo o planeta para o monitoramento de desastres ambientais, levantamento de recursos naturais e suporte à cartografia (IBGE, 2009).

Design Geral do ALOS

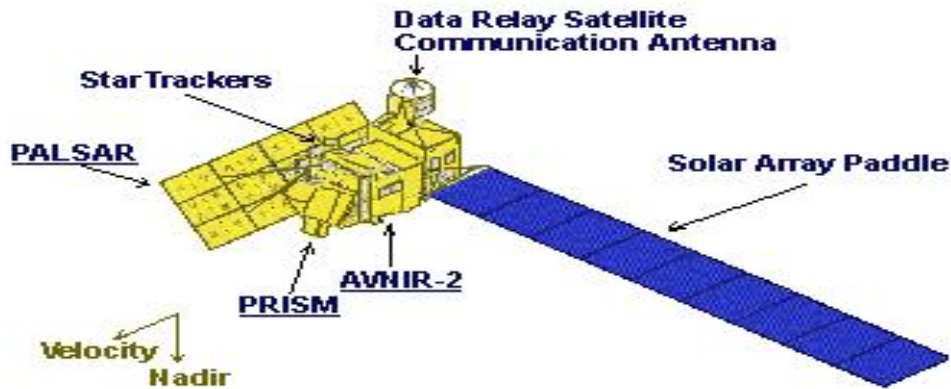


Figura 1: Desenho esquemático do satélite ALOS

O ALOS possui três sensores a bordo: PRISM (*Panchromatic Remote-sensing Instrument for Stereo Mapping*), AVNIR-2 (*Advanced Visible and Near-Infrared Radiometer – Type 2*) e PALSAR (*Phased Array L-band Synthetic Aperture Radar*). PRISM e AVNIR-2 são sensores ópticos e o PALSAR é um radar.

O ALOS pode imagear rapidamente áreas de interesse dos usuários em todo o planeta independentemente da existência e operação da estação de recepção. Ele é capaz de gerar dados que podem ser usados para cartografia e levantamentos, até a escala de 1:25.000 com precisão e qualidade para uso e ocupação de solos e todas as aplicações temáticas relacionadas, sem precisar de pontos de controle em solo.

Nesse trabalho, foram utilizadas as imagens produzidas pelo sensor **AVNIR-2**, que é um sensor óptico com quatro bandas espectrais (azul, verde, vermelho e infravermelho próximo), resolução espacial de 10m, faixa de cobertura (*swath*) de 70 km, com resolução radiométrica de 8 bits que foi projetado para observação de regiões terrestres e costeiras. Suas imagens são úteis para o mapeamento do uso e cobertura do solo (terras continentais e áreas litorâneas) para fins de monitoramento ambiental regional. Este sensor é capaz de variar a inclinação da visada lateralmente em até 44°, para direita ou para a esquerda, tornando possível imagear rapidamente situações de desastres naturais (IBGE, 2009). É o sensor do satélite ALOS mais indicado para todas as aplicações temáticas que dizem respeito ao meio ambiente, vegetação, agricultura, recursos renováveis e não renováveis.

III. OBJETIVOS

III.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o impacto do uso antrópico em Áreas de Preservação Permanente de uma microbacia do Ribeirão do Gama, Brasília (DF), nos indicadores de qualidade do solo.

III.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o uso e ocupação das terras da microbacia estudada do Ribeirão do Gama, Distrito Federal, em relação à legislação ambiental;
- Caracterizar e avaliar indicadores de qualidade do solo em áreas ocupadas com usos diferenciados das terras nas Áreas de Preservação Permanente - APP da microbacia estudada do Ribeirão do Gama, Distrito federal;
- Caracterizar e analisar indicadores de qualidade da água, a fim de verificar a situação das águas da microbacia estudada do Ribeirão do Gama, Distrito Federal, sob uso e ocupação distintos das terras em suas Áreas Legalmente Preservadas - APPs.

IV. JUSTIFICATIVA

Justifica-se o desenvolvimento deste projeto de pesquisa, em função da característica da ocupação das terras das Áreas de Preservação Permanente do Ribeirão do Gama, importante para a manutenção do Lago Paranoá. Entre os fatores ambientais influenciados pela urbanização e agricultura, pretende-se, avaliar a influência direta apresentada pelos indicadores de qualidade do solo nas áreas de APP ocupadas e analisar a situação da água de uma microbacia do Ribeirão do Gama, Distrito Federal, com o pretexto de verificar a ocorrência de risco de degradação ambiental na área estudada e sua extensão.

V. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARENGA, M. I. N. & DAVIDE, A. C. Características físicas e químicas de um Latossolo Vermelho Escuro e a sustentabilidade de agroecossistemas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 4, p. 933-942, 1999.

ALVARENGA, M. I. N.; SIQUEIRA, J. O. & DAVIDE, A. C. Teor de carbono, biomassa microbiana, agregação e micorriza em solos de Cerrado com diferentes usos. **Ciência Agrotécnica Lavras**, v. 23, n. 3, p. 617-625, 1999.

ALVAREZ, R.; DÍAZ, R. A.; BARBERO, N.; SANTANATOGLIA, O. J. & BLOTTA, L. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. **Soil Till. Res**, v. 33, p. 17-28, 1995.

AMELUNG, W.; ZECH, W.; ZHANG, X.; FOLLETT, R. F.; TIESSEN, H.; KNOX, E. & FLACH, K. W. Carbon, nitrogen, and sulfur pools in particle-size fractions as influenced by climate. **Soil Science Society of American Journal**, v. 62, p. 172-181, 1998.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. ANA, Brasília, 2005. 265p.

ANDERSON, T. H. & DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 21, p. 471-479, 1989.

ANDERSON, J. P. E. & DOMSCH, K. H. The metabolic quotient (q_{CO_2}) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 393-395, 1993.

APHA – American Public Health Association. AWWA – American Water Works Association. WPCF – Water Pollution Control Facilities. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 15^a ed. Washington, D. C.: American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995. 1134p.

ARAÚJO, R.; GOEBERT, W. J. & LACERDA; M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciências de Solo**, v. 31, n. 1, p. 1099-1108, 2007.

ASSAD, E. D. & SANO, E. E. **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura**. EMBRAPA/CPAC, Brasília, 1993. 434p.

ASSAD, M. L. L. Fauna do solo. In: VARGAS, M. A. T. & HUNGRIA, M. Eds. **Biologia dos solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. 542p.

ÁVILA, V. B. **Relação entre o uso e o manejo do solo em uma bacia rural e a contribuição de nitrogênio, fósforo e sedimentos a corpos hídricos**. Brasília: Universidade de Brasília, 2005. 114p. (Dissertação de Mestrado).

BARBOSA, L. de A. **Impacto de sistemas de cultivo orgânico e convencional da cana-de-açúcar, nos atributos do solo**. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2010, 80p. (Dissertação de Mestrado).

BAYER, C & MIELNICZUCK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciências de Solo**, v. 21, p. 105-112, 1997.

BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. Eds. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, p. 9-26, 1999.

BERTOL, I.; MAFRA, A. L. & COGO, N. P. Conservação do solo em pastagens. In: PEDREIRA, C. G. S.; MOURA, J. C.; SILVA, S. C. & FARIA, V. P. Eds. **As pastagens e o meio ambiente: Anais do 23º Simpósio sobre Manejo da Pastagem**. Piracicaba: FEALQ, p. 139-163, 2006.

BILICH, M. R. **Ocupação das terras e a qualidade da água na microbacia do Ribeirão Mestre D'armas, DF**. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília, Universidade de Brasília, 2007. 124p. (Dissertação de Mestrado).

BLOMBÄCK, K.; ECKERSTEN, H.; LEWAN, E. & ARONSSON, H. Simulations of soil carbon and nitrogen dynamics during seven years in a catch crop experiment. **Agricultural Systems**, v. 76, p. 95-114, 2003.

BOLIN, B. & COOK, R. G. **The major biogeochemical cycles and their interations**. New York: Scientific Committee on Problems of Environment of the International Council of Scientific Unions (ICSU), 1983. 531p.

BOUMA, J. Influence of soil macroporosity on environmental quality. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 46, p. 2-36, 1991.

BRADY, N. C. & WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. New Jersey: Prentice Hall, 12ª ed, p. 152-200, 1999.

BRASIL (1965). **Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o Código Florestal Brasileiro. Brasília: DOU, 1965.

- BRELAND, T. A. & ELTUN, R. Soil microbial biomass and mineralization of carbon and nitrogen in ecological, integrated and conventional forage and arable cropping systems. **Biology and Fertility of Soils**, v. 30, p. 193-201, 1999.
- BREMNER, J. M. Total nitrogen. In: BLACK, C. A. Eds. **Methods of soil analysis Chemical and microbiological properties**. Madison, American Society of Agronomy, p. 1149-1178, 1965.
- CAMARGO, O. A. & ALLEONI, L. R. F. **Compactação do solo e o desenvolvimento das plantas**. Piracicaba: ESALQ, 1997. 132p.
- CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. C.; REIS, D. F.; PEREIRA, H. S. & AZEVEDO, W. R. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de Cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 147-157, 2009.
- CARPENEDO, V. & MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 14, p. 99-105, 1990.
- CARTER, M. R. Microbial biomass as an index for tillage-induced changes in soil biological properties. **Soil Till. Res**, v. 7, p. 29-40, 1986.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, **Variáveis de Qualidade da Água**. <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acessado em: 15/10/2008.
- CERRI, C. C.; VOLKOFF, B. & EDUARDO, B. P. Efeito do desmatamento sobre a biomassa microbiana em latossolo amarelo da Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 9, p. 1-4, 1985.
- CHAVES, A. A. A. **Avaliação do uso e qualidade do solo e da água da região de nascentes do Rio Descoberto, DF**. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília, Universidade de Brasília, 2005. 99p. (Dissertação de Mestrado).
- CHRISTENSEN, B.T. Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure. In: POWLSON, D.S.; SMITH, P. & SMITH, J.V., eds. **Evaluation of soil organic matter models**. NATO ASI Series Berlin, Springer-Verlag, v. I, 38, p. 143-159, 1996.
- COCHRAN, V. L.; HORTON, K. A. & COLE, C. V. An estimation of microbial death rate and limitations of N or C during wheat straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, p. 293-298, 1988.

CORREIA, J. R.; REATTO, A. & SPERA, S. T. Solos e suas relações com o uso e manejo. In: SOUSA, D. M. G. de & LOBATO, E. Eds. **Cerrado: correção do solo e adubação**. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2ª ed. p. 29-58, 2004.

DAO, T. H. Tillage and crop residue effects on carbon dioxide evolution and carbon storage in a Paleustoll. **Soil Science Society of American Journal**, v. 62, p. 250-256, 1998.

DEMATTE, J. L. I. & DEMATTE, J. A. M. Comparisons of chemical properties of forest (Amazon region) and savanna soils (central region) of Brazil. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 50, n. 2, p. 272-286, 1993.

DICK, R. P.; BREAKWELL, D. P. & TURCO, R. F. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: DORAN, J.W. & JONES, A.J. Eds. **Methods for assessing soil quality**. Madison, Soil Science Society of America, Special Publication, v. 49, p. 247-272, 1996.

D. O. – Diário Oficial de 09 de Janeiro de 1997, seção 1, v. 135, n. 6, p. 470,1997.

DORAN, J. W. & PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W., COLEMAN, D. C., BEZDICEK, D. F. & STEWARD, B. A. Eds. **Defining soil quality for a sustainable environment**. S. S. S. A. Madison, v. 35, p. 3-21, 1994.

DORAN, J. W. & PARKIN, T. B. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN, J. W & JONES, A.J. Eds. **Methods for assessing soil quality**. Madison, Soil Science Society of America, Special Publication, v. 49, p. 25-37, 1996.

DORAN, J. W. & ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing true biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v. 15, n. 1, p. 3-11, 2000.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Embrapa Solos. Rio de Janeiro, 1ª Ed., 1999. 412p.

FASSBENDER, M. Química de suelos com ênfase em suelos de América Latina. Turrialba, **IICA**, 1975. 398p.

FELLER, C. & BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, v. 79, p. 69-116, 1997.

FERREIRA, E. A. B. **Efeitos do fluxo de CO₂ e do carbono da biomassa microbiana em diferentes sistemas de manejo do solo no Cerrado**. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília, Universidade de Brasília, 2002. 145p. (Dissertação de Mestrado).

- FERREIRA, M. M. & DIAS JÚNIOR, M. S. **Roteiro de aulas práticas de física do solo**. Lavras: UFLA, 1996. 35p.
- FIDALSKI, J. & TORMENA, C. A. Homogeneidade da qualidade física do solo nas entrelinhas de um pomar de laranjeira com sistemas de manejo da vegetação permanente. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 31, n. 4, p. 637-645, 2007.
- FOLLET, R. F. & SCHIMMEL, D. S. Effect of tillage practices on microbial biomass dynamics. **Soil Science Society of American Journal**, v. 53, p. 1091- 1096, 1989.
- FRANZLUEBBERS, A. J.; HANEY, R. L. & HONS, F. M. Relationships of chloroform fumigation-incubation to soil organic matter pools. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 395-405, 1999.
- GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. & BARROS, N. F. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 21, p. 361-365, 1997.
- GERALDES, A. P. A.; CERRI, C. C. & FEIGL, B. J. Biomassa microbiana de solo sob pastagens na Amazônia. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 19, p. 55-60, 1995.
- GOEDERT, W. J. Qualidade do solo em sistemas de produção agrícola. In: Congresso Brasileiro de Ciências do Solo, **XXX Congresso Brasileiro de Ciências do Solo**, Recife, 2005.
- GOMES, M. A. F. & FILIZOLA, H. F. **Indicadores físicos e químicos de qualidade do solo de interesse agrícola**. Jaguariúna, 2006. 8p.
- GREGORICH, E. G. & CARTER, M. R. **Soil quality for crop production and ecosystem health**. Amsterdam, Elsevier, 1997. 448p.
- HATCH, D. J.; LOVELL, R. D.; ANTIL, R. S.; JARVIS, S. C. & OWEN, P. M. Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung. **Biology and Fertility of Soils**, v. 30, p. 288-293, 2000.
- HENDRIX, P. F.; HAN, C. R. & GROFFMAN, P. M. Soil respiration in conventional and no-tillage agroecosystems under different winter cover crop rotations. **Soil Till. Res**, v. 12, p. 135-148, 1988.
- IBGE. **Imagens do satélite ALOS**. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/alos/default.php>. Acesso em: 20 de novembro de 2009.
- IBGE. **Imagens do satélite ALOS: opções de processamento**. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/alos/especificacoes.php>. Acesso em: 20 de novembro de 2009.
- IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas, **Projeto águas de Minas**. <http://www.igam.mg.gov.br>. acessado em: 15/10/2008.

- INSAM, H. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, p. 525-532, 1990.
- INSAM, H. & DOMSCH, K. H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. **Microb. Ecol**, v. 15, p. 177-188, 1988.
- JENKINSON, D. S. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil, In: WILSON, J. B. Eds. **Advances in nitrogen cycling**. Wallingford: CAB International, p. 368-386, 1988.
- JENKINSON, D. S.; BROOKES, P. C. & POWLSON, D. S. Measuring soil microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 5-7, 2004.
- JENKINSON, D. S. & LADD, J. N. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover, In: PAUL, E. A. & LADD, J. N. Eds. **Soil biochemistry**. New York, Marcel Dekker, p. 415-471, 1981.
- JORGE, J. A.; CAMARGO, O. A. & VALADARES, J. M. A. S. Condições físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 15, p. 237-240, 1991.
- KELTING, D. L.; BURGER, J. A. & EDWARDS, G. S. Estimating root respiration, microbial respiration in rhizosphere, and root-free soil respiration in forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, n. 7, p. 961-968, 1998.
- KENNEDY, A. C. & SMITH, K. L. Soil microbial diversity and sustainability of agricultural soils. **Plant and Soil**, v. 170, p. 75-86, 1995.
- KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo. Agronômica Ceres LTDA, 1979. 263p.
- KONONOVA, M.M. Matéria orgânica del suelo: su natureza, propiedades y métodos de investigación. Barcelona: Oikos-Tau, 1982. 365p.
- LARSON, W. E. & PIERCE, F. J. Conservation and enhancement of soil quality. In: INTERNATIONAL BOARD FOR SOIL RESEARCH AND MANAGEMENT. Eds. **Evaluation for sustainable land management in the developing world**. Bangkok, Thailand, p. 175-203, 1991.
- LATHWELL, D. J. & BOULDIN, D. R. Soil organic matter and soil nitrogen behaviour in cropped soils. **Trop. Agric**, v. 58, p. 341-348, 1981.
- LE BISSONNAIS, Y. Soil characteristics and aggregate stability. In: AGASSI, M. Eds. **Soil erosion, conservation and rehabilitation**. New York, Marcell Dekker, p. 41-60, 1996.

- LEONARDO, H. C. L. **Indicadores de qualidade de água e solo para avaliação do uso sustentável da microbacia hidrográfica do Rio Passo Cue, região oeste do estado do Paraná**. Piracicaba, ESALQ, 2003. 121p. (Dissertação de Mestrado).
- LETEY, J. Relationship between soil physical properties and crop production. **Advances in Soil Science**, New York, v. 1, p. 277-294, 1985.
- LOPES, A.S. Solos sob "cerrado": características, propriedades e manejo. Piracicaba, POTAFÓS, 1983. 162p.
- MANTOVANI, E. C. **Compactação do solo**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 13, n. 147, p. 52-55, 1987.
- MARTENS, R. Current methods for measuring microbial biomass-C in soil: Potentials and limitations. **Biology and Fertility of Soil**, v. 19, p. 87-99, 1995.
- MAC DONALD, R. M. Extraction of microorganisms from soil. **Biol. Agric. Hortic**, v. 3, p. 361-365, 1986.
- MENDES, F. G.; MELLONI, E. G. P. & MELLONI, R. Aplicação de atributos físicos do solo no estudo da qualidade de áreas impactadas, em Itajubá-MG. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 3, p. 211-220, 2006.
- MENESES, P. R. & MADEIRA NETO, J. S. **Sensoriamento Remoto: reflectância dos alvos naturais**, Brasília-DF, Universidade de Brasília, 2001.
- MMA. 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – **Lei 9.985, de 18 de julho de 2000**. MMA. Brasília-DF, 2000.
- MMA. 2002. **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília, MMA/SBB, 2002.
- MONTEIRO, M. T. & GAMA-RODRIGUES, E. F. Carbono, Nitrogênio e Atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serrapilheira de uma floresta natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 819-826, 2004.
- MOREIRA, F. M. S. & SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. Lavras: Editora UFLA, 2002. 625p.
- MOREIRA, F. M. S. & SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2ª edição atualizada e ampliada. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729p.
- MOREIRA, M A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. Viçosa: 2ª ed., editora UFV, 2003.

- MOREIRA, R. C.; CASTRO, R. M. & ESPOSITO, E. S. C. Sensor hiperespectral HSS: sumário das características técnicas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR). Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE. p. 4517-4524, 2005.
- NELSON, D. W. & SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H. & KEENEY, D. R. Eds. **Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties. Part 2.** Madison, Soil Science Society of America, p. 539-579, 1982.
- NEVES, C. M. N.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; CARDOSO, E. L.; MACEDO, R. L. G.; FERREIRA, M. M. & SOUZA, F. S. Atributos indicadores da qualidade do solo em sistema agrossilvopastoril no noroeste do Estado de Minas Gerais. **Scientia Forestalis**, n. 74, p. 45-53, 2007.
- NOBRE, C. A. & GASH, J. Desmatamento muda clima da Amazônia. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 22, p.33-42, 1997.
- NOVAES, P. M. Caracterização geomorfológica do Distrito Federal. In.: NOVAES, P. M. (Org.). Eds. **Cerrado – Caracterização, Ocupação e Perspectivas.** Brasília: Editora Universidade de Brasília, p. 285-320, 1994.
- OCIO, J. A. & BROOKES, P. C. An evaluation of methods for measuring the microbial biomass in soils following recent additions of wheat straw and characterization of the biomass that develops. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, p. 685-694, 1990.
- OLHARES SOBRE O LAGO PARANOÁ** – Distrito Federal / organizado por Fernando Oliveira Fonseca. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Brasília-DF, 2001.
- PAUL, E. A. & CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry.** San Diego, Academic Press, 1996. 340p.
- PEREIRA, A. A.; HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; KASCHUK, G.; CHUEIRE, L. M. de O.; CAMPO, R. J. & TORRES, E. Variações qualitativas e quantitativas na microbiota do solo e na fixação biológica do nitrogênio sob diferentes manejos com soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1397-1412, 2007.
- PEREIRA, L. P. **Avaliação econômica do uso do lago Paranoá para atividades recreacionais.** Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília, Universidade de Brasília, 2006. (Dissertação de Mestrado).
- PNMA. Conservação Ambiental no Brasil, Programa Nacional de Meio Ambiente 1991 – 1996: **Relatório/Programa Nacional do Meio Ambiente.** Brasília-DF, 1997.

POWLSON, D. S.; BROOKES, P. C. & CHRISTENSEN, B. T. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in the total soil organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, p. 159-164, 1987.

PURI, G. & ASHMAN, M. R. Relationship between soil microbial biomass and gross N mineralisation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, p. 251-256, 1998.

RAIJ, B. Van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Ceres/Potafos, 1991. 343p.

REEVES, D. W. Cover crops and rotations. In: HATFIELD, J. L. & STEWART, B. A. Eds. **Crops residue management**. Adv. Soil Sci. Boca Raton, CRC Press, p. 125-172, 1994.

RESCK, D. V. S.; PEREIRA, J. & SILVA, J. E. **Dinâmica da matéria orgânica na região dos Cerrados**. Planaltina-DF: EMBRAPA-CPAC, 1991. 36p.

RESOLUÇÃO CONAMA ANOTADA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA, Pesquisa, organização, remissão, comentários e revisão de Waldir de Deus Pinto e Marília de Almeida. Brasília-DF, 2002.

REYNOLDS, W. D.; BOWMAN, B. T.; DRURY, C. F.; TAN, C. S. & LU, X. Indicators of good physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v. 110, p. 131-146, 2002.

RICE, C. W.; MOORMAN, T. B. & BEARE, M. Role of microbial biomass carbon and nitrogen in soil quality. In: DORAN, J.W. & JONES, A.J. Ed. **Methods for assessing soil quality**. Madison, Soil Science Society of America, Special Publication, v. 49, p. 203-215, 1996.

ROCHETTE, P. & ANGERS, D. A. Soil surface carbon dioxide fluxes induced by spring, summer, and fall moldboard plowing in a Sandy loam. **Soil Science Society of American Journal**, v. 63, p. 621-628, 1999.

RODRIGUES, M. Geoprocessamento: um retrato atual. **Revista Fator GIS**, Curitiba: Sagres, v. 2, p. 20-23, 1993.

ROSA, R. & BRITO, J. L. S. **Introdução ao geoprocessamento: sistema de informações geográficas**. Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia, 1996.

SEYBOLD, C. A.; HERRICK, J. E. & BREJDA, J. J. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. **Soil Science**, New Brunswick, v. 164, p. 224-234, 1999.

SHANG, C. & TIESSEN, H. Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations. **Soil Science**, v. 162, p. 795-807, 1997.

- SILVA, J. E. da & RESCK, D. V. S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. Ed. **Biologia dos solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. 542p.
- SILVA, M. S. L. da; MENDONÇA, C. E. S.; ANJOS, J. B.; HONÓRIO, A P M.; SILVA, A. S. & BRITO L. T. de L. Barragem subterrânea: água para produção de alimentos. In: BRITO L. T. de L.; MOURA, M. S. B. & GAMA, G. F. B. (Org.). Ed. **Potencialidades da água de chuva no Semi-Árido brasileiro**. Petrolina-PE: Embrapa Semi-Árido. p. 120-137, 2007.
- SILVA, R. R. da; SILVA, M. L. N. & FERREIRA, M. M. Atributos físicos indicadores da qualidade do solo sob sistemas de manejo na Bacia do Alto Rio Grande-MG. **Ciênc. Agrotec.** Lavras, v. 29, n. 4, p. 719-730, 2005.
- SILVEIRA, M. L. A. Carbono orgânico dissolvido e biodisponibilidade de N e P como indicadores de qualidade do solo. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 62, n. 5, p. 502-508, 2005.
- SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M.; GRISI, B. M.; HUNGRIA, M. & ARAÚJO, R. S. **Microrganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental**. Brasília-DF: Embrapa, 1994. 142p. (Documento, 45).
- SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Aust. J. Soil Res**, v. 30, p. 195-207, 1992.
- SPARLING, G. P. & ROSS, D. J. Biochemical methods to estimate soil microbial biomass: current development and applications. In: MULUNGOY, K. & MERCKK, R. Ed. **Soil organic matter dynamics and sustainability of tropical agriculture**. Leuven: Willey – Sayce, p. 21-37, 1993.
- SPARLING, G. P. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: PANKHURST, C.; DOUBE, B. M. & GUPTA, V. V. S. R. Eds. **Biological indicators of soil Health**. Cambridge, CAB International, p. 97-120, 1997.
- STEVENSON, F. J. **Humus chemistry, genesis, composition, reaction**. New York, John Wiley & Sons, 1982. 443p.
- STEVENSON, F. J. **Cycles of Soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur and micronutrients**. New York: J. Wiley & Sons, 1986. 380p.
- TAUK – TORNISIELO, S. M. Substâncias húmicas e atividades microbianas no solo. In: **2º Encontro Brasileiro sobre Substância Húmicas**. EMBRAPA, CNPDIA. Anais....São Carlos. p. 32-37, 1997.

TEIXEIRA, A. L. A.; MORETTI, E. & CHRISTOFOLETTI, A. **Introdução aos sistemas de informação geográfica**. Edição do Autor, Rio Claro, 1992.

TISDALL, J. M. & OADES, J. M. The management of ryegrass to stabilize aggregates of a red-brown earth. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 18, p. 195-207, 1980.

TOLEDO, L. G. & NICONELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**. Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.

TSAI, S. M.; BARAIBAR, A. V. L. & ROMANI, V. L. M. Efeitos de fatores físicos e químicos sobre os microrganismos do solo umidade e aeração. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M. & NEVES, M. C. P. Eds. **Microbiologia do Solo**. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. 360p.

USDA (United States Department of Agriculture). **Soil quality information sheet**. Soil Quality Indicators: Organic Matter, 1996.

USDA (United States Department of Agriculture). **Soil quality information sheet**. Soil Quality Indicators: Introduction, 2001.

USDA (United States Department of Agriculture). **Guidelines for soil quality assessment in conservation**. Planning, 2001.

VARGAS, M. A. T. & HUNGRIA, M. **Biologia dos solos do cerrado**. Planaltina-DF: EMBRAPA-CPAC, 1997. 524p.

VETTERLEIN, D. & HÜTTL, R. F. Can applied organic matter fulfil similar functions as soil organic matter? Risk-benefit analysis for organic matter application as a potential strategy for rehabilitation of disturbed ecosystems. **Plant and Soil**, v. 213, p. 1-10, 1999.

VIEIRA, L. S. **Manual de ciência do solo**. São Paulo: Agronômica Ceres. 2º ed. 1975, 464p.

VIEIRA, M. J. & MUZILLI, O. Características físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília-DF, v. 19, n. 7, p. 873-882, 1995.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Vol. 1. In: **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2ª ed., 1996. 243p.

WARDLE, D. A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In: HUNGRIA, M. & ARAUJO, R. S. **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro

Nacional de Pesquisa de Arroz e Feijão, Centro Nacional de Pesquisa de Soja. – Brasília: EMBRAPA – SPI, 1994. 542p. (EMBRAPA-CNPAF, Documentos, 46).

WEBER, M. A. & MIELNICZUK, J. Estoque e disponibilidade de nitrogênio no solo em experimento de longa duração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 429-437, 2009.

YOUKER, R.E.; MCGUINNESS, J.L. A short method of obtaining mean weight-diameter values of aggregate analyses of soils. **Soil Science**, v. 83, p. 291-294, 1956.

CAPÍTULO ÚNICO

INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO E DA ÁGUA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE UMA MICROBACIA DO RIBEIRÃO DO GAMA, DISTRITO FEDERAL

RESUMO

O Distrito Federal (DF) está enfrentando problemas ambientais em função do grande desenvolvimento da atividade agrícola e urbana. O uso e ocupação das terras deve ser planejado de forma racional a fim de evitar impactos ambientais negativos nos recursos naturais, particularmente em áreas ambientalmente protegidas por lei. Este trabalho objetivou a avaliação de atributos de qualidade dos solos e das águas de uma microbacia do Ribeirão do Gama, DF, a fim de verificar o efeito do uso antrópico, particularmente nas Áreas de Preservação Permanente – APPs da microbacia estudada. Inicialmente foi realizado e avaliado o mapa de uso e ocupação das terras, por meio de atividades de sensoriamento remoto. Posteriormente, foram avaliados atributos físicos, químicos e biológicos de qualidade dos solos em cinco áreas de uso e ocupação diversificada das terras: três áreas cultivadas (hortaliças, eucalipto e mandioca) e duas áreas preservadas (pastagem nativa e mata de galeria). Foram, também, estudados os atributos físicos, químicos e biológicos de qualidade da água, também em locais influenciados por usos e ocupações distintas das terras, sendo utilizados três corpos hídricos da microbacia de estudo, com nove pontos de coleta de amostras. As amostras de solo, classificadas como Organossolos, foram coletadas no dia 24/03/2009, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm e as amostras de água foram coletadas nos dias 17/03/2009 e 30/09/2009, representando estação chuvosa e seca, respectivamente, a uma profundidade de 10 a 30 cm da superfície da água. Os dados obtidos pelas análises físicas, químicas e biológicas dos solos foram estatisticamente avaliados por meio dos *softwares* Sisvar 4.6 e SPSS 14.1. Os resultados obtidos mostraram influência dos usos e ocupações diferentes das terras em relação aos atributos de qualidade dos solos - QS e da água. Com relação aos atributos de QS, o manejo adotado nestas áreas foi considerado o principal fator de alteração dos atributos físicos, químicos e biológicos, destacando-se a compactação dos solos sob áreas de vegetação nativa e diminuição da matéria orgânica nos solos em sistemas cultivados. Os indicadores de qualidade da água dos cursos d'água em área ambientalmente preservada foram considerados isentos de contaminação. Já as águas que atravessam áreas agrícolas e urbanizadas apresentaram

contaminação em relação aos indicadores avaliados, com o comprometimento da qualidade das mesmas, onde se sobressaem as áreas urbanizadas. Este cenário é decorrente do uso e manejo inadequado das terras, além da degradação ambiental das Áreas de Preservação Permanente da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Palavras chave: manejo, agricultura, densidade, carbono, nitrogênio, turbidez, químico, físico, biológico.

INDICATORS OF SOIL QUALITY AND WATER IN AREAS OF PERMANENT PRESERVATION OF A WATERSHED OF *RIBEIRÃO DO GAMA*, FEDERAL DISTRICT

ABSTRACT

The Federal District (DF) is facing environmental problems due to the great development of urban and agricultural activities. The use and occupation of soil should be planned in a rational way to avoid negative environmental impacts on natural resources, particularly in areas environmentally protected by law. This study aimed to evaluate quality attributes of soils and waters of a watershed of *Ribeirão do Gama*, DF, to verify the influence of anthropic use, particularly in Areas of Permanent Preservation - the APPs of the studied watershed. Was initially conducted and evaluated the map for use and occupation of soil by means of remote sensing activities. Subsequently, we assessed the physical, chemical and biological attributes of soils quality in five areas of diversified use and occupation of soils: three areas under cultivation (vegetables, eucalyptus and cassava) and two preserved areas (native pasture and gallery forest). Were also studied the physical, chemical and biological attributes of water quality, also in locations influenced by different uses and occupations of soil, with the use of three water bodies of the watershed under study, with nine points of sample collection. Soil samples are classified as Organosols were collected on 3/24/2009, at 0-10 and 10-20 cm layers and water samples were collected on 3/17/2009 and 9/30/2009 representing rainy and dry season, respectively, at a depth of 10 to 30 cm from the water surface. The data obtained from the physical, chemical and biological analysis of the soils were statistically evaluated using the Sisvar 4.6 and SPSS 14.1 softwares. The results obtained showed the influence of different uses and occupations of soil in relation to the attributes of soil quality - QS and water. With respect to the attributes of QS, the handling adopted in these areas was considered the main factor of change in the physical, chemical and biological attributes, highlighting the compaction of soils under native vegetation and decrease of organic matter in the soils in cultivated systems. The water quality indicators of watercourses in the environmentally preserved area were considered free from contamination. The waters that run across agricultural and urbanized areas showed contaminated in relation to the indicators evaluated, with the commitment of their quality, where stand out the urbanized areas. This scenario derives

from the use and improper handling of land, in addition to the environmental degradation of Areas of Permanent Preservation of the studied watershed of *Ribeirão do Gama*.

Key words: handling, agriculture, density, carbon, nitrogen, turbidity, chemical, physical, biological.

I. INTRODUÇÃO

A ação antrópica no meio urbano e rural pode provocar alterações nas características naturais das terras exploradas e nas águas da área ocupada. Dessa forma, o tipo de uso e ocupação das terras, além de retirar a vegetação nativa, pode influenciar na qualidade ambiental e no risco de degradação do ambiente natural.

O Distrito Federal (DF) vem sofrendo nos últimos anos um intenso processo de urbanização com a ocupação desordenada, invasão, uso impróprio de áreas legalmente preservadas e parcelamento irregular das terras. Diante desse cenário, as Áreas de Preservação Permanente (APP), estão sendo suprimidas pelo uso urbano (recreação, lazer, edificações, entre outros) e rural (agricultura, pecuária, edificações, entre outros). Estas áreas são fundamentais para manter o equilíbrio ambiental e as condições necessárias para a manutenção da qualidade do solo e da água e multiplicação das espécies animais e vegetais da região.

As unidades de conservação, instituídas pela Lei nº 9.985 de 2000, em seu artigo 2 (MMA, 2000), constituem todos os espaços territoriais e seus recursos ambientais, com características naturais relevantes e limites definidos, legalmente instituídos pelo Poder Público, com objetivo de conservação, sob regime especial de administração, às quais se ampliam garantias adequadas de proteção ambiental. A implementação dessas unidades tem sido uma estratégia para se atingir a preservação dos recursos naturais.

As APP's são áreas com funções específicas de proteção aos cursos d'água, lagoas, lagos ou reservatórios, naturais ou artificiais (nascentes, topos de morro, montes, montanhas e serras, encostas com declividades superior a 45 graus, restingas fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues, bordas de tabuleiros ou chapadas, em altitudes superiores a 1.800 metros), que sofrem diretamente os efeitos do uso e ocupação desordenada das terras. A ocupação dessas áreas pode provocar mudanças no meio, muitas vezes irreversível, dependendo da atividade desenvolvida, podendo desencadear processos erosivos, assoreamento e poluição dos mananciais, além da retirada da vegetação nativa e impermeabilização do solo. Por isso, a ocupação dessas áreas deve ser impedida, além de proibida, pois provoca efeitos negativos sobre o ecossistema e recursos naturais.

A Lei nº 4.771 de 1965, que estabelece o Código Florestal Brasileiro, prevê que toda a vegetação deve ser mantida intacta, visando garantir a preservação dos recursos hídricos, a estabilidade geológica e a biodiversidade, bem como o bem-estar das populações humanas. O regime de proteção das APP's é bastante rígido: a regra é a

intocabilidade, admitida excepcionalmente à supressão da vegetação apenas nos casos de utilidade pública ou interesse social legalmente previsto.

A gestão sustentável dos recursos naturais permite a utilização do solo, água, ar, vegetação e fauna, por meio de técnicas, instrumentos e tecnologias que permitam previsões de situações futuras, organizadas espacial e temporalmente. O planejamento considera os impactos ambientais, sociais e econômicos, além de avaliar a capacidade de uso dos recursos naturais de forma sustentável, baseada na manutenção, na produtividade e na satisfação das necessidades humanas, dos animais e das plantas.

Segundo Pereira (2006), os esforços dos órgãos fiscalizadores não têm sido suficiente para conter a ocupação desordenada e degradação ambiental que afetam a qualidade dos corpos d'água no DF, particularmente o Lago Paranoá.

O solo e a água são os elementos naturais mais afetados pela ocupação desordenada das terras, o solo, por ser considerado o filtro natural e estratificador de ambientes e, a água, por ser considerada o elemento vital e solvente natural, responsável pelo carreamento de partículas de solo e substâncias químicas e microbiológicas.

Dessa forma, a influência do uso e ocupação dos solos sobre o meio ambiente pode ser representada pela análise das propriedades físicas, químicas e biológicas da água e do solo, devendo ser escolhidos indicadores confiáveis para avaliar a qualidade ambiental.

A conservação dos mananciais hídricos do DF está comprometida pelo mau uso das suas terras, causado pelo parcelamento e invasões das terras para uso urbano, uso agropecuário irracional, extrativismo mineral (areia, terra, brita), deposição do lixo e entulho em locais inadequados (Ferrante et al, 2001).

Os efeitos das atividades humanas na qualidade do solo e da água são normalmente complexos e específicos para cada região, influenciando muitos fatores físico-bioquímicos. O conhecimento das variáveis físicas, biológicas e químicas das águas de um rio, riacho ou reservatório é fundamental para caracterizar o sistema hídrico, já que esses sistemas também são utilizados para o abastecimento público, geração de energia, irrigação de culturas, lazer, entre outros.

Segundo Araújo et al, (2007), uma das partes do ecossistema terrestre mais afetada pelos impactos empreendidos pelo homem são os recursos hídricos, que dependem diretamente da manutenção da qualidade dos solos a sua montante.

Diante dos problemas ambientais observados no DF, particularmente nas APP's da microbacia do Ribeirão do Gama, nota-se a importância na avaliação do efeito do

uso e ocupação antrópica na qualidade dos solos e das águas com a finalidade de quantificar o nível de impacto ambiental verificado. Dessa forma, o diagnóstico da qualidade do solo e da água torna-se uma importante ferramenta de gerenciamento para a ocupação das terras e manutenção dos recursos naturais e das terras exploradas.

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto do uso antrópico em Áreas legalmente consideradas de Preservação Permanente de uma microbacia do Ribeirão do Gama, Brasília (DF), nos indicadores de qualidade do solo e da água.

II. MATERIAL E MÉTODOS

II.1. Caracterização da Área de Estudo

A área de estudo, apresentada na figura 1, constitui uma microbacia, representada por uma porção, a montante, de 40% da Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Gama, que abastece o Lago Paranoá, situada na região sudeste do DF.



Figura 1: Imagem das APAs do Gama e Cabeça de Veado, com a área de estudo em destaque.

O estudo compreende suas APP's, sendo drenada pelos Córregos Mato Seco, do Cedro e Capetinga, finalizando na confluência com o Córrego Taquara. A Bacia

Hidrográfica do Ribeirão do Gama possui uma área de 142 km², formada por uma parte do Lago Sul, pelo Setor de Mansões Park Way (SMPW), pelo Catetinho, pelo Núcleo Rural Vargem Bonita (NRVB), pelo Aeroporto Internacional de Brasília, pela Candangolândia e pelas APAs do Gama e Cabeça de Veado.

II.1.1. Solos

Os solos do DF são produtos do intemperismo de rochas proterozóicas dos grupos Paranoá, Araxá, Canastra e Bambuí e estão associados às superfícies de erosão de altitude médias de 1.200 m e 1.100m, modeladas sobre quartzitos e metarritmitos (Maia, et. al, 2005).

Segundo o levantamento de solos realizados pela Embrapa (1978), predominam no DF três classes de solos mais relevantes: Latossolos Vermelhos, Latossolos Vermelho-Amarelos e Cambissolos. Os Latossolos representam 54,5 % da área do DF, sendo 36,92% para Latossolos Vermelhos e 15,58% para Latossolos Vermelho-Amarelos. Já os Cambissolos estão presentes em 31% da área do DF. Os solos são distróficos, com pH ácido, baixa disponibilidade de cálcio e magnésio e ainda com altos níveis de alumínio (Ribeiro & Walter, 1998).

Além das três classes de solo citadas, observa-se também a presença das classes dos Neossolos Quartzarênicos, Plintossolos, Nitossolos, Gleissolos e Organossolos, esses dois últimos considerados solos Hidromórficos, presentes em 4% do território do DF, principalmente ao longo das planícies de inundação e drenagem das bacias hidrográficas. É o caso da área de estudo, que engloba a APP ao longo dos cursos d'água de uma microbacia do Ribeirão do Gama.

No Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006), os Organossolos representam a classe de solo constituído por material orgânico proveniente do depósito de restos vegetais em grau variável de decomposição, acumulados em ambientes mal a muito mal drenados ou em ambientes úmidos de altitude elevada, apresentando coloração preta, cinzenta, muito escura ou marrom, com elevados teores de carbono orgânico e textura variando de moderadamente grosseira a moderadamente fina, com influência direta na capacidade de retenção de água, nas taxas de percolação e infiltração, na aeração e, conseqüentemente, no crescimento das plantas.

Estes solos são caracterizados por estarem saturados por água, no máximo por 30 dias consecutivos por ano, durante o período mais chuvoso, e por apresentarem horizonte A hístico. Segundo Embrapa (2006), horizonte A hístico é um tipo de

horizonte definido pela constituição orgânica, resultante de acumulações de resíduos vegetais depositados superficialmente, ainda que, no presente, possa encontrar-se recoberto por horizontes ou depósitos minerais e mesmo camadas orgânicas mais recentes. Na área de estudo predominam os Organossolos de classe textural franco, franco-siltoso, franco-argiloso-siltoso e argilo-siltoso, visto que só foram escolhidos pontos localizados em áreas de APP, com até 30 metros das margens do Ribeirão do Gama. O solo presente na área de estudo é um ORGANOSSOLO FÓLICO Fíbrico típico, de textura franca, segundo classificação descrita por Embrapa (2006).

II.1.2. Hidrografia

A região do Distrito Federal é formada por nascentes que formam córregos, riachos e pequenos rios, mas apresenta redes de drenagens que contribuem para a formação de três grandes Bacias Hidrográficas do Brasil, sendo elas: Bacia do Paraná (Rio São Bartolomeu e Rio Descoberto, 62,5% da área), Bacia do Tocantins (Rio Maranhão, 13,2% da área) e Bacia do São Francisco (Rio Preto, 24,3% da área). Dessa forma possui uma hidrografia de grande importância estratégica para o abastecimento e manutenção dos recursos hídricos brasileiros.

A região hidrográfica do Paraná é constituída por diversas bacias, dentre elas a Bacia do Lago Paranoá, a qual pertence à unidade Hidrográfica do Gama, que tem como principal curso d'água o Ribeirão do Gama (Ferrante et al, 2001).

O Ribeirão do Gama nasce no Catetinho e ao longo dos seus 14 km de curso recebe águas dos Córregos Mato Seco, Cedro, Capetinga e Taquara, até chegar ao Lago Paranoá, com uma vazão média de 1,85 m³/s. O Ribeirão do Gama integra uma série de pequenos reservatórios, sendo explorado pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB) para captação de água e abastecimento público.

Na área de estudo, o Ribeirão do Gama, próximo a sua nascente, já tem suas águas influenciadas pelo núcleo habitacional do Setor de Mansões Park Way - SMPW, sendo represado em seu terço médio em alguns pontos. Os Córregos do Cedro e Mato Seco, afluentes da margem esquerda, sofrem a influência habitacional/urbana, sendo que o Córrego Mato Seco também é afetado pelo Núcleo Rural Vargem Bonita - NRVB, importante pólo de produção de hortifrutigranjeiros em Brasília, DF. Os Córregos Taquara e Capetinga, afluentes da margem direita, contribuem com águas preservadas, uma vez que nascem na Reserva Ecológica do IBGE e na Fazenda Água Limpa, respectivamente.

II.1.3. Clima

O clima do Distrito Federal, segundo a classificação de Köppen, pode ser de dois tipos: Tropical (Aw) e Tropical de Altitude (Cwa e Cwb), variação devida às diferenças de altitude. A área de estudo, encontra-se situada entre as cotas 1.000 e 1.200 m, possui temperaturas inferiores a 18°C nos meses mais frios (junho, julho e agosto) e superiores a 22°C nos meses mais quentes (setembro e outubro), características do clima Tropical de Altitude (Cwa) (Baptista, 1998).

O DF é marcado pela forte sazonalidade do clima, com dois períodos distintos bem caracterizados. O período entre maio e setembro é evidenciado pela baixa taxa de precipitação, baixa nebulosidade, alta taxa de evaporação e umidade relativa média de 15%. O período entre outubro e abril apresenta padrões contrastantes, com 47% das chuvas concentrada entre os meses de dezembro a março (Campos, 2004).

A precipitação média anual é da ordem de 1.500 mm, sendo que existe uma distribuição irregular, onde as menores taxas pluviométricas anuais ocorrem na porção leste e as mais elevadas concentradas no NE e SE do DF (Baptista, 1998).

Estimativas realizadas por Coimbra (1987) mostram que cerca de 12% da precipitação total infiltram na zona de aeração, efetivamente alcançando a zona saturada do aquífero.

Um efeito anômalo da distribuição das precipitações é observado durante os veranicos de janeiro. Esse fator climático é conhecido pelos agricultores da região do Cerrado e em muitos anos é responsável pela quebra da produção agrícola da Bacia do Rio Preto, onde o efeito é mais acentuado (Campos, 2004).

II.1.4. Geologia

A geologia do Distrito Federal foi recentemente revisada e atualizada a partir da confecção de um novo mapa geológico sem as coberturas de solos, desenvolvido por Freitas-Silva & Campos (1998). Segundo os autores, quatro conjuntos litológicos distintos compõem o contexto geológico regional do DF: os Grupos Paranoá, Canastra, Araxá e Bambuí e suas respectivas coberturas de solos residuais ou coluvionares.

O Grupo Paranoá ocupa 65% do território do DF e apresenta-se dividido em sete unidades meta-sedimentares correlacionadas, conforme a coluna estratigráfica, da base para o topo, são elas: S (metassiltitos maciços e metarritmitos arenosos), A (ardósias), R3 (quartzitos de textura fina, metassiltitos e metalamitos), Q3 (quartzitos), R4

(metarritmitos argilosos), PC (metargilitos) e Q2 (quartzitos de textura média) (Faria, 1995, Freitas-Silva & Campos, 1998).

O Grupo Canastra ocupa cerca de 15% da área total do DF, sendo distribuídos pelo vale dos rios São Bartolomeu e Maranhão. O Grupo é constituído por rochas metamórficas de baixo grau, composto predominantemente por filitos com ocasionais lentes de quartzitos. Esta unidade aflora por mais de 650 Km, desde o sudoeste de Minas Gerais até o sudeste de Goiás, ocorrendo na porção centro-norte do DF.

A Bacia Hidrográfica do Gama formou-se sobre rochas do Grupo Paranoá (Idade Meso/Neoproterozoica), mais especificamente sobre as unidades Ardósia (A), Metarritmito Arenoso (R3) e Quartzito (Q3). Assim, na área de estudo ocorrem litologias do Grupo Paranoá correspondentes às unidades Ardósia (A), Metarritmito Silto-Argilosos (R4) e Quartzito (Q3).

Os solos desenvolvidos a partir destas litologias mostram características herdadas do material de origem, particularmente na textura e grau de desenvolvimento, constituindo solos pobres em nutrientes em função do pré-intemperismo das rochas de origem, que são de origem sedimentar detrítica.

II.1.5. Vegetação

O bioma Cerrado cobre cerca de 2 milhões de km² (23% do território brasileiro) e é a segunda maior formação vegetal no Brasil, perdendo apenas para a Floresta Amazônica, que tem 3,5 milhões de km². No DF, as fitofisionomias do Cerrado se agrupam em dois grupos: a) vegetação associada aos interflúvios, com solos com maior potencial agrícola, e b) vegetação associada aos cursos de água, com solos mais úmidos (Ribeiro & Walter, 1998).

Existem três associações, nas quais onze tipos fitofisionômicos estão inclusos: formações florestais (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão), savânicas (Cerrado *stricto sensu*, Parque de Cerrado, Palmeiral e Vereda) e campestres (Campo Sujo, Campo Rupestre e Campo Limpo) (Ribeiro & Walter, 1998).

As formações florestais abrangem vegetação com espécies arbóreas, onde a Mata Ciliar e a Mata de Galeria estão associadas aos cursos d'água, enquanto que o Cerradão e a Mata Seca ocorrem nos interflúvios. Já as formações savânicas caracterizam-se pela presença de estratos arbóreos e arbustivo-herbáceos, sendo que no Cerrado *stricto sensu* os estratos se distribuem de maneira aleatória, enquanto que o Parque de Cerrado ocorrem em aglomerações. O Palmeiral e a Vereda se distinguem,

uma vez que a segunda apresenta predominância do buriti. Na formação campestre predominam os arbustos e subarbustos interpostos no estrato herbáceo. Nessa formação, os campos Sujo, Rupestre e Limpo se diferenciam em função da densidade dos arbustos e subarbustos, decrescendo do Sujo ao Limpo (Ribeiro & Walter, 1998).

Na área de estudo observa-se diferentes classes de vegetação, que variam de acordo com tipo de solo. Onde ocorrem Latossolos Vermelhos, a vegetação é uma associação de Cerrado e Cerradão. Nas áreas de Latossolos Vermelho-Amarelos há associação de Cerrado Ralo, transição Cerrado-Campo e Campo Sujo. Onde ocorrem os Cambissolos, a vegetação é representada por associação de Campo Sujo e Campo Limpo. As classes de vegetação predominante nas áreas de ocorrência de Solos Hidromórficos (Gleissolos e Organossolos) são, Mata Ciliar e vegetação de Várzea.

II.2. Desenvolvimento do Trabalho

O presente estudo compreendeu etapas de campo e laboratório, a partir do planejamento e seleção da área de estudo, até o desenvolvimento, análise e conclusão dos resultados obtidos.

O levantamento dos dados secundários foi realizado por meio de referencial bibliográfico sobre legislação ambiental, caracterização do meio físico da área de estudo, parâmetros de qualidade do solo e da água e geoprocessamento.

II.2.1. Caracterização da Área de Estudo

A seleção da microbacia do Ribeirão do Gama para o estudo proposto foi embasada na importância ecológica, ambiental, social e econômica da área e pelo avançado processo de antropização verificado, principalmente nas APP. A microbacia apresenta ambientes de Cerrado preservado, áreas urbanizadas e de produção agrícola, situação ideal para avaliação da qualidade do solo e da água sob influência dos diferentes tipos de uso e ocupação das terras.

Os corpos hídricos da área de estudo, pesquisados na microbacia do Ribeirão do Gama, compreenderam o curso médio do Ribeirão do Gama e o curso total dos Córregos Mato Seco e Capetinga.

Os estudos relativos aos indicadores de qualidade dos solos e das águas foram realizados em função do uso e ocupação das terras na microbacia, ou seja: a) áreas com ocupação de agricultura – Núcleo Rural Vargem Bonita; b) áreas urbanizadas – Setor de

Mansões Park Way; e c) áreas preservadas – Fazenda Água Limpa – FAL-UnB, localizada na APA do Gama-Cabeça de Veado.

II.3. Geoprocessamento – Sistema de Informações Geográficas (SIG) e Sensoriamento Remoto

II.3.1 Mapa de Uso e Ocupação das Terras

Para o estudo da ocupação das terras da microbacia do Ribeirão do Gama foi utilizada uma imagem do satélite ALOS, correspondente ao sensor AVNIR-2, com resolução espacial de 10 m, adquirida em setembro de 2009 pelo Laboratório de Geoprocessamento da FAV, com recursos do projeto financiado pela FAP-DF. Para completar a base de dados do sensoriamento remoto e validar os mapas de uso e cobertura foram utilizadas fotografias da década de 60, levantamento realizado pela USAF (*Unidade States Air Force*), disponível, também pelo Laboratório de Sensoriamento Remoto do IG / UnB, além das imagens dos sensores Landsat 1 (MSS) e Landsat 5 (TM), referentes, respectivamente, ao ano de 1973 e ao período entre 1984 e 1998. Estas imagens são disponibilizadas gratuitamente no site da Divisão de Geração de Imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (DGI / INPE), no endereço eletrônico www.dgi.inpe.br/CDSR.

A imagem de 1998 foi georreferenciada utilizando-se a base cartográfica da CODEPLAN, na escala de 1:10.000 no sistema de projeção SICAD (CODEPLAN, 2008). O georreferenciamento foi elaborado com a base vetorial (curvas de nível, hidrografia e pontos cotados), que foi sobreposta à imagem, por meio da função Georreferenciamento do Mapa-Imagem disponível no ENVI 4.7.

O mapa de uso e ocupação das terras da microbacia de estudo foi feito com base na interpretação, análise, processamentos e tratamentos da imagem, por meio do *software* ENVI 4.7. As classes de uso e ocupação das terras foram individualizadas em: Agricultura, Cerrado, Campo, Mata de Galeria e Solo Exposto. Posteriormente foram realizadas campanhas de campo para validação das classes identificadas de uso e ocupação das terras.

As imagens foram tratadas e interpretadas no Laboratório de Sensoriamento Remoto do IG/UnB, segundo a metodologia proposta por Menezes (2010). Após essa etapa os arquivos foram editados com o auxílio do *software* Arc-Gis 9.3 para elaboração dos mapas de uso e ocupação das terras da área de estudo.

A edição dos dados vetoriais foi feita no *software* ArcGis 9.3, um Sistema de Informações Geográficas - SIG com uma interface gráfica que permite carregar dados espaciais e tabulares para visualização em mapas, tabelas e gráficos. Inclui as ferramentas necessárias para consulta e análise dos dados, bem como apresentação em mapas de elevada qualidade.

II.4. Indicadores de Qualidade do Solo

O estudo dos indicadores de qualidade do solo na microbacia do Ribeirão do Gama foi realizado por meio da interpretação dos dados analisados dos parâmetros de qualidade física, química e biológica dos solos selecionados para o estudo. Os solos foram amostrados em pontos estratégicos do terço médio do Ribeirão do Gama, representando 5 situações diferentes de uso e ocupação das terras na microbacia de estudo. Os 5 sistemas estudados para coleta de amostras estão localizados na APP do terço médio do Ribeirão do Gama (figura 2), que apresenta Solos Hidromórficos, variando apenas em textura, classificados como Organossolos Fólicos Fíbricos típicos (Embrapa, 2006).

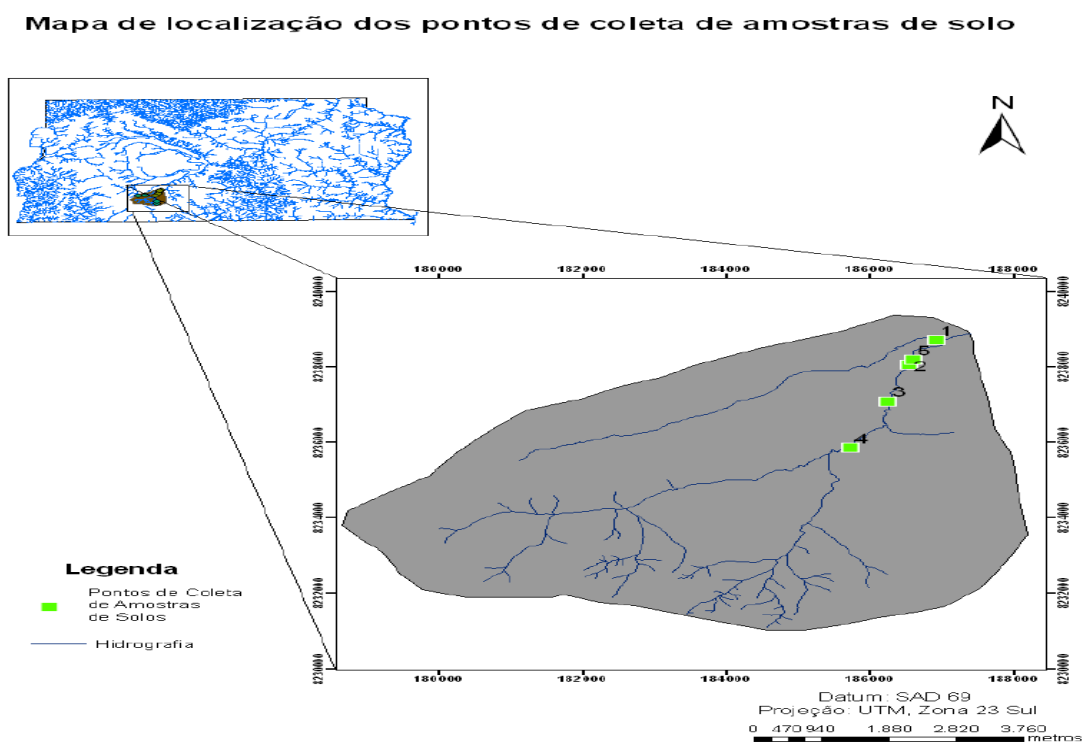


Figura 2: Mapa de localização dos pontos de coleta das amostras de solo na área de estudo.

II.4.1. Amostragem de solo

A coleta das amostras de solo foi realizada no dia 24 de março de 2009. Foram retiradas 3 amostras normais e indeformadas nas profundidades de 0 a 10 cm e 10 a 20 cm de cada local selecionado. As amostras normais foram compostas da seguinte forma: 5 repetições, em um raio de 10 m, para formar uma amostra composta de 1000 g para cada profundidade. As amostras indeformadas foram coletadas por meio de amostrador de amostras indeformadas tipo UHLAND, com o uso de cilindros de 100 cm³, pertencentes ao Laboratório de Física dos Solos da FAV-UnB, num total de 3 repetições por local amostrado, também para cada profundidade.

Após a coleta, as amostras foram embaladas, identificadas e levadas ao Laboratório de Física dos Solos da FAV-UnB. As amostras indeformadas foram secas em estufa, enquanto as amostras compostas foram colocadas para secagem ao ar e posteriormente, devidamente preparadas em função do tipo de análise. Para obtenção da fração TFSA, as amostras secas ao ar foram destorroadas e passadas em peneiras de 2 mm; para a análise de estabilidade de agregados, as amostras secas foram tamisadas em peneiras de 4 e 2 mm; e para análises microbiológicas, as amostras foram acondicionadas em câmara fria e passadas primeiramente em peneiras de 4 mm para eliminação de restos vegetais e posteriormente tamisadas a 2 mm (TFSA).

Os pontos de amostragem foram devidamente georreferenciados com GPS de navegação GARMIN e selecionados em função dos tipos diversificados de uso e ocupação das terras da microbacia do Ribeirão do Gama. Estão descritos a seguir:

- **Ponto 1** - localiza-se na margem esquerda do Ribeirão do Gama, no Núcleo Rural da Vargem Bonita (NRVB), onde o solo estava sendo utilizado pelo cultivo de hortaliças folhosas (CH), com ciclo de até 6 meses, desde 1980, configurando um sistema intensivo de manejo (drenagem, aração, adubação e correção do solo), com exposição do solo durante as fases de preparação e plantio da cultura, por aproximadamente 4 meses do ano (figura 3).



Figura 3: Foto da área de amostragem dos solos da área estudada - ponto 1 (Coordenadas: 186.911 Leste e 8.238.705 Sul).

- **Ponto 2** - situa-se na margem esquerda do Ribeirão do Gama, no Núcleo Rural da Vargem Bonita (NRVB), sendo explorado pelo cultivo de eucalipto (CE) (*Eucalyptus* spp.) desde 1990, configurando um sistema estável de cultivo perene, com solo permanentemente coberto (figura 4).



Figura 4: Foto da área de amostragem dos solos da área de estudo - ponto 2 (Coordenadas: 186.503 Leste e 8.238.066 Sul).

- **Ponto 3** - está localizado na margem esquerda do Ribeirão do Gama, no Núcleo Rural da Vargem Bonita (NRVB), sendo explorado pelo cultivo de mandioca (CM) (*Manihot esculenta Crantz*), com ciclo de até 18 meses, configurando um sistema semi-intensivo de manejo, com solo exposto apenas na fase de preparação do solo e estabelecimento da cultura. Consiste em um solo bem manejado (drenagem, aração, adubação e correção do solo) com a cultura já instalada há 10 meses, bem adensada e recobrando uniformemente o solo. Segundo o agricultor, a área está sendo explorada com o cultivo de mandioca há 5 anos, mas explora a agricultura desde 1980 (figura 5).



Figura 5: Foto da área de amostragem dos solos da área estudada - ponto 3 (Coordenadas: 186.238 Leste e 8.237.082 Sul).

- **Ponto 4** - está situado na margem direita do Ribeirão do Gama, na Fazenda Água Limpa – FAL/UnB, sendo caracterizado por uma área preservada composta por pastagem nativa (PN), configurando um sistema estável, com solo coberto e com baixa densidade de gado, menor que um animal por hectare. Consiste em solo virgem com o desenvolvimento de vegetação nativa, correspondente a Cerrado Ralo ou Campo Cerrado, forma intermediária de vegetação entre o Cerrado Típico e o Campo Sujo. Seu dossel atinge em média 10% de cobertura com árvores de mais ou menos 3 m de altura, bem espalhadas. Segundo relatos dos responsáveis pela FAL, a área vem sendo

utilizada como pastagem para bovinos e eqüinos, com uma densidade de ocupação menor que 2 animais por hectare, na época da seca, sem tratos culturais (figura 6).



Figura 6: Foto da área de amostragem dos solos da área estudada - ponto 4 (Coordenadas: 185.722 Leste e 8.235.856 Sul).

- **Ponto 5** - está localizado na margem direita do Ribeirão do Gama, na Fazenda Água Limpa – FAL/UnB, sendo caracterizado por uma área preservada composta por Campo Limpo e Mata de Galeria (MG) bastante preservada, configurando um sistema estável, com solo coberto e baixa densidade de animais, menor que um animal por hectare (figura 7).



Figura 7: Foto da área de amostragem dos solos da área estudada - ponto 5 (Coordenadas: 186.589 Leste e 8.238.179Sul).

Foram selecionados 14 indicadores de qualidade do solo, escolhidos para representar da melhor forma possível a situação ambiental dos solos submetidos a usos diversificados, servindo como indicadores para possíveis alterações no meio ambiente, influenciados pelo tipo de uso e ocupação das terras na microbacia do Ribeirão do Gama.

II.4.2. Indicadores Físicos

As análises físicas foram realizadas no Laboratório de Física dos Solos da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília e no Laboratório de Fertilidade de Solo e Nutrição Vegetal da Empresa Campo Análises Agrícolas e Ambientais, conforme descrito a seguir.

II.4.2.1. Textura do Solo

A Textura do solo foi determinada na fração TFSA, pelo método da Pipeta (Embrapa, 1997). O método se baseia na velocidade de sedimentação das partículas que compõem o solo, separando as frações areia, silte e argila.

II.4.2.2. Densidade do Solo (Ds)

A Densidade do Solo foi obtida por meio das amostras indeformadas, coletadas com anel de 100 cm³ de acordo com o método do anel volumétrico. O solo amostrado pelo método do anel volumétrico foi pesado no laboratório e levado para a estufa a 105°C, por aproximadamente 48 horas. Após o período de secagem na estufa, as amostras foram pesadas novamente. A Ds foi determinada em g/cm³, por meio da **equação 1** (Embrapa, 1997):

$$D_s = M_s \cdot V_t^{-1} \quad \text{(equação 1)}$$

Onde:

M_s = massa da amostra de solo seca em estufa (g);

V_t = volume do anel (cm³).

III.4.2.3. Densidade de Partículas (Dp)

A Densidade de Partículas do solo refere-se à densidade de partículas sólidas coletivamente. Foi determinada na fração TFSA pelo método do Balão Volumétrico, com emprego de álcool etílico, segundo Embrapa (1997).

II.4.2.4. Porosidade Total (Pt)

A Porosidade Total do solo, ou seja, o volume de poros totais do solo que pode estar ocupado por água e/ou ar, foi obtida indiretamente por meio dos valores de D_s e a D_p, conforme a metodologia descrita por Embrapa (1997), descrita pela **equação 2**.

$$P_t = [1 - (D_s/D_p)] \quad \text{(equação 2)}$$

II.4.2.5. Índice de Flocculação (If)

O Índice de Flocculação é a relação entre a argila natural dispersa, obtida por dispersão mecânica, e a argila total, obtida após a dispersão química e mecânica. Ele indica a proporção de argila que se encontra flocculada, informando o grau de estabilidade dos agregados que foi obtido na fração TFSA, segundo metodologia descrita em Embrapa, (1997).

II.4.2.6. Estabilidade dos Agregados (EA)

Para a caracterização da Estabilidade dos Agregados dos solos, as amostras foram coletadas cuidadosamente, conservando os agregados, e colocadas ao ar para

secar até atingir a consistência friável. Após este procedimento e com o solo ainda friável, as amostras foram passadas em uma peneira de 4 mm.

A amostra de solo passada na peneira de 4 mm foi então peneirada na peneira de 2 mm, e, considerando a porção retida nesta peneira, obtiveram-se as amostras de agregados menores que 4 mm e maiores que 2 mm, denominadas como amostras 4-2 ou como amostras de fração do solo 4-2 mm seca ao ar (F4-2SA), sendo estas submetidas à avaliação da EA no solo por via úmida, segundo Kemper & Chepil (1965).

A determinação da EA das amostras foi realizada com o auxílio do aparelho Yoder, adotando 3 repetições de 50 g de cada amostra de 4-2 mm. Paralelo a isso, foi determinado o teor gravimétrico da água do solo (U) pela relação entre a massa da água e a dos sólidos nela contidos, conforme Embrapa (1997), sendo o peso seco de cada amostra calculado pela **equação 3**.

$$\text{Amostra seca} = (\text{F4-2SA}) \times (1 + U) \quad (\text{equação 3})$$

Onde:

U = teor gravimétrico de água do solo (g.g^{-1})

(F4-2SA) = Fração do solo 4-2 mm seca ao ar

Para a tamisação em água, no aparelho Yoder, foi utilizado um conjunto de 4 peneiras com diâmetro de malha em ordem decrescente de 2, 1, 0,5 e 0,25 mm, com movimento oscilatório por 4 minutos. Após este tempo, foram retiradas as amostras retidas em cada peneira, sendo estas transferidas para a estufa a 105°C por 72 horas. Assim, em cada peneira, foram obtidas classes de agregados como mostra a tabela 1.

Tabela 1: Classe de agregados obtida por meio da tamisação no aparelho Yoder.

CLASSE DE AGREGADOS
Maior que 2 mm
2 mm > X > 1 mm
1 mm > X > 0,5 mm
0,5mm > X > 0,25 mm
Menor que 0,25 mm

A porcentagem de agregados em cada peneira foi obtida pela **equação 4**.

$$\% \text{ agregados} = (\text{massa do solo seco em cada peneira/amostra seca em estufa}) \times 100 \quad (\text{equação 4})$$

O diâmetro médio ponderado (DMP 4-2) foi calculado pela determinação da proporção em peso de agregados em cada classe (F_i) e o diâmetro médio em cada classe (X_i) expresso em milímetros, pela **equação 5**, proposta por Youker & McGuinness (1956).

$$DMP = \sum(F_i \times X_i) / 100 \quad \text{(equação 5)}$$

Onde:

$i = 1$ a 5

F_i = proporção em peso dos agregados

X_i = (abertura da peneira passada + abertura da peneira retida) / 2

II.4.3. Indicadores Químicos

As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Fertilidade do Solo e Nutrição Vegetal da empresa Campo Análises Agrícolas e Ambientais, conforme descrito a seguir.

II.4.3.1. Matéria Orgânica (MO)

A Matéria Orgânica foi determinada seguindo o método proposto por Walkley-Black (1934), conforme descrito a seguir: coloca-se em um erlenmeyer de 250 ml 0,5 g de amostra de TFSA, que tenha passado por peneira 0,2 mm e adiciona-se 10 ml de solução normal de $K_2CR_2O_7$ 1 N, misturando-se solo-solução. Em seguida, adiciona-se 20 ml de H_2SO_4 concentrado, agitando o erlenmeyer por um minuto, para garantir a mistura íntima do solo com os reagentes. Deixar em repouso por 20 a 30 minutos. Fazer a prova em branco (sem adição do solo). Titular com sulfato ferroso amoniacal [$Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$]. Adicionar aproximadamente 200 ml de água, 10 ml de H_3PO_4 , 0,2 g NaF e 10 gotas de difenilamina. Titular com sulfato ferroso amoniacal 0,5 N (pode ser usado o $FeSO_4$). O final da titulação é atingido, quando a coloração escura se altera para verde (Camargo, 1986 e Embrapa, 1997).

II.4.3.2. Capacidade de Troca Catiônica (CTC)

As Capacidade de Troca Catiônica foi avaliada seguindo metodologia descrita em Embrapa (1997), determinada na fração TFSA, representada por pH em água (1/2,5); determinação dos cátions trocáveis Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} , extraídos com KCl 1,0 mol.L⁻¹, dosando-se o Ca^{2+} e o Mg^{2+} por espectrofotometria de absorção atômica e o Al^{3+} por volumetria; Na^+ e K^+ extraídos com Mehlich e dosados por fotometria de

chama; $H^+ + Al^{3+}$ extraídos com acetato de cálcio 1 mol.L^{-1} a pH 7,0 e determinado volumetricamente com solução de NaOH; A partir dos valores de acidez potencial, bases trocáveis e alumínio trocável, calculam-se a CTC, a percentagem de saturação por bases (V) e a percentagem de saturação por alumínio (m).

II.4.4. Indicadores Biológicos

As análises microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Biologia do Solo da Universidade de Brasília (UnB), onde as amostras compostas de solo foram novamente homogeneizadas, retirando-se restos de raízes ou resíduos vegetais e peneiradas (peneiras de 4 mm de abertura). Posteriormente, procedeu-se a pesagem do solo e correção da umidade, para a avaliação dos atributos biológicos, conforme descrito a seguir.

II.4.4.1. Carbono da Biomassa Microbiana (C_{BMS})

O Carbono da Biomassa Microbiana foi avaliado pelo método da fumigação/extração (Vance et al., 1987). As determinações de C_{BMS} do solo foram realizadas com base em 6 repetições analíticas (3 fumigadas e 3 não fumigadas) por amostra, constituídas por 20 g de solo na fração de TFSA. Foi feita a correção da umidade para 80 % da capacidade de campo com água destilada e o solo foi colocado em frascos de vidro, os quais foram fechados com filme plástico e tampa para incubação por sete dias.

No sexto dia de incubação metade das amostras de solo foram fumigadas e distribuídas em um dessecador contendo uma placa de petri com 25 ml de clorofórmio, isento de etanol, para provocar a morte dos microorganismos e liberação dos componentes celulares. As amostras ficaram 24 horas no escuro e posteriormente foi retirado todo o vapor de clorofórmio por evaporação.

Após os sete dias de incubação para extrair o C_{BMS} , em todas as amostras de solo, fumigadas e não fumigadas, foram adicionados 70 ml de K_2SO_4 $0,5 \text{ mol.L}^{-1}$ com pH ajustado na faixa de 6,5 a 6,8. Em seguida estas amostras foram colocadas em agitador com movimento circular horizontal a 45 rpm por 45 minutos. Após a agitação, as amostras ficaram em repouso por 30 minutos para a decantação do solo e, posteriormente o sobrenadante foi filtrado em papel de filtro. Os extratos, acondicionados em recipientes plásticos de 100 ml com tampa, foram congelados para

análise, sendo congelados também triplicatas da solução de K_2SO_4 que constituíram os brancos analíticos (sem solo).

Para a digestão do carbono, pipetaram-se 8 ml de cada extrato e dos brancos analíticos. Estas amostras foram colocadas em tubos de ensaio, adicionando-se 2 ml de solução de dicromato de potássio 0,066 M e 15 ml da solução 2:1 de $H_2SO_4:H_3PO_4$ concentrados. Posteriormente, os tubos de ensaio foram colocados em bloco digestor a 100 °C por trinta minutos. Depois que as amostras esfriaram transferiu-se o conteúdo de cada tubo de ensaio para uma proveta de vidro com capacidade para 50 ml, completou-se o volume com água destilada e transferiu-se todo o conteúdo para erlenmeyers de 125 ml. Adicionaram-se 4 gotas de indicador ferroína e procedeu-se a titulação com solução padronizada de sulfato ferroso amoniacal $[Fe(NH_4)_2(SO_4)_2]$.

O C_{BMS} do solo foi determinado pela diferença entre o carbono extraído das amostras fumigadas e o das amostras não fumigadas. Calculou-se pela diferença com o branco, assumindo se que 1 ml de $K_2Cr_2O_7$ 0,5 N, equivale a 1200 μg carbono. Os cálculos foram realizados pela **equação 6**.

$$C_{BMS} = (CF - CNF) / K_{ec} \quad (\text{equação 6})$$

Onde:

C_{BMS} = Carbono da Biomassa Microbiana

CF e CNF representam o C total do CO_2 liberado das subamostras fumigadas e não fumigadas respectivamente.

$K_{ec} = 0,38$, constitui uma constante, que representa a fração do carbono da biomassa microbiana extraída após a fumigação (Wardle, 1994).

II.4.4.2. Carbono Orgânico (Corg)

O Carbono Orgânico foi calculado pelo método da oxidação via úmida, (Walkley-Black, 1934). Para cada amostra, foram pesados 0,5 g de terra fina seca ao ar (TFSA), posteriormente passada em peneira de 0,50 mm. Estas amostras foram transferidas para erlenmeyers de 500 ml, onde foram adicionados 10 ml da solução de dicromato de potássio 1 N e, em seguida, foram agitadas. Na sequência, adicionaram-se 20 ml de ácido sulfúrico e as amostras foram deixadas em repouso por trinta minutos. Após o repouso, adicionaram-se 200 ml de água destilada, 10 ml de ácido fosfórico e 1 ml do indicador ferroína. Fez-se o mesmo procedimento com o branco analítico (sem solo). Posteriormente, procedeu-se a titulação com sulfato ferroso amoniacal $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ 0,5 N, até a viragem para a cor verde.

O teor de MO foi calculado pela **equação 7**.

$$M.O_{total} (\%) = 10 \times (1 - A/B) \times 1,34 \quad (\text{equação 7})$$

Onde:

A = volume do sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra

B = volume do sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação do branco.

O teor de Corg foi obtido a partir do percentual total de matéria orgânica ($M.O_{total} \%$), convertendo-o em $g.kg^{-1}$. O teor de MO em $g.kg^{-1}$ foi dividido pelo fator 1,724. Esse fator é admitido em virtude da composição média do húmus, onde o carbono tem uma participação de 58% (Walkley-Black, 1934).

II.4.4.3. Quociente Microbiano ($qMIC$)

O quociente microbiano é calculado pela relação entre o C_{BMS} e o Corg.

II.4.4.4. Nitrogênio da Biomassa Microbiana (N_{BMS})

A determinação do Nitrogênio da Biomassa Microbiana dos solos foi realizada com base em 6 repetições analíticas (3 fumigadas e 3 não fumigadas) por amostra, constituídas por 20 g de solo na fração de TFSA, sendo preparadas juntamente com as amostras destinadas a análise do C_{BMS} , com o mesmo procedimento de incubação e fumigação e obtenção dos extratos, tal como descrito no item II.4.4.1.

Para a determinação do N_{BMS} usou-se o método de Brookes et al. (1985), onde para a digestão do nitrogênio, foram pipetados 20 ml de cada extrato e também do branco analítico e transferidos para tubos de ensaio. Adicionaram-se 1 g do catalisador ($K_2SO_4 + CuSO_4 + Selênio, 1:0,1:0,01$), e 3 ml de H_2SO_4 concentrado. Os tubos de ensaio ficaram no bloco digestor a 80 °C por uma noite; no outro dia elevou-se a temperatura para 150 °C e deixou-se por uma hora e meia, elevou-se novamente a temperatura para 300 °C e deixou-se por mais 3 horas. Após o resfriamento dos tubos foi feita a destilação, utilizando-se 20 ml de NaOH 40 % e 10 ml de ácido bórico 2 %. O destilado foi titulado com ácido sulfúrico 0,0025 N até atingir coloração alaranjada.

O N_{BMS} foi calculado pela **equação 8**.

$$N_{BMS} (mg.kg^{-1} \text{ solo}) = (NF - NNF) / Kn \quad (\text{equação 8})$$

Onde:

NF e NNF representam o N total liberado das sub-amostras fumigadas e não fumigadas respectivamente

$K_n = 0,54$, uma constante, que expressa que 54% da fração do nitrogênio da biomassa microbiana foi recuperada pelo extrator após o processo de fumigação extração (Jenkinson, 1988).

II.4.4.5. Nitrogênio Total (Nt)

O Nitrogênio Total foi determinado de acordo com Bremner & Mulvaney (1982). Para cada amostra, foram pesados 0,2 g de terra fina seca ao ar (TFSA), transferidas para tubos de ensaio, com a adição de 0,8 g da mistura catalítica ($10 \text{ K}_2\text{SO}_4 + 1 \text{ CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), mais 3 ml de H_2SO_4 concentrado. Os tubos de ensaio foram agitados e levados ao bloco digestor a 335°C , por 45 minutos. Esperou-se que os tubos de ensaio resfriassem e adicionou-se 1 ml de água oxigenada para clarear a solução. Posteriormente, acrescentaram-se em cada tubo de ensaio 10 ml de água destilada. Essa mistura digerida foi então destilada em erlenmeyer contendo 10 ml de ácido bórico a 2 %. O destilado foi titulado com ácido sulfúrico 0,003 N. O Nt foi calculado por meio de uma equação de regressão linear utilizada pelo Laboratório da UnB.

II.4.4.6. Relação $N_{\text{BMS}}:N_{\text{total}}$

É calculada pela relação entre o N_{BMS} e o Nt.

II.4.4.7. Respiração Basal (Rb)

A Respiração Basal foi calculada pela quantidade de C- CO_2 liberado em amostras de solo. Para cada amostra foram pesados 20 g de solo (TFSA) e foram colocados em frascos de 500 ml. A correção da umidade foi feita para 80% da capacidade de campo. Colocou-se dentro do frasco de 500 ml outro frasco menor, contendo 10 ml de hidróxido de potássio (KOH) 0,3 M. Os frascos de 500 ml foram fechados com filme plástico e tampa, os quais ficaram incubados por sete dias. Também foram incubados 3 frascos sem solo (branco). Após esse período, acrescentaram-se 3 ml de BaCl_2 20% aos frascos que continham o KOH 0,3 M e as soluções foram transferidas imediatamente para erlenmeyers de 100 ml, nos quais adicionaram se quatro gotas de fenolftaleína para a titulação com HCl 0,1 N (Isermeyer, 1952).

II.4.4.8. Quociente Metabólico ($q\text{CO}_2$)

O Quociente Metabólico, expresso em microgramas de C-CO₂ por micrograma de C_{BMS} por dia, foi calculado pela razão entre a Rb e o C_{BMS} conforme descrito por (Anderson & Domsch, 1993).

II.4.5. Análises Estatísticas

Os resultados dos parâmetros de solo avaliados foram estruturados em planilhas eletrônicas no *software Excel* e submetidos a programas estatísticos, utilizando o *software Sisvar* (versão 4,6) para a análise de variância – ANAVA, com análise dos valores encontrados comparados pelo teste T de student (LSD) a 5% de probabilidade ($p < 0,05$), para interpretação, apresentação e discussão dos resultados (Ferreira, 2003).

A análise estatística dos parâmetros de solo avaliados foi realizada pela ANAVA, segundo o delineamento experimental inteiramente casualizado, com 5 tratamentos (hortaliças, eucalipto, mandioca, pastagem nativa e mata de galeria), duas profundidades (0-10 cm e 10-20 cm) e 3 repetições (distribuídas pela área em um raio de 30 metros). Como parcelas úteis, foram consideradas as áreas na faixa de APP distantes entre 10 e 25 m das margens do Ribeirão do Gama.

II.5. Indicadores de Qualidade da Água

O estudo dos indicadores qualidade da água na microbacia do Ribeirão do Gama foi realizado por meio da avaliação dos dados relativos ao monitoramento das características físicas, químicas e biológicas da água em 9 pontos amostrais dos córregos Mato Seco, Capetinga e Ribeirão do Gama. A seleção destes pontos foi baseada nos diferentes tipos de uso e ocupação das terras adjacentes aos corpos hídricos presentes na área de estudo, sendo o córrego Mato Seco e o Ribeirão do Gama influenciados pela urbanização e pela agricultura e o Córrego Capetinga influenciado por áreas preservadas, livre da influência agrícola e urbana (figura 8).

Mapa de localização dos pontos de coleta de amostras de água

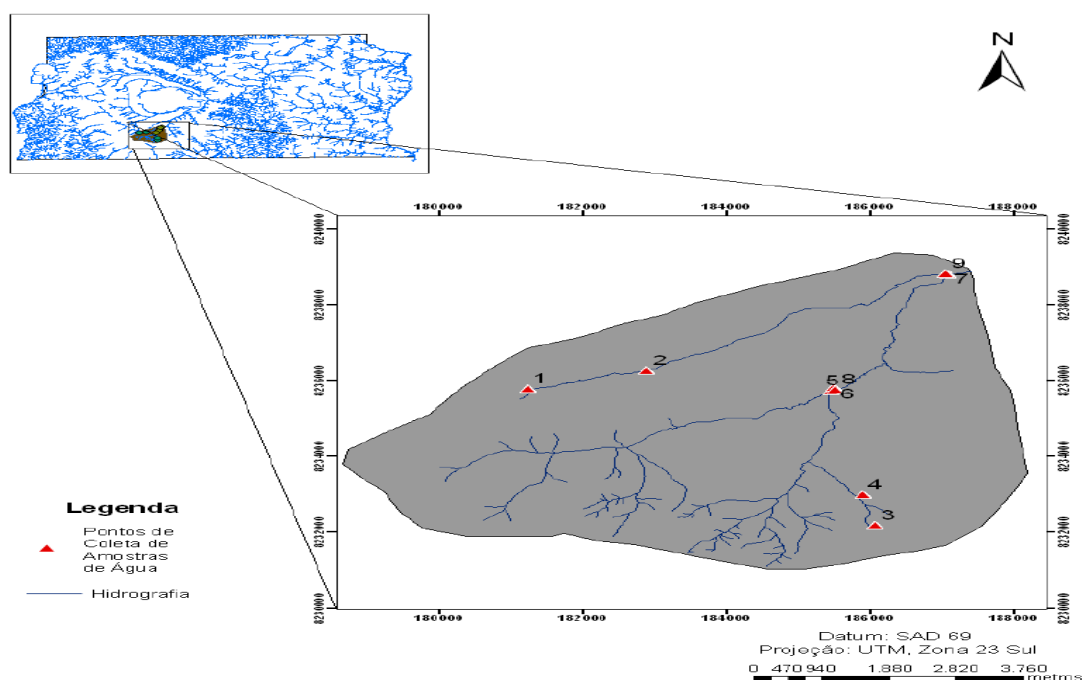


Figura 8: Mapa de localização dos pontos de coleta das amostras de água.

III.5.1. Coleta das Amostras de Água

A coleta das amostras de água foi realizada em dois períodos, ou seja: na estação seca (maio a setembro) e na estação chuvosa (outubro a abril) na região. A primeira foi realizada no dia 17/03/2009, relacionada ao período chuvoso e a segunda no dia 30/9/2009, correspondendo ao período de seca. Segundo o Boletim Agroclimático da Fazenda Água Limpa de 2009, a precipitação média do mês de março de 2009 foi de 7 mm e temperatura média de 22,4°C, no dia 17/03/2009, correspondente ao dia da primeira coleta de amostras, foi registrada uma precipitação de 1 mm e uma temperatura média de 22,7°C. No mês de setembro a precipitação média foi de 1,2 mm e temperatura média de 22,2°C, no dia 30/09/2009, correspondente ao dia da segunda coleta de amostras que não choveu e a temperatura média registrada foi de 24,4°C. Nota-se que os dias selecionados para as coletas apresentaram semelhanças, tanto na precipitação pluviométrica, quanto na temperatura. O ano de 2009 apresentou distribuição irregular de chuvas em relação ao padrão histórico, o que dificultou a seleção de períodos correspondentes à estação seca e chuvosa.

As amostras foram coletadas manualmente, submergindo os frascos de coleta a uma profundidade de 20 a 30 centímetros, e posicionados contra a correnteza dos cursos

d'água. O recipiente utilizado para a coleta e acondicionamento das amostras é de fundamental importância para que os resultados obtidos sejam confiáveis, devem ser esterilizados e resistentes.

As amostras destinadas às análises físicas e químicas foram coletadas em frascos com capacidade de 1 litro, constituídos por material polimérico de coloração branca e opacos, devidamente esterilizados, cedidos pelo Laboratório de Geoquímica do Instituto de Geociências da UnB. Após a coleta, ainda no campo, os frascos foram acondicionados em caixa térmica com gelo, para preservação das amostras.

Para as amostras destinadas às análises biológicas foram utilizados frascos de vidro com capacidade de 200 mL e coloração escura. Esses frascos, ainda no campo, foram acondicionados em uma bolsa térmica com gelo visando à redução da temperatura das amostras para retardar possíveis reações químicas e bioquímicas. Os frascos, devidamente esterilizados foram cedidos pelo Laboratório de Microbiologia de Alimentos da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária – FAV/UnB.

Os pontos de amostragem foram devidamente georreferenciados com GPS de navegação GARMIN e selecionados em função do tipo diversificado de uso e ocupação das terras da microbacia do Ribeirão do Gama. Estão descritos a seguir:

- **Ponto 1** – situa-se na nascente do Córrego Mato Seco (figura 9). Nessa área foi verificada intensa modificação antrópica, particularmente a urbanização, representando uma área do condomínio residencial do Distrito Federal, denominado Setor de Mansões Park Way (SMPW). A nascente original foi aterrada e a água correspondente ressurgiu em uma vertente a jusante da nascente original, a poucos metros de uma residência. Com isso houve perda de uma parte do córrego, já que onde era o seu leito hoje passa uma estrada que dá acesso a outras propriedades urbanas.

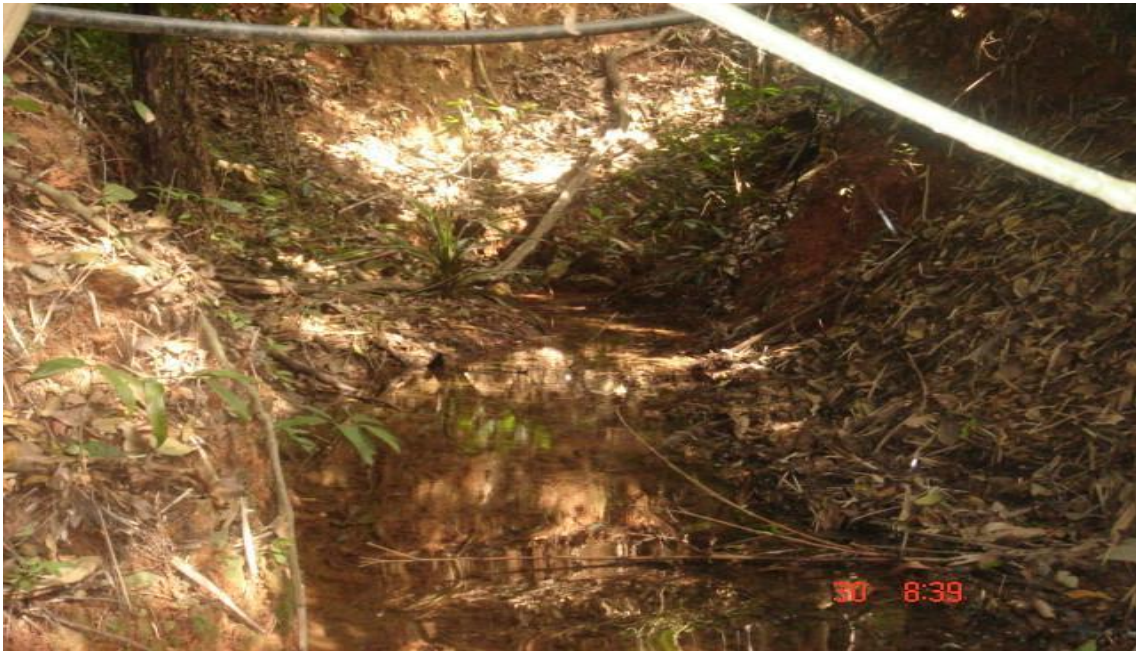


Figura 9: Foto do ponto 1, nascente do Córrego Mato Seco na área de estudo (Coordenadas: 181.233 Leste e 8.235.778 Sul).

- **Ponto 2** – situa-se no terço médio do Córrego Mato Seco (figura 10), também sob influência urbana. Há interferências no leito do Córrego, que passa por propriedades particulares no SMPW, onde o mesmo é represado para uso urbano e lazer e verifica-se o desmatamento das margens, inclusive nas Áreas de Preservação Permanente.



Figura 10: Foto do ponto 2, terço médio do Córrego Mato Seco na área de estudo (Coordenadas: 182.882 Leste e 8.236.268 Sul).

- **Ponto 3** – situa-se em uma área de surgência do lençol freático, que constitui uma das nascentes do Córrego Capetinga (figura 11), localizado dentro da Área de Proteção Ambiental - APA do Gama, na Fazenda Água Limpa – FAL da Universidade de Brasília - UnB, atualmente livre da influência antrópica.



Figura 11: Foto do ponto 3, nascente do Córrego Capetinga na área de estudo (Coordenadas: 186.064 Leste e 8.232.170 Sul).

- **Ponto 4** - situa-se no terço médio do Córrego Capetinga (figura 12), dentro da FAL-UnB, em área de preservação ambiental, ainda na APA do Gama.



Figura 12: Foto do ponto 4, terço médio do Córrego Capetinga na área de estudo (Coordenadas: 185.894 Leste e 8.232.991 Sul).

- **Ponto 5** - situa-se no terço médio do Ribeirão do Gama antes da confluência com o Córrego Capetinga (figura 13), sob influência de áreas que já apresentam problemas ambientais, particularmente erosão de solos e urbanização.



Figura 13: Foto do ponto 5, Ribeirão do Gama antes do Córrego Capetinga na área de estudo (Coordenadas: 185.462 Leste e 8.235.733 Sul).

- **Ponto 6** – situa-se no terço médio do Ribeirão do Gama após a confluência com o Córrego Capetinga (figura 14). Recebe águas com problemas ambientais detectados no ponto 5 e águas que atravessam áreas de preservação ambiental, provenientes do Córrego Capetinga.



Figura 14: Foto do ponto 6, Ribeirão do Gama após a o Córrego Capetinga na área de estudo (Coordenadas: 185.497 Leste e 8.235.821 Sul).

- **Ponto 7** – situa-se no Ribeirão do Gama após a confluência com o Córrego Mato Seco, sob forte influência de área agrícola do Núcleo Rural Vargem Bonita (figura 15).



Figura 15: Foto do ponto 7, Ribeirão do Gama após o Córrego Mato Seco na área de estudo (Coordenadas: 187.090 Leste e 8.238.790 Sul).

- **Ponto 8** - situa-se na confluência do Ribeirão do Gama com o Córrego Capetinga (figura 16). Corresponde à confluência de águas com problemas ambientais provenientes do Ribeirão do Gama e águas que atravessam áreas de preservação ambiental, provenientes do Córrego Capetinga.



Figura 16: Foto do ponto 8, confluência do Córrego Capetinga e Ribeirão do Gama na área de estudo (Coordenadas: 185.508 Leste e 8.235.770 Sul).

- **Ponto 9** - situa-se na confluência do Ribeirão do Gama com o Córrego Mato Seco (figura 17). Representa o final da microbacia de estudo, onde as águas do Ribeirão do Gama sofreram influências de áreas urbanizadas (a montante do Ribeirão do Gama) e áreas ocupadas com agricultura (Córrego Mato Seco).



Figura 17: Foto do ponto 9, na confluência do Córrego Mato Seco (na parte superior) com o Ribeirão do Gama na área de estudo (Coordenadas: 187.057 Leste e 8.238.814 Sul).

II.5.2. Indicadores de Qualidade da Água

Em função do tipo de uso e ocupação das terras detectado nos pontos de coleta de água, foram selecionados 7 parâmetros que pudessem representar a situação da qualidade das águas encontrada na microbacia do Ribeirão do Gama, sob influência dos usos e ocupações distintos das terras. Os indicadores de qualidade da água selecionados foram: Físicos – Turbidez; Químicos – Amônia, Nitrato, Condutividade Elétrica, pH e Cloreto; e Biológicos – Coliformes Fecais.

II.5.2.1. Indicadores Físicos e Químicos

A preparação das amostras para análises dos indicadores físicos e químicos foi realizada no Laboratório de Geoquímica do Instituto de Geociências – IG-UnB. As

amostras de água foram filtradas com o auxílio do equipamento de vácuo da marca *Milipore*, modelo *Sterifil 500* e membrana de celulose de 0,45 µm da mesma marca.

As análises dos parâmetros físicos e químicos foram realizadas no campo e no Laboratório de Geoquímica da Universidade de Brasília com o auxílio do aparelho medidor de multiparâmetros *HORIBA Wather Checker U-40*, utilizando amostras não filtradas, conforme a metodologia própria do Laboratório de Geoquímica - UnB. O controle de qualidade dos resultados foi realizado através da análise de amostra da água da torneira, com concentração conhecida. Com esta metodologia foram determinados o pH e a condutividade elétrica. Antes de ir para o campo o equipamento foi devidamente calibrado com água da torneira para os padrões de pH e condutividade.

O Espectrofotômetro UV-Visível de leitura direta, da marca *HACH*, modelo *DR/2000*, também foi utilizado para determinar os seguintes parâmetros físicos e químicos, conforme metodologia própria do Laboratório de Geoquímica - UnB: Turbidez (metodologia 750 do aparelho), Nitrato NO_3 (metodologia 355 do aparelho), Amônia (metodologia 380 do aparelho), usando a água da torneira como branco e amostras filtradas.

A Alcalinidade foi determinada, com amostra não filtrada, pelo método da titulação com Ácido Sulfúrico (H_2SO_4 0,02N) como reagente e fenolftaleína e bromocresol vermelho de metila como indicadores, conforme metodologia aplicada no Laboratório de Geoquímica - UnB.

II.5.2.2. Indicadores Químicos

Aplicou-se metodologia analítica específica para análise de água seguindo os critérios e normas do *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater*, edição da *American Public Health Association (APHA)*, da *American Water Works Association (AWWA)*, e da *Water Pollution Control Federation (WPCF)*. O controle de qualidade dos resultados foi realizado mediante análise de amostra de água de concentração conhecida.

Os teores de amônia, nitrato e cloreto também foram determinados por meio do Espectrofotômetro de Absorção Atômica (AAS), marca *Perkin Elmer*, modelo 603 de duplo feixe, e do Espectrômetro de Emissão Atômica com fonte de plasma, marca *Spectro Analytical Instruments GmbH*, modelo *Spectroflame-Fvmo3*, utilizando nebulizador *Meinhard* e demais condições operacionais de acordo com as especificações do fabricante.

II.5.2.3. Indicadores Biológicos

Para as análises biológicas foi usada a Técnica dos Tubos Múltiplos descrita na Instrução Normativa nº 62 de 2003, publicada pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Para a quantificação de coliformes fecais foi usado o Procedimento Básico de Contagem, apresentado no Anexo III dessa mesma Instrução Normativa.

III. RESULTADOS E DISCUSSÃO

III.1. Avaliação do Uso e Ocupação da Terras

Em relação ao uso e ocupação das terras é importante esclarecer que todas as áreas selecionadas para o estudo estão situadas em Área de Preservação Permanente, ao longo das margens do terço médio do Ribeirão do Gama, sendo áreas protegidas pela Lei 4771/64 e modificações, que não devem ser avaliadas quanto à sua aptidão agrícola para a situação apresentada (figura 18).

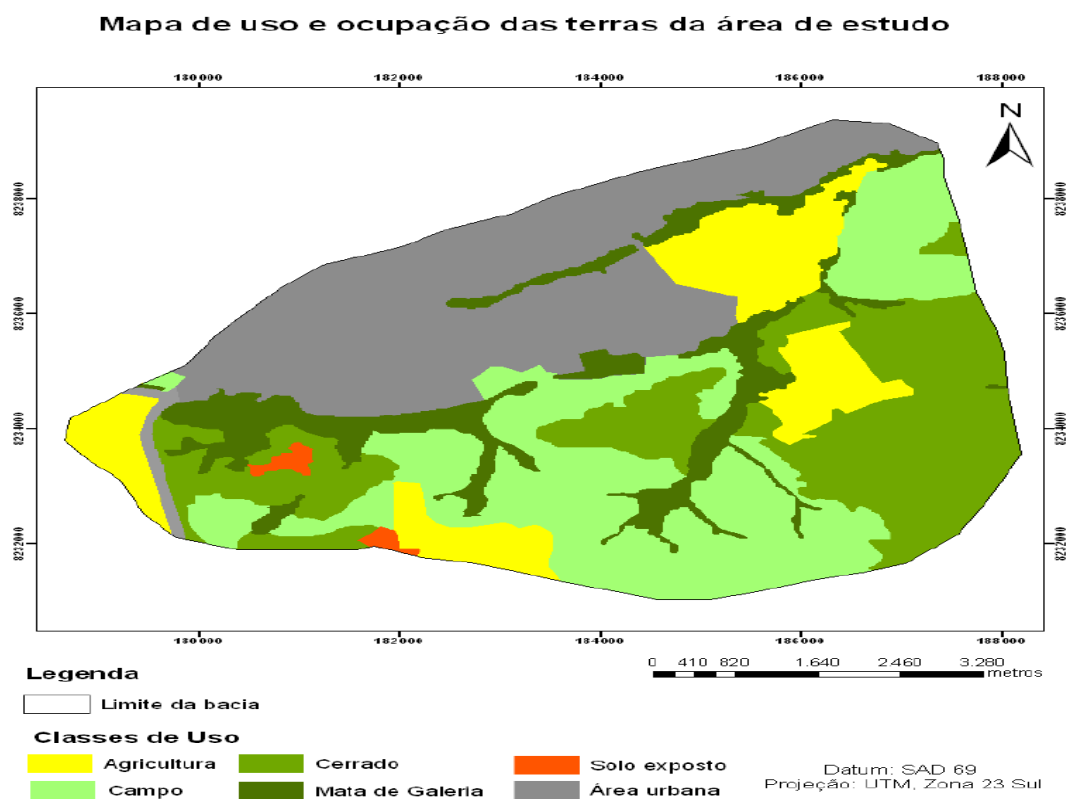


Figura 18: Mapa de uso e ocupação das terras da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

O mapa apresenta uma visão do uso e ocupação das terras na microbacia, com destaque para a urbanização que ocupa quase metade da área. As terras situadas na margem direita do Ribeirão do Gama estão preservadas, com pontos de solo exposto e um uso agrícola discreto. A margem esquerda do Ribeirão do Gama, onde corre o córrego Mato Seco, está completamente ocupada pela urbanização e pela agricultura, com as áreas de APP bastante alteradas pela influência antrópica.

III.2. Classificação dos Solos Estudados

De acordo com resultados de análises físicas e químicas em auxílio à classificação dos solos estudados nos pontos amostrais 1 a 5, realizadas pelo Laboratório de Fertilidade de Solo e Nutrição Vegetal da Empresa Campo Análises Agrícolas e Ambientais

- **Ponto 1 – Tratamento: Cultivo de Hortaliças - CH:** O solo amostrado foi classificado como um Organossolo Fólico Fíbrico típico de classe textural franco-argilo-siltoso, conforme descrito na tabela 2;

- **Ponto 2 – Tratamento: Cultivo de Eucalipto - CE:** O solo amostrado foi classificado como um Organossolo Fólico Fíbrico típico de classe textural franco, conforme descrito na tabela 2;

- **Ponto 3 – Tratamento: Cultivo de Mandioca - CM:** O solo amostrado foi classificado como um Organossolo Fólico Fíbrico típico de classe textural franco-argilo-siltoso, conforme descrito na tabela 2;

- **Ponto 4 – Tratamento: Pastagem Nativa - PN:** O solo amostrado foi classificado como um Organossolo Fólico Fíbrico típico de classe textural franco-siltoso, conforme descrito na tabela 2;

- **Ponto 5 – Tratamento: Mata de Galeria - MG:** O solo amostrado foi classificado como um Organossolo Fólico Fíbrico típico de classe textural franco-siltoso no perfil de 0-10 cm e, organossolo de classe textural argilo-siltoso no perfil de 10-20 cm, conforme descrito na tabela 2.

Tabela 2: Classificação da textura dos solos da área de estudo.

Tipo de Atividade	Profundidade (cm)	Areia (g/kg)	Silte (g/kg)	Argila (g/kg)	Classe Textural
Cultivo de Hortaliças - CH	0-10	16	50	34	Franco-Argilo- Siltoso
Cultivo de Hortaliças - CH	10-20	16	49	35	Franco-Argilo- Siltoso
Cultivo de Eucalipto - CE	0-10	39	40	21	Franco
Cultivo de Eucalipto - CE	10-20	38	43	19	Franco
Cultivo de Mandioca - CM	0-10	17	52	31	Franco-Argilo- Siltoso
Cultivo de Mandioca - CM	10-20	15	54	31	Franco-Argilo- Siltoso
Pastagem Nativa - PN	0-10	26	50	24	Franco-Siltoso
Pastagem Nativa - PN	10-20	28	51	21	Franco-Siltoso
Mata de Galeria - MG	0-10	30	50	20	Franco-Siltoso
Mata de Galeria - MG	10-20	12	47	41	Argila-Siltosa

III.3. Avaliação da Qualidade do Solo

III.3.1. Densidade do Solo (Ds) e Porosidade Total (Pt)

Os dados obtidos para a Densidade do Solo dos pontos selecionados para o estudo de qualidade do solo encontram-se apresentados na tabela 3.

Tabela 3: Densidade dos solos em áreas de APP da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	g.cm ⁻³		g.cm ⁻³
Cultivo de Hortaliças - CH	1,01	0,95	0,98BC
Cultivo de Eucalípto- CE	0,84	0,82	0,83C
Cultivo de Mandioca - CM	1,23	1,17	1,2B
Pastagem Nativa - PN	1,68	1,68	1,68A
Mata de Galeria - MG	1,31	1,22	1,26B
	1,21a	1,17a	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) (p<0,05).

A Ds do solo da área de pastagem nativa (PN), correspondente ao ponto amostral 4, apresentou o maior valor nas duas profundidades amostradas (1,68 g.cm⁻³), já o solo da área com cultivo de eucalipto (CE) mostrou a menor Ds, também nas duas profundidades estudadas (0,84 e 0,83 g.cm⁻³, respectivamente nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm).

Kiehl (1979) enfatiza que para solos argilosos, a Ds é considerada ideal quando assume valores entre 1,0 e 1,2 g.cm⁻³. Segundo Arshad et al. (1996), Ds superior a 1,4 g cm⁻³ para solos argilosos restringem o crescimento radicular. A Ds ao redor de 1,3 g.cm⁻³ pode ser ideal para o crescimento da maioria das culturas (Letey, 1985).

Solos com teor muito alto de matéria orgânica (MO), como os Organossolos, geralmente apresentam Ds menores que 1 g.cm⁻³. As Ds obtidas nas amostras analisadas mostram valores próximos ao sugerido por Kiehl (1979), para os tratamentos de cultivo de hortaliças (CH), CE e cultivo de mandioca (CM). Os sistemas de PN e mata de galeria (MG) apresentaram valores superiores a 1,2 g.cm⁻³. Como a área é ocupada com pastoreio de bovinos durante a seca, o pisoteio associado à textura silto-argilosa, predominante, além da estrutura inorgânica frágil desses solos, pode ser um dos fatores relacionados ao aumento da Ds nesses solos. Os pontos avaliados encontram-se dentro de uma APP, local próximo da água para dessedentação dos animais e que oferece proteção nas horas mais quentes do dia.

Assim, apenas o sistema PN, com D_s de $1,68 \text{ g.cm}^{-3}$ nas duas profundidades avaliadas, apresentou a qualidade física do solo comprometida, em relação ao indicador D_s . O sistema MG apresentou valor muito próximo a $1,2 \text{ g.cm}^{-3}$, o que determina uma maior atenção para as atividades de pastoreio de bovinos desenvolvidas sobre essa área, que pode evoluir para compactação do solo.

Segundo Araújo et al. (2007), a D_s tende a aumentar com a profundidade, sendo influenciada por uma infinidade de fatores, como diminuição do teor de MO, menor agregação, maior compactação, diminuição da porosidade do solo, entre outros. Tal fato não ocorreu nos Organossolos estudados, onde a distribuição de MO ao longo das profundidades avaliadas foi semelhante.

Anjos et al. (1994), obtiveram menores valores de D_s nas áreas avaliadas com a condição estrutural original do solo preservada. O uso de máquinas, equipamentos pesados e elevada carga animal favorecem o aumento desse atributo (Bertol et al., 2006).

A D_s geralmente diminui com o incremento do teor de MO, e a magnitude da mudança é maior em solos arenosos e mínima em solos de textura média (Bauer & Black, 1992). Valladares (2008), analisando Organossolos da Bahia-BA, encontrou correlação negativa entre a D_s e a MO, o que pode ser explicado pela baixa densidade da matéria orgânica em relação à fração mineral do solo.

A tabela 4 apresenta os resultados de Porosidade Total para os solos estudados e mostra o aumento do valor da P_t com a profundidade em todos os solos dos tratamentos avaliados.

Tabela 4: Porosidade total dos solos em áreas de APP da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	g.g ⁻¹		g.g ⁻¹
Cultivo de Hortaliças - CH	58,18	60,4	59,29AB
Cultivo de Eucálio - CE	65,01	66,14	65,58A
Cultivo de Mandioca - CM	44,90	48,14	46,52AB
Pastagem Nativa - PN	9,89	13,17	11,53C
Mata de Galeria - MG	40,31	47,01	43,66B
	43,66a	46,97a	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) ($p < 0,05$).

O solo da área sob PN apresentou o menor valor de Pt em relação às profundidades analisadas (9,89 e 13,17 g.g⁻¹, respectivamente nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm), mostrando diferença estatisticamente significativa em relação aos demais solos avaliados. O maior valor de Pt foi observado no solo da área sob CE (65,01 e 66,14 g.g⁻¹, respectivamente nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm), valor estatisticamente semelhante aos dos solos dos CH e CM.

Os tratamentos de CH e CM, também não apresentaram diferenças estatísticas, para a Pt, em relação ao tratamento MG. Este resultado foi, também, verificado em relação à Ds. Tal constatação permite concluir que o manejo dos solos nos tratamentos cultivados (CE, CH e CM) não está afetando a Ds e conseqüentemente a Pt dos solos. O manejo adotado, apesar de ser plantio convencional nestes tratamentos, não está degradando a estrutura dos solos, conseqüentemente não afetando a qualidade dos mesmos, em relação aos indicadores Ds e Pt.

Spera et al. (2004) observaram, também, aumento da porosidade com a profundidade para todos os sistemas de produção de grãos e forrageiras sob pastejo avaliados. O contrário foi observado para áreas de floresta subtropical, que apresentou maior Pt em relação aos sistemas citados em diferentes profundidades, resultado da estruturação dos solos, também em subsuperfície, devido aos resíduos vegetais depositados.

Segundo Camargo & Alleoni (1997), um solo ideal deve apresentar 50% de volume de poros totais que, na capacidade de campo, teria 33,5% ocupado pela água e 16,5% ocupado pelo ar, o que só não foi observado no sistema de pastagem nativa.

Na PN, o valor da Pt observado foi de 45%, sugerindo o comprometimento da qualidade do solo neste sistema, em função do pisoteio de animais no período da seca, provavelmente com números de animais/ha acima da capacidade deste solo, tal como verificado em relação ao indicador Ds. A MG apresentou uma Pt abaixo de 50%, podendo estar sendo influenciada, também pelo pisoteio dos animais, porém em menor número de animais/ha, além da textura e estrutura inorgânica frágil deste solo. Os demais sistemas apresentaram valores acima de 50%, os sistemas CH e CM influenciados pelo manejo, que inclui aração no preparo do solo e o CE, por apresentar um sistema estável de manejo mínimo em constante recuperação.

Nas áreas avaliadas, ocupadas com pastagem nativa, o aumento da Ds pode representar uma redução dos macroporos e aumento dos microporos nestas áreas, refletindo diretamente na taxa de infiltração de água, nesse caso, provocada pela pressão exercida pelo pisoteio animal, de acordo com dados obtidos por Federer et al., (1961).

A distribuição do tamanho de poros é um dos principais parâmetros físicos que condiciona as taxas de infiltração de água e difusão de oxigênio no solo e a sua capacidade de retenção de água (Baver et al., 1972).

III.3.2. Índice de Flocculação (IF) e Estabilidade dos Agregados (EA)

Os dados obtidos para os Índices de Flocculação dos solos estudados estão apresentados na tabela 5.

Tabela 5: Índice de floculação dos solos em áreas de APP da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	dag.kg ⁻¹		dag.kg ⁻¹
Cultivo de Hortaliças - CH	49,28	43,57	46,43B
Cultivo de Eucalípto - CE	52,74	62,52	57,63AB
Cultivo de Mandioca - CM	40,29	47,47	43,88B
Pastagem Nativa- PN	56,64	81,25	68,94A
Mata de Galeria - MG	97,73	58,14	77,93A
	59,34a	58,59a	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) ($p < 0,05$).

O IF foi maior no solo sob MG (97,74 dag.kg⁻¹ na profundidade de 0-10 cm e 58,14 dag.kg⁻¹ na profundidade de 10-20 cm). O menor valor de IF constatado foi no solo da área de CM (40,29 e 47,47 dag.kg⁻¹, respectivamente nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm), considerado estatisticamente semelhante aos valores de IF dos solos avaliados sob CH e CE.

Os valores observados entre os solos sob tipos de uso e ocupação das terras diversificadas estudados na microbacia do Ribeirão do Gama representam uma situação que já era esperada, com os menores valores de IF para o CH e CM, nas duas profundidades avaliadas, uma vez que estes sistemas de produção apresentam sistema de plantio convencional, incluindo na preparação para o cultivo, a aração e exposição do solo. O revolvimento do solo influencia a estrutura do solo, deixando os agregados mais fragilizados, o que altera o teor de argila dispersa em água e conseqüentemente o IF.

Deve-se também levar em consideração que estes solos, apresentam adição de sedimentos nos períodos chuvosos, quando ocorre a inundação das planícies de inundação dos cursos d'água. Como estes períodos chuvosos variam amplamente em função da diversificação que ocorre no sistema pluviométrico anual, a adição de sedimentos de frações granulométricas diversificadas (argila, silte e areia) pode ocorrer. Assim, a textura destes solos podem variar em camadas de espessuras variáveis, em função do regime pluviométrico anual e a intensidade de carreamento de partículas pelos cursos d'água, além da distância do solo em relação ao leito da drenagem. A

tendência natural é que os solos Hidromórficos apresentem textura mais grosseira (silto-arenosos) quanto mais próximos ao leito e, textura mais fina (silto-argilosa) quanto mais distante dos leitos das drenagens, em função do tempo de sedimentação variável das partículas de granulometria diferente.

Como os Organossolos estudados foram coletados em APPs, conseqüentemente tendem a apresentar textura variável entre eles e ao longo das profundidades estudadas, tal como foi verificado na descrição da textura dos mesmos (Ítem III.2). Esta variação textural, também pode colaborar na diferenciação do IF.

Tal fato foi verificado nas profundidades estudadas do solo do ponto amostral 5, que apresentou variação do teor de argila de 20 g.kg⁻¹ na profundidade de 0-10 cm e 41 g.kg⁻¹ na profundidade de 10-20 cm, podendo ser considerada uma variação significativa. Mas, de modo geral os Organossolos estudados apresentaram baixos teores de argila, com textura predominante franco-siltosa a franco-argilo-siltosa.

Segundo Alleoni & Camargo (1994), os teores de argila tendem a diminuir com a profundidade do solo, mas neste trabalho não foi observado o efeito da profundidade para esse parâmetro.

Os resultados obtidos para a avaliação da Estabilidade dos Agregados dos solos estudados, expressos pelo diâmetro médio ponderado (DMP) encontram-se apresentados na tabela 6.

Tabela 6: Estabilidade dos agregados dos solos (DMP) da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	mm		mm
Cultivo de Hortaliças - CM	2,84	2,59	2,72A
Cultivo de Eucalípto - CE	2,77	2,71	2,74A
Cultivo de Mandioca - CM	2,84	2,78	2,81A
Pastagem Nativa- PN	2,54	2,39	2,47B
Mata de Galeria - MG	2,78	2,64	2,71A
	2,75a	2,62b	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) (p<0,05).

Em todos os tratamentos avaliados, o DMP dos solos diminuiu com a profundidade e foi maior no tratamento de CM (2,84 mm na profundidade de 0-10 cm e 2,78 mm na profundidade de 10-20 cm), considerado estatisticamente semelhante aos resultados obtidos de DMP dos demais solos estudados dos tratamentos CH, CE, CM e MG. Entretanto, observou-se diferença estatística significativas nos valores de DMP do solo sob PN, em relação aos demais solos estudados, que apresentou o menor valor (2,30 mm na profundidade de 0-10 cm e 2,54 mm na profundidade de 10-20 cm). Esse fato também pode estar relacionado ao pisoteio dos animais e à textura desse solo, assim como observado nos valores de Ds apresentados anteriormente.

Estes valores obtidos para a DMP dos agregados dos Organossolos estudados são considerados altos, quando comparado a outros solos. A MO é considerada por muitos pesquisadores como o principal agente de estabilização de agregados (Tisdall & Oades, 1982; Gang et al., 1998). Os valores encontrados nos organossolos estudados, em todos os tratamentos, apresentam em média cerca de 2,7 mm e podem estar relacionados ao teor de MO encontrada em cada solo.

Para Siqueira et al. (1994), uma boa estrutura para o desenvolvimento vegetal e sustentabilidade ambiental depende da presença de agregados estáveis com diâmetro maior que 1 mm.

A intensa mobilização do solo, associada à baixa ou ausente aplicação de práticas conservacionistas, reduz a estabilidade e o teor de carbono orgânico (Corg) em alguns tipos de solos (Rodrigues et al., 2007). No entanto, não foi verificado tal fato, uma vez que os CH e CM, que apresentam sistema de plantio não conservacionista, com adoção de práticas de aração e gradagem, mostraram DMP semelhantes, nas duas profundidades estudadas, em relação aos outros tratamentos. Provavelmente, nestes sistemas de cultivo não houve perda do teor de Corg, por se tratarem de solos geneticamente constituídos por alto teor de MO e Corg.

A estabilidade é influenciada pelo teor de argila e MO dos solos. Quanto menor a EA de um solo, maior sua susceptibilidade a processos erosivos. Atividades agrícolas também influenciam esta estabilidade, onde o revolvimento do solo rompe sua estrutura aumentando a Ds e reduzindo o teor de MO, (Kiehl, 1979).

III.3.3. Matéria Orgânica (MO)

A Matéria Orgânica apresentou interação significativa entre os tratamentos e as profundidades analisadas, conforme a tabela 7.

Tabela 7: Matéria orgânica dos solos em áreas de APP na microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾	
	0 - 10 cm	10 - 20 cm
	dag.kg ⁻¹	
Cultivo de Hortaliças - CM	11,13cA	11,50cdA
Cultivo de Eucalipto - CE	9,90cA	9,37dA
Cultivo de Mandioca- CM	12,23cA	12,6bcA
Pastagem Nativa- PN	26,17aA	26,43aA
Mata de Galeria - MG	20,50bA	15,00bB

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas colunas e minúsculas nas linhas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) ($p < 0,05$).

O menor valor entre os solos dos tratamentos estudados foi observado no CE, com valores de 9,9 dag.kg⁻¹ na profundidade de 0-10 cm e 9,37 dag.kg⁻¹ na profundidade de 10-20 cm. Estes resultados foram considerados estatisticamente semelhantes aos resultados obtidos nos solos sob CH e CM.

A diferença significativa em relação ao teor de MO dos solos com CH, CE e CM foi verificada em relação aos demais tratamentos na profundidade de 0-10 cm, onde o maior valor foi observado no solo da PN (valores de 26,17 dag.kg⁻¹ na profundidade de 0-10 cm e 26,43 dag.kg⁻¹ na profundidade de 10-20 cm). Na profundidade de 10-20 cm, o solo da PN apresentou valor da MO com diferença significativa em relação ao solo da MG e aos demais tratamentos (CH, CE e CM). O resultado do solo sob CH não apresentou diferença estatística para o solo do CM.

Os menores teores de MO foram verificados no tratamento CE, apesar de ser considerado estatisticamente semelhante aos resultados dos solos sob CH e CM, podem ser justificados em função do manejo adotado neste tratamento, que não inclui incorporação de restos vegetais.

O solo sob MG foi o único sistema observado que apresentou diferença estatística significativa dos valores de MO nos solos nas profundidades observadas, havendo redução no teor de MO com o aumento da profundidade, de 20,5 dag.kg⁻¹ (0-10cm) para 15 dag.kg⁻¹ (10-20 cm). Este fato pode ser explicado pelo elevado teor de MO na camada superficial dos solos sob MG e pela lenta decomposição desse material. Os valores obtidos de MO podem ser explicados pela baixa relação carbono/nitrogênio,

pela incorporação de restos vegetais nos sistemas cultivados (CH, CE e CM) e pelo acúmulo de MO nos sistemas preservados (PN e MG). O sistema de PN possui uma alta relação C/N e a MG acumula e recicla a MO.

Em solos sob vegetação natural, tal como na PN e MG a preservação da MO tende a ser máxima, pois o revolvimento do solo é mínimo, sendo o aporte de carbono nas florestas mais elevado do que em áreas cultivadas (Lathwell & Bouldin, 1981; Nobre & Gash, 1997). Já em áreas cultivadas, que é o caso dos tratamentos CH, CE e CM, os teores de MO, via de regra, diminuem, já que as frações orgânicas são mais expostas ao ataque de microrganismos, em função do maior revolvimento e desestruturação do solo (Resck et al., 1991; Christensen, 1996).

As taxas de perda de MO são afetadas principalmente pela drenagem e também pelo preparo do solo, especialmente pela intensidade do revolvimento, devido a influencia que este apresenta sobre a temperatura, umidade e aeração, grau de fracionamento e incorporação dos resíduos culturais, e pela cobertura do solo (Bayer & Mielniczuk, 1997).

III.3.4. Capacidade de Troca Catiônica (CTC)

Os resultados para a Capacidade de Troca Catiônica dos solos estudados nos diversos tratamentos encontram-se apresentados na tabela 8.

Tabela 8: Resultados de CTC dos solos em áreas de APP na microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	cmol _c .dm ⁻³		cmol _c .dm ⁻³
Cultivo de Hortaliças - CM	18,20	17,57	17,88AB
Cultivo de Eucalípto - CE	17,17	15,87	16,52B
Cultivo de Mandioca - CM	21,67	21,83	21,75A
Pastagem Nativa- PN	18,07	17,57	17,82AB
Mata de Galeria - MG	19,50	16,00	17,75AB
	18,92a	17,77b	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) (p<0,05).

A CTC apresentou o menor valor no sistema de CE (valores de 17,17 e 15,97 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$, respectivamente nas profundidades 0-10 e 10-20 cm), mostrando resultados com diferença estatisticamente significativa em relação aos valores obtidos para o solo sob CM, cujo solo estudado, apresentou o maior valor de CTC, ou seja, 21,67 e 12,83 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente. Nos outros tratamentos (CH, PN e MG) os valores de CTC dos solos foram considerados estatisticamente semelhantes entre si e não apresentam diferenças significativas para os demais tratamentos.

Em todos os pontos, a CTC dos solos estudados foi discretamente menor na profundidade de 10-20 cm, provavelmente em função do ligeiro decréscimo de MO nesta profundidade na maioria dos solos avaliados, com destaque para os solos sob MG, onde o teor de MO foi consideravelmente menor nesta profundidade.

Segundo Silva & Resck (1997), áreas cultivadas, tal como CH, CE e CM, que em função do manejo adotado podem ter perda de MO, podem ter a CTC alterada pelo efeito da calagem utilizada na correção do solo, além da adição de restos culturais. Já em áreas preservadas (caso de PN e MG) a CTC é influenciada pelo teor de MO, onde este fato foi observado no tratamento MG.

A elevada CTC nos Organossolos deve-se, principalmente, à presença de colóides orgânicos, que possuem grande superfície específica (Brady, 1989). Segundo Valladares (2008), os Organossolos e solos com elevado conteúdo de Corg podem ter uma grande variabilidade em seus atributos, sendo essa condicionada pelas características ambientais e pela ação antrópica.

III.3.5. Carbono da Biomassa Microbiana (C_{BMS})

Os valores de Carbono da Biomassa Microbiana estão apresentados na tabela 9.

Tabela 9: Carbono da biomassa microbiana dos solos em áreas de APP na microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	mg C.Kg ⁻¹		mg C.Kg ⁻¹
Cultivo de Hortaliças - CH	188,21	127,35	157,78C
Cultivo de Eucalípto- CE	204,59	167,54	186,06C
Cultivo de Mandioca - CM	324,83	304,56	314,7B
Pastagem Nativa - PN	910,14	733,2	821,67A
Mata de Galeria - MG	183,77	132,39	158,08C
	362,31a	293,01a	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) ($p < 0,05$).

O maior valor foi verificado no solo correspondente ao tratamento de PN (910,14 mg C.Kg⁻¹ e 733,2 mg C.Kg⁻¹, respectivamente nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm) com diferença significativa para os demais solos estudados. Já o menor valor foi observado no solo sob MG (183,77 e 132,39 mg C.Kg⁻¹, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente), que apresentou diferença significativa em relação ao solo do tratamento CM, sendo, porém, considerado estatisticamente semelhante aos valores obtidos no solo sob CH e CE. O baixo valor observado na área sob MG pode ser explicado pela baixa atividade microbiana, pela lenta decomposição da MO e pelo equilíbrio natural desses solos.

Alguns autores observaram altos teores de C_{BMS} em áreas sob pastagem. Araújo et al. (2007) constataram que o C_{BMS} dos Latossolos estudados na área de pastagem foi semelhante à dos Latossolos avaliados sob Cerrado Nativo, atribuindo os resultados obtidos ao intenso desenvolvimento do sistema radicular das gramíneas forrageiras, o que favorece a atividade biológica do solo. Carneiro et al. (2008) também concordam que tal aumento se deve ao sistema radicular das gramíneas, que promovem maior entrada de carbono no solo.

III.3.6. Carbono Orgânico (Corg)

De acordo com os dados obtidos para o Carbono Orgânico dos solos estudados, apresentados na tabela 10, verificou-se o maior valor nos solos do tratamento MG

(118,91 g.Kg⁻¹ de solo – profundidade 0-10 cm e 87,01 g.Kg⁻¹ de solo – profundidade de 10-20 cm) que mostrou diferença significativa para os demais sistemas observados.

Tabela 10: Carbono orgânico do solo em áreas de APP na microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹
Cultivo de Hortaliças - CH	64,56	66,71	65,64BC
Cultivo de Eucálibto- CE	57,42	54,35	55,89CD
Cultivo de Mandioca - CM	70,94	73,09	72,01B
Pastagem Nativa - PN	151,8	153,31	152,55D
Mata de Galeria - MG	118,91	87,01	102,96A
	92,73a	86,89a	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) (p<0,05).

O menor valor foi observado no solo sob CE (57,42 e 54,35 g.Kg⁻¹, respectivamente, para as profundidades de 0-10 e 10-20 cm), que apresentou diferença significativa em relação aos demais valores dos solos estudados. Entretanto, a exceção é feita em relação ao solo sob PN, cujo valor de Corg foi estatisticamente semelhante ao da CE. O valor de Corg solo de CH não apresentou diferença significativa para os resultados constatados para os solos do CE e CM

De maneira geral, o teor de carbono no solo diminui com o aumento da profundidade, o que não foi observado neste estudo, pois os solos avaliados são Organossolos. Carneiro et al. (2008) defende que o sistema radicular das gramíneas promove maior entrada de carbono no solo, no entanto, tal fato só foi observado em relação ao C_{BMS} no tratamento PN.

Teores de carbono elevados podem estar associados à melhoria da agregação, aumento da macroporosidade e conseqüente redução da Ds. Resultados semelhantes foram encontrados por outros autores (Mendonça, 1999; D'Amore & Lynn, 2002).

III.3.7. Quociente Microbiano ($qMIC$)

O Quociente Microbiano apresentou o maior valor no sistema de PN (tabela 11), com diferença significativa para os demais sistemas, sendo menor na profundidade de 10-20cm, mas sem efeito de interação. O menor valor foi observado no sistema de MG, que apresentou diferença significativa em relação aos sistemas de PN e CM, sendo semelhante aos CH e CE.

Tabela 11: Quociente microbiano dos solos em áreas de APP na microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹
Cultivo de Hortaliças - CH	2,92	1,91	2,42BC
Cultivo de Eucalipto- CE	3,56	3,08	3,32BC
Cultivo de Mandioca - CM	4,58	4,17	4,38B
Pastagem Nativa - PN	6,00	4,78	5,39A
Mata de Galeria - MG	1,56	1,52	1,54C
	3,72a	3,09a	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) ($p < 0,05$).

Cardoso et al. (2009) atribuem as reduções na relação $C_{BMS}:C_{org}$ à baixa qualidade nutricional da MO, que provoca estresse na microbiota do solo, tornando-a incapaz de utilizar totalmente o Corg. Monteiro & Gama-Rodrigues (2004) relatam que a eficiência da biomassa microbiana na imobilização de carbono e nitrogênio está diretamente relacionada com a qualidade da MO, e que quanto menor o valor da relação $C_{BMS}:C_{org}$ menor é a qualidade da MO. Araújo et al. (2007) discutem que, ao acelerar a decomposição dos resíduos orgânicos diminui-se o tempo de residência da MO no solo, remetendo em perda de carbono no sistema e maior emissão de CO_2 para a atmosfera.

Em trabalho desenvolvido na Nova Zelândia, Sparling et al. (1993) observou uma relação $C_{BMS}:C_{org}$ maior em pastagens, quando comparadas com florestas nativas ou exóticas. No Brasil, em experimento realizado por Geraldês et al. (1995), na Amazônia, a relação $C_{BMS}:C_{org}$ foi mais elevada em pastagem de quatro anos do que na

mata natural. No entanto, com o aumento do tempo de estabelecimento da pastagem, os autores observaram um decréscimo na relação, indicando redução da participação do C_{BMS} em relação ao Carbono Orgânico Total (COT).

Alvarenga et al. (1999) observaram diferença entre áreas de pastagem nativa e pastagem cultivada em relação ao Cerrado e os maiores valores foram encontrados no Cerrado. Carneiro et al. (2009) observaram redução na relação $C_{BMS}:C_{org}$ em solos cultivados com pastagem, em relação ao Cerrado. Mas, observa-se também que, neste trabalho os valores da relação $C_{BMS}:C_{org}$ foram menores que 6 % em todos os sistemas de uso do solo, diferindo dos dados obtidos por Alvarenga et al. (1999) que encontraram sob diferentes usos, valores da relação $C_{BMS}:C_{org}$ que variaram de 3,08 % no Cerrado até 1,34 % na pastagem natural.

III.3.8. Nitrogênio da Biomassa Microbiana (N_{BMS})

Conforme resultados obtidos para Nitrogênio da Biomassa Microbiana dos solos estudados (tabela 12), o maior valor foi constatado no solo da PN (108,47 e 72,39 mg de N. kg^{-1} de solo nas profundidades avaliadas, respectivamente 0-10 e 20-20 cm) que mostrou diferença significativa em relação aos demais resultados dos solos estudados. O menor valor foi observado no solo sob CH (22,66 e 17,4 mg de N. kg^{-1} de solo nas profundidades de 0-10 e 20-20 cm, respectivamente), que apresentou diferença estatisticamente significativa em relação aos tratamentos aos solos sob cultivo de mandioca e pastagem nativa. Entretanto, os valores de N_{BMS} do solo sob CH, foram semelhantes aos valores obtidos nos solos sob CE e MG.

Tabela 12: Nitrogênio da biomassa microbiana dos solos em áreas de APP na microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	mg.kg ⁻¹		mg.kg ⁻¹
Cultivo de Hortaliças - CH	22,66	17,4	20,03C
Cultivo de Eucalípto- CE	44,00	28,51	36,25BC
Cultivo de Mandioca - CM	51,47	37,35	44,41B
Pastagem Nativa - PN	108,47	72,39	90,43A
Mata de Galeria - MG	38,74	18,62	28,68BC
	53,07a	34,85b	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) ($p < 0,05$).

O tratamento sob CE apresentou diferença significativa apenas para a PN, sendo semelhante aos demais sistemas de cultivo (CH, CM e MG).

O N_{BMS} foi menor na camada de 10-20 cm em todos os solos dos tratamentos estudados. Os maiores valores de N_{BMS} nas camadas superficiais estão de acordo com os resultados obtidos por Coser et al. (2007) e Perez et al. (2004), que verificaram o a diminuição dos valores da N_{BMS} com o aumento da profundidade.

A transformação do nitrogênio orgânico encontrado nos horizontes superficiais, em um determinado período, é influenciada pelos fatores que controlam o crescimento e atividade microbiana no solo, como a natureza dos resíduos, a temperatura, o pH, umidade e a aeração (Dao, 1998). O revolvimento estimula o desenvolvimento de microrganismos e os processos oxidativos do solo (Breland & Eltun, 1999).

III.3.9. Nitrogênio Total (Nt)

Os valores de Nitrogênio Total em relação às profundidades avaliadas variaram conforme os resultados apresentados na tabela 13.

Tabela 13: Nitrogênio total dos solos em áreas de APP na microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹
Cultivo de Hortaliças	3,53	2,98	3,25BC
Cultivo de Eucalípto- CE	2,5	2,43	2,46C
Cultivo de Mandioca - CM	4,46	4,09	4,28AB
Pastagem Nativa - PN	3,85	2,94	3,39BC
Mata de Galeria - MG	4,95	5,29	5,12A
	3,86a	3,55a	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) ($p < 0,05$).

O maior valor de Nt foi observado no solo estudado do tratamento MG (4,95 e 5,29 g.kg⁻¹ nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente), que apresentou diferença significativa em relação aos resultados dos solos dos tratamentos CH, CE e PN, mas semelhante ao solo sob CM.

O menor valor foi observado no solo avaliado do CE (2,5 e 2,43 g.kg⁻¹, respectivamente nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm). Este valor de Nt do CE, apresentando diferença estatisticamente significativa em relação aos teores de Nt dos solos sob CM e MG. No entanto, foi considerado semelhante aos valores obtidos para os solos dos tratamentos CH e PN.

O valor de Nt, considerado alto, nos sistemas sob cultivo (CH e CM) se deve, em parte, provavelmente aos fertilizantes químicos adicionados a esses sistemas. Weber & Mielniczuk, (2009) concluíram que a adubação nitrogenada promove aumento nos estoques de Nt, porém com efeito menor do que em relação à adoção de leguminosas.

O valor de Nt obtido para os solos sob PN é considerado baixo (3,85 e 2,94 g.kg⁻¹, respectivamente para as profundidades de 0-10 e 10-20 cm) concordando com o trabalho de Azevedo & Sverzut (2007), que verificaram que o uso do solo com pastagem reduziu o teor de nitrogênio no solo, devido à exportação de nutrientes provocada pelo pastejo.

Segundo Stevenson (1982), o valor médio de nitrogênio atmosférico incorporado anualmente, para os solos do mundo, foi estimado em 12,8 kg.ha⁻¹, sendo 9,2 kg.ha⁻¹ proveniente da fixação biológica.

Weber & Mielniczuk (2009), relatam que como o acúmulo de Nt no solo ocorre lentamente, são necessários experimentos de longa duração para a observação do impacto de práticas de manejo do solo, sobre a disponibilidade e acúmulo desse nutriente no solo.

III.3.10. Relação N_{BMS}:Nt

Os resultados encontrados para a relação N_{BMS}:Nt, dispostos na tabela 14, mostram o maior valor no solo estudado do tratamento PN (2,67 g kg⁻¹ na profundidade de 0-10 e 2,45 g kg⁻¹ na profundidade de 10-20 cm). Este resultado apresenta diferença significativa em relação aos valores obtidos para os solos dos demais tratamentos.

Tabela 14: N_{BMS}:N_{total} dos solos em áreas de APP na microbacia estudada do Ribeirão do Gama..

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹
Cultivo de Hortaliças - CH	0,64	0,59	0,61C
Cultivo de Eucalípto- CE	1,89	1,18	1,54B
Cultivo de Mandioca - CM	1,15	0,93	1,04BC
Pastagem Nativa - PN	2,89	2,45	2,67A
Mata de Galeria - MG	0,90	0,37	0,64C
	1,49a	1,11b	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) (p<0,05).

Os menores valores foram observados no solo do tratamento CH (0,64 e 0,59 g kg⁻¹, respectivamente nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm), que apresentou diferença significativa em relação aos resultados dos solos dos tratamentos CE e PN. No entanto, foi considerado semelhante aos solos dos tratamentos CM e MG. Esses valores podem ser explicados pelos mesmos fatores que influenciaram as análises de N_{BMS} e Nt, já que estabelece uma relação direta entre esses parâmetros.

Quanto maior for essa relação, maior será a capacidade do solo em imobilizar o nitrogênio disponível em sua biomassa, representando uma fração lábil desse nutriente para as plantas (Barbosa, 2010).

III.3.11. Respiração Basal (Rb)

De acordo com os resultados analisados de Respiração Basal para os solos estudados (tabela 15), pode se constatar que os maiores valores para a Rb foram encontrados nos solos sob PN (250,76 e 260,60 mg de C-CO₂.kg⁻¹ de solo.dia⁻¹, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente) e CM (256,63 e 184,32 mg de C-CO₂.kg⁻¹ de solo.dia⁻¹, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente) . Estes resultados apresentam diferença significativa em relação aos demais tratamentos.

Tabela 15: Respiração basal dos solos em áreas de APP na microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾	
	0 - 10 cm	10 - 20 cm
	mg de C-CO ₂ .kg ⁻¹ de solo.dia ⁻¹	
Cultivo de Hortaliças - CH	98,28cA	91,72dA
Cultivo de Eucalípto- CE	91,45cA	88,44dA
Cultivo de Mandioca - CM	256,63aA	184,32bB
Pastagem Nativa - PN	250,76aA	260,60aA
Mata de Galeria - MG	156,73bA	142,49cA

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas colunas e minúsculas nas linhas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) (p<0,05).

O solo sob CM, na camada de 0-10 cm, apresentou resultado semelhante apenas com o solo da PN, e diferença significativa em relação aos valores de Rb dos solos dos demais tratamentos (CH, CE e MG). Já na profundidade de 10-20 cm, o resultado para Rb do solo sob CM apresentou diferença significativa em relação aos demais tratamentos.

O menor valor de Rb foi observado no solo sob CE (91,45 e 88,44 mg de C-CO₂.kg⁻¹ de solo.dia⁻¹, nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente), semelhante ao valor do solo sob CH. Esses valores podem ser explicados pela menor atividade da microbiota em sistemas cultivados, que promovem o revolvimento e maior

exposição do solo. Esse tipo de manejo do solo, utilizados nos tratamentos em discussão, reduz a quantidade de microorganismos no solo.

A redução de microorganismos em sistemas cultivados com manejo não conservacionista reduz a Rb dos solos, pois segundo Moreira & Siqueira (2006), a Rb representa a oxidação da MO por organismos aeróbios do solo que utilizam o O₂ como aceptor final de elétrons, até CO₂, podendo ser avaliada tanto pelo consumo de O₂ como pela produção de CO₂. A liberação de CO₂ é provocada pela atividade biológica (Carter, 1986; Follet & Schimel, 1989) que, por sua vez, está relacionada diretamente com o carbono do solo e, ou, da biomassa microbiana (Hendrix et al., 1988).

III.3.12. Quociente Metabólico (qCO_2)

Conforme dados obtidos para o Quociente Metabólico dos solos estudados sob usos e ocupações diversificadas, apresentados na tabela 16.

Tabela 16: Quociente metabólico dos solos em áreas de APP na microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Tipo de Atividade	Profundidade ⁽¹⁾		Média
	0 - 10 cm	10 - 20 cm	
	mg de C-CO ₂ .mg ⁻¹ C-BM.dia ⁻¹		
Cultivo de Hortaliças - CH	0,57	0,8	0,69B
Cultivo de Eucalípto- CE	0,45	0,58	0,52BC
Cultivo de Mandioca - CM	0,85	0,62	0,74B
Pastagem Nativa - PN	0,29	0,36	0,33C
Mata de Galeria - MG	0,98	1,13	1,06A
	0,63a	0,7a	

(1) Médias seguidas pelas mesmas letras maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste t de student (LSD) (p<0,05).

O maior valor foi verificado no solo da MG (0,98 e 1,13 mg de C-CO₂.mg⁻¹ C-BM.dia⁻¹ nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente). Esse valor mostrou diferença significativa em relação aos resultados dos solos dos demais tratamentos.

O menor valor de qCO_2 foi observado no solo da PN (0,29 e 0,36 mg de C-CO₂.mg⁻¹ C-BM.dia⁻¹ , nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente),

constatando-se semelhanças em relação aos resultados do solo sob CE, porém com diferença significativa em relação aos demais tratamentos.

Os resultados de $q\text{CO}_2$ dos solos sob CH, CE e CM não apresentaram diferenças significativas entre si.

Para Insam & Domsch (1988), a respiração microbiana por unidade de biomassa microbiana diminui em sistemas mais estáveis. Por outro lado, a incorporação de resíduos de culturas ao solo aumenta o $q\text{CO}_2$ (Ocio e Brookes, 1990).

III.4. Avaliação de Indicadores de Qualidade da Água

Nesse trabalho está apresentada uma análise dos indicadores de qualidade da água, selecionados para indicar a situação encontrada na microbacia estudada do Ribeirão do Gama. Foram selecionados pontos de coleta das amostras em áreas preservadas, livres de influência antrópica e áreas sob condições de intensa antropização, influenciadas pela urbanização e agricultura, distribuídos em 9 pontos amostrais na microbacia. A coleta de amostras foi realizada no período seco e chuvoso do Distrito Federal:

- **Ponto 1 – Tratamento: CMS-SMPW1:** está localizado na nascente do Córrego Mato Seco, com influência urbana (condomínio Park Way – SMP);

- **Ponto 2 – Tratamento: CMS-SMPW2:** está situado no terço médio do Córrego Mato Seco, com influência urbana;

- **Ponto 3 – Tratamento: CC-FAL1:** constitui uma das nascentes do Córrego Capetinga, localizado em Área de Preservação Permanente (Área de Proteção Ambiental - APA do Gama, na Fazenda Água Limpa – FAL da Universidade de Brasília – UnB);

- **Ponto 4 – Tratamento: CC-FAL2:** terço médio do Córrego Capetinga, também dentro da APA do Gama, na FAL-UnB, em Área de Preservação Permanente;

- **Ponto 5 – Tratamento: RG-URB:** terço médio do Ribeirão do Gama antes da confluência com o Córrego Capetinga, sob influência da APA do Gama na margem direita e sob a influência de áreas com problemas ambientais, particularmente erosão de solos e urbanização, na margem esquerda;

- **Ponto 6 – Tratamento: RG-NRVB1:** terço médio do Ribeirão do Gama após a confluência com o Córrego Capetinga. Recebe águas com problemas ambientais detectados no ponto 5 e águas que atravessam áreas de preservação ambiental, provenientes do Córrego Capetinga;

- **Ponto 7 – Tratamento: RG-NRVB2:** no Ribeirão do Gama após a confluência com o Córrego Mato Seco, sob forte influência de área agrícola do Núcleo Rural Vargem Bonita;

- **Ponto 8 – Tratamento: RG-CC:** confluência do Ribeirão do Gama com o Córrego Capetinga. Semelhante ao ponto 6;

- **Ponto 9 – Tratamento: RG-CMS:** confluência do Ribeirão do Gama com o Córrego Mato Seco, com influências de áreas urbanizadas (a montante do Ribeirão do Gama) e áreas ocupadas com agricultura (Córrego Mato Seco).

A seguir serão apresentados os resultados das análises dos indicadores de qualidade de água, os quais serão correlacionados com o tipo de ocupação das terras da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

III.4.1. Turbidez

Os dados obtidos para Turbidez da água dos pontos avaliados podem ser observados na tabela 17.

Tabela 17: Resultados das análises de Turbidez das águas da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Amostra	Tipo de Influência	Turbidez Março/09	Turbidez Setembro /09
		FTU	
1 - Nascente Mato Seco	CMS-SMPW1	3,00	1
2 - Terço Médio Mato Seco	CMS-SMPW2	19,00	12
3 - Nascente Capetinga	CC-FAL1	0,00	0
4 - Terço Médio Capetinga	CC-FAL2	0,00	0
5 - Ribeirão do Gama antes do Capetinga	RG-URB	30,00	5
6 - Ribeirão do Gama após Capetinga	RG-NRVB1	26,00	6
7 - Ribeirão do Gama após Mato Seco	RG-NRVB2	19,00	5
8 - Ribeirão do Gama /Capetinga	RGxCC	26,00	5
9 - Ribeirão do Gama/Mato Seco	RGxCMS	20,00	7

O mês de março, período chuvoso no DF, apresentou índices maiores de turbidez que o mês de setembro, período seco. Os pontos localizados na APA do Gama (CC-FAL1e CC-FAL2) apresentaram valores nulos. Os demais pontos apresentaram valores consideráveis, variando de 30,00 FTU (unidade de medição com ângulos diferentes de 90°, calibrado com formazina), no ponto RG-URB a 19,00 FTU nos pontos amostrais CMS-SMPW2 e RBxCC. Exceção foi constada no ponto CMS-SMPW1, que apresentou valor bastante insignificante, apesar da modificação antrópica, onde a nascente original foi aterrada e a água correspondente ressurgiu em uma vertente a jusante da nascente original, a poucos metros de uma residência. No entanto a vegetação nativa está preservada. Esses valores já eram esperados para o mês de março, pois o Ribeirão do Gama encontra-se bastante degradado, com pontos de assoreamento e erosão. Os demais pontos (CMS-SMPW1, RG-NRVB1, RG-NRVB2, RG-CC e RG-MS) apresentaram valores semelhantes, os maiores valores foram observados nos pontos RG-NRVB1 e RG-CC (26 FTU), sendo que o ponto RG-NRVB2 apresentou o mesmo valor que o ponto CMS-SMPW2 (19 FTU).

Em setembro a área de ocupação agrícola do NRVB (RG-NRVB1, RG-NRVB2, RG-CC e RG-MS) apresentou valores moderados e semelhantes, mas menores que os valores observados no ponto CMS-SMPW2, amostrado em área urbana. Nessa época a turbidez é influenciada pelas atividades antrópicas ao longo do curso dos córregos da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Existem muitos fatores que provocam o escoamento superficial da água e o transporte de detritos, que podem contribuir para o aumento da turbidez da água na área de estudo como a urbanização, o desmatamento, ocupação de APP e lançamento de esgoto sanitário. Além disso, o Córrego Mato Seco atravessa muitas propriedades particulares que utilizam suas águas para diversas atividades, diferente do Córrego Capetinga que corre em uma área totalmente protegida.

III.4.2. Amônia

Os teores de Amônia da água nos locais estudados na época seca e chuvosa estão dispostos na tabela 18.

Tabela 18: Resultado das análises de amônia das águas da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Amostra	Tipo de Influência	Amônia	Amônia
		Março/09	Setembro/09
		mg.L ⁻¹	
1 - Nascente Mato Seco	CMS-SMPW1	0,00	0,00
2 - Terço Médio Mato Seco	CMS-SMPW2	0,16	0,08
3 - Nascente Capetinga	CC-FAL1	0,19	0,00
4 - Terço Médio Capetinga	CC-FAL2	0,00	0,00
5 - Ribeirão do Gama antes do Capetinga	RG-URB	0,01	0,00
6 - Ribeirão do Gama após Capetinga	RG-NRVB1	0,03	0,00
7 - Ribeirão do Gama após Mato Seco	RG-NRVB2	0,05	0,00
8 - Ribeirão do Gama /Capetinga	RGxCC	0,03	0,00
9 - Ribeirão do Gama/Mato Seco	RGxCMS	0,05	0,00

No mês de março, o ponto CC-FAL1, localizado em área preservada, apresentou a maior concentração de amônia (0,19 mg.L⁻¹), seguido do ponto CMS-SMPW2 (0,16 mg.L⁻¹), localizado em área urbana. Ocorre que o ponto CMS-SMPW1, localizado em área urbana, e o ponto CC-FAL2, localizado em área preservada, apresentaram valor nulo. Quando há presença de amônia na água, há uma fonte de poluição próxima do local de coleta. Devido às circunstâncias, é provável que haja despejo de esgoto sanitário nas proximidades do ponto CMS-SMPW2 e vestígios animais em decomposição próximo ao ponto CC-FAL1, que representa uma surgência que formou uma pequena lagoa, utilizada pelos animais da fauna local.

Os demais pontos apresentaram valores semelhantes, 0,05 mg.L⁻¹ nos pontos RG-NRVB2 e RG-CMS, 0,03 mg.L⁻¹ nos pontos RG-NRVB1 e RG-CC, e, do ponto RG-URB (0,01 mg.L⁻¹). Foi verificado que os pontos localizados nas áreas preservadas e urbanas apresentaram maiores valores que os pontos localizados em áreas de agricultura.

No mês de setembro, o único ponto que acusou a presença de amônia foi o ponto CMS-MSPW2 (0,08 mg.L⁻¹), o que pode representar um foco próximo de poluição, segundo CETESB, (2008), uma vez que a área já está ambientalmente degradada em função da urbanização.

O uso de fertilizantes pode ser a causa dos valores de amônia encontrados nos pontos do Ribeirão do Gama, mas há uma contribuição bastante significativa de fontes pontuais poluidoras, por ser uma área de solos Hidromórficos, com lençol freático raso, sem coleta de esgotos e com muitas fossas construídas.

A retirada de mata e o desenvolvimento de atividades agrícolas próximas aos cursos d'água podem agravar a qualidade da água. Esses fatores podem explicar o aumento da concentração de amônia nesses pontos.

III.4.3. Nitrato

A concentração de Nitrato nos pontos observados, cujos resultados estão mostrados na tabela 19, foi maior no mês de março em todos os pontos amostrais, sendo a concentração, consideravelmente maior, encontrada no ponto RG-NRVB1, correspondendo a 10,83 e 7,65 mgL⁻¹, respectivamente às amostragem realizadas em março e setembro.

Tabela 19: Resultado das análises de nitrato das águas da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Amostra	Tipo de Influência	Nitrato	Nitrato
		Março/09	Setembro/09
		mg.L ⁻¹	
1 - Nascente Mato Seco	CMS-SMPW1	1,22	0,86
2 - Terço Médio Mato Seco	CMS-SMPW2	0,00	0,00
3 - Nascente Capetinga	CC-FAL1	1,71	1,14
4 - Terço Médio Capetinga	CC-FAL2	1,12	0,94
5 - Ribeirão do Gama antes do Capetinga	RG-URB	2,63	2,12
6 - Ribeirão do Gama após Capetinga	RG-NRVB1	10,83	7,65
7 - Ribeirão do Gama após Mato Seco	RG-NRVB2	0,33	0,12
8 - Ribeirão do Gama /Capetinga	RGxCC	1,62	1,25
9 - Ribeirão do Gama/Mato Seco	RGxCMS	3,20	2,76

A amostra do ponto CMS-SMPW2 não apresentou concentração de nitrato, talvez pela dificuldade de acesso ao ponto pelos animais, já que todos os outros pontos observados apresentaram presença deste indicador de qualidade da água. A área sob influência da agricultura apresentou valor alto no ponto RGxCMS ($3,20 \text{ mgL}^{-1}$, no mês de março e $2,76 \text{ mgL}^{-1}$, no mês de setembro), sendo que as áreas preservadas (CC-FAL1 e CC-FAL2) apresentaram valores próximos aos obtidos na área de agricultura e urbanização.

No mês de setembro, os valores de amônia encontrados foram semelhantes aos do mês de março, discretamente inferiores em todos os pontos estudados. Apesar dos meses de coleta representarem neste o estudo na estação chuvosa (março) e seca (setembro), no dia da coleta das amostras de água a precipitação dos dois meses avaliados foi semelhante, segundo o Boletim Agroclimático da Fazenda Água Limpa de 2009, o que pode justificar tal fato, devido à alta solubilidade da amônia em água.

Concentrações de nitrato superior a 5 mg.L^{-1} demonstra condições sanitárias inadequadas, pois a principal fonte de nitrogênio, o nitrato, está presente nos dejetos humanos e animais. O nitrato estimula o desenvolvimento de plantas, presente em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado de algas e espécies vegetais invasoras, processo denominado de eutrofização. Em seres humanos, elevadas concentrações de nitrato, pode provocar a metemoglobinemia, doença conhecida como síndrome do sangue azul (IGAM, 2008). Ta fato foi constatado no ponto RG-NRVB1, que merece atenção com relação à degradação ambiental e consequentemente das águas.

III.4.4. Condutividade Elétrica

A Condutividade Elétrica é determinada de acordo com a concentração de íons na água, mas não indica quais são eles, serve somente para indicar a probabilidade de ocorrência de um impacto ambiental. Os dados obtidos para a condutividade elétrica das águas estudadas da microbacia do Ribeirão do Gama encontram-se apresentados na tabela 20.

Tabela 20: Resultados das análises de condutividade elétrica das águas da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Amostra	Tipo de Influência	Condutividade Março/09	Condutividade Setembro/09
		uScm ⁻¹	
1 - Nascente Mato Seco	CMS-SMPW1	10,03	1,64
2 - Terço Médio Mato Seco	CMS-SMPW2	41,04	4,59
3 - Nascente Capetinga	CC-FAL1	1,88	1,23
4 - Terço Médio Capetinga	CC-FAL2	2,55	2,9
5 - Ribeirão do Gama antes do Capetinga	RG-URB	15,57	5,44
6 - Ribeirão do Gama após Capetinga	RG-NRVB1	15,65	1,55
7 - Ribeirão do Gama após Mato Seco	RG-NRVB2	31,40	8,71
8 - Ribeirão do Gama /Capetinga	RGxCC	14,78	1,60
9 - Ribeirão do Gama/Mato Seco	RGxCMS	24,10	10,28

No mês de março, a água amostrada no ponto CNC-SMPW2 apresentou valor de condutividade elétrica bastante superior aos outros pontos avaliados, 41,04 uScm⁻¹, seguido pelos pontos RB-NRVB2 e RGxCMS, que também apresentaram valores também significativos (31,4 e 24,10 uScm⁻¹, respectivamente).

Os pontos CMS-SMPW1, RG-URB, RG-NRVB2 e RGxCC apresentaram valores de condutividade elétrica na água semelhantes entre si, variando de 10,03 uScm⁻¹ a 15,57 uScm⁻¹, enquanto que os pontos CC-FAL1 e CC-FAL2, apresentaram os menores valores, ou seja 1,88 e 2,55 uScm⁻¹, respectivamente. O menor valor, observado nas águas do ponto CC-FAL1, devido à preservação ambiental da área. De modo geral, as áreas sob influência da urbanização e ocupação agrícola apresentaram os maiores valores de condutividade elétrica nas águas, enquanto que os menores valores foram observados nas áreas preservadas. As áreas urbanizadas não apresentam saneamento básico de esgoto, assim este é lançado direto nos cursos d'água, o que pode

e elevar a concentração de íons nas águas. Já nas áreas agrícolas acrescenta-se o efeito de utilização de fertilizantes químicos.

No mês de setembro, o ponto RGxCMS apresentou o maior valor de condutividade elétrica (10,28 uScm⁻¹), seguido pelo ponto RG-NRVB2, com valor de 8,71 uScm⁻¹. Os pontos CMS-SMPW2 e RG-URB apresentaram valores semelhantes entre si, enquanto que os pontos CMS-SMPW1, CC-FAL1, CC-FAL2, RG-NRVB1 e RG-CC também apresentaram semelhança. O menor valor foi observado no ponto CC-FAL1 (1,23 uScm⁻¹), mantendo a tendência verificada para o mês de março

Nos pontos RG-NRVB2 e RG-CMS, ocorre ocupação das terras por agricultura, sendo o uso de fertilizantes e defensivos químicos a possível origem dos íons nas amostras de água, assim como o manejo inadequado para correção dos solos. No ponto CMS-SMPW2, a causa da elevação da condutividade das águas no mês de março, pode ser devido ao despejo de esgoto sanitário. Outro fator importante é a condutividade elétrica da água do ponto CMS-SMPW1, que mesmo sendo uma nascente apresenta valor mais elevado que outros pontos a jusante. Isso pode ser indício de contaminação do solo pela urbanização irracional.

III.4.5. Potencial Hidrogeniônico (pH)

A tabela 21 apresenta os resultados obtidos para o pH das águas estudadas.

Tabela 21: Resultados das análises de pH das águas da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Amostra	Tipo de Influência	pH Março/09	pH Setembro/09
1 - Nascente Mato Seco	CMS-SMPW1	4,30	4,74
2 - Terço Médio Mato Seco	CMS-SMPW2	4,70	5,32
3 - Nascente Capetinga	CC-FAL1	5,26	5,42
4 - Terço Médio Capetinga	CC-FAL2	4,31	5,40
5 - Ribeirão do Gama antes do Capetinga	RG-URB	6,29	5,47
6 - Ribeirão do Gama após Capetinga	RG-NRVB1	6,85	6,02
7 - Ribeirão do Gama após Mato Seco	RG-NRVB2	6,84	6,15
8 - Ribeirão do Gama /Capetinga	RGxCC	6,84	6,59

9 - Ribeirão do Gama/Mato Seco	RGxCMS	6,91	6,19
--------------------------------	--------	------	------

No mês de março o pH não variou ao longo do terço médio do Ribeirão do Gama, que apresentou os maiores valores de pH nas águas nos pontos RG-URB, RG-NRVB1, RG-NRVB2, RG-CC e RG-CMS (6,2, 6,85, 6,84, 6,84 e 6,91, respectivamente).

Os menores valores de pH nas águas avaliadas foram observados nos pontos CMS-SMPW1 (4,3) e CC-FAL2 (4,31). O ponto CC-FAL1 apresentou um valor de 5,26.

Assim, constatou-se que os maiores valores de pH nas águas estudadas, correspondente ao período de chuva, foram encontrados em áreas sob influência agrícola do Núcleo Rural Vargem Bonita, representadas pelos pontos ao longo do Ribeirão do Gama, particularmente com aporte de águas do Córrego Mato Seco, enquanto que os menores valores localizam-se nas águas de ambientes preservados.

No mês de setembro o ponto que apresentou maior valor de pH nas águas foi o ponto RGxCC (6,59). Os pontos RG-NRVB1, RG-NRVB2 e RG-CMS, que são influenciados pelas atividades agrícolas do NRVG, apresentaram valores de pH em água semelhantes (cerca de 6,0) enquanto que os pontos CMS-SMPW2, localizado no Córrego Mato Seco, pontos CC-FAL1 e CC-FAL2, localizados no Córrego Capetinga e o ponto RG-URB, localizado no Ribeirão do Gama, também apresentaram semelhanças entre si, com valores de pH nas águas variando de 4,74 (ponto CMS-SMPW2) a 5,47 (ponto RG-URB). O local que apresentou o menor valor de pH na água, foi observado foi no ponto CMS-SMPW1 (4,74). Também nesta época do ano, representativa da estação seca, os maiores valores foram encontrados em áreas sob influência agrícola.

Normalmente, a condição de pH que corresponde à formação de um ecossistema mais diversificado e a um tratamento mais estável é a de neutralidade, tanto em meios aeróbios como nos anaeróbios e o decréscimo no valor do pH, a princípio, funciona como indicador de desequilíbrio (CETESB, 2008).

III.4.6. Cloreto

De acordo com a tabela 22, que mostra os resultados obtidos para concentração de Cloreto nas águas estudadas na microbacia do Ribeirão do Gama, no mês de março o ponto que apresentou maior concentração de cloreto foi o ponto RG-NRVB1, com valor de 8,71 mgL⁻¹ de cloreto na água.

Tabela 22: Resultados das análises de cloreto das águas da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Amostra	Tipo de Influência	Cloreto	Cloreto
		Março/09	Setembro/09
		mgL ⁻¹	
1 - Nascente Mato Seco	CMS-SMPW1	6,72	4,81
2 - Terço Médio Mato Seco	CMS-SMPW2	2,85	1,55
3 - Nascente Capetinga	CC-FAL1	0,65	0,35
4 - Terço Médio Capetinga	CC-FAL2	6,14	4,56
5 - Ribeirão do Gama antes do Capetinga	RG-URB	2,21	1,68
6 - Ribeirão do Gama após Capetinga	RG-NRVB1	8,71	6,05
7 - Ribeirão do Gama após Mato Seco	RG-NRVB2	0,16	0,10
8 - Ribeirão do Gama /Capetinga	RGxCC	2,55	1,35
9 - Ribeirão do Gama/Mato Seco	RGxCMS	3,43	2,18

Os pontos CMS-SMPW1 e CC-FAL2 apresentaram resultados de concentração de cloreto nas águas, semelhantes entre si (6,72 e 6,14 mgL⁻¹, respectivamente). Os pontos CMS-SMPW2, RG-URB, RGxCC e RGxCMS, apresentaram valores de teores de cloreto variando de 2.21 a 3.43 mgL⁻¹). O ponto que apresentou a menor concentração foi o ponto RG-NRVB2 (0,17 mgL⁻¹), sendo que o ponto CC-FAL1 também apresentou uma concentração baixa (0,35 mgL⁻¹). As áreas estudadas sob influência agrícola apresentaram os maiores valores para a concentração de cloreto nas águas, seguidas pelas áreas preservadas.

No mês de setembro a concentração de cloreto nas águas encontrada foi muito semelhante à encontrada no mês de março, podendo ser alterada pelo regime de chuvas de cada época, devido a sua solubilidade na água.

A expansão urbana desordenada e a exploração inadequada dos solos por meio de uso intensivo de fertilizantes podem explicar os resultados. Outra fonte de cloreto podem ser descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele pela urina

cerca 6g de cloreto por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam a 15 mg.L⁻¹.

III.4.7. Coliformes Fecais

Os resultados obtidos para Coliformes Fecais presentes nas águas dos pontos, sob uso e ocupação diversificada das terras, encontram-se dispostos na tabela 23.

Tabela 23: Resultados das análises de coliformes fecais das águas da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

Amostra	Tipo de Influência	Resultado (germes/ml) Março	Resultado (germes/ml) Setembro
1 - Nascente Mato Seco	CMS-SMPW1	<0,3	<0,3
2 - Terço Médio Mato Seco	CMS-SMPW2	7,5	0,3
3 - Nascente Capetinga	CC-FAL1	<0,3	<0,3
4 - Terço Médio Capetinga	CC-FAL2	<0,3	<0,3
5 - Ribeirão do Gama antes do Capetinga	RG-URB	15,0	0,4
6 - Ribeirão do Gama após Capetinga	RG-NRVB1	1,1	<0,3
7 - Ribeirão do Gama após Mato Seco	RG-NRVB2	1,1	<0,3
8 - Ribeirão do Gama /Capetinga	RGxCC	9,3	<0,3
9 - Ribeirão do Gama/Mato Seco	RGxCMS	0,4	<0,3

No mês de março, que representou a estação chuvosa para o estudo dos indicadores de qualidade de água na microbacia do Ribeirão do Gama, o ponto RG-URB apresentou o maior valor para coliformes fecais, com valor de 15,0 germes mL⁻¹ seguido pelos pontos RGxCC (9,3 germes mL⁻¹) e CMS-SMPW2 (7,5 germes mL⁻¹), pontos onde a principal influência na qualidade das águas é constituída pelas atividades relacionadas à urbanização. A alta contaminação por coliformes fecais das águas destes pontos amostrais pode estar relacionada à falta de saneamento básico adequado nestas áreas urbanas, que constituem uma parte mais humilde do condomínio residencial do Setor de Mansões Park Way – SMPW. Algumas residências não possuem fossa séptica

e o esgoto é lançado, sem nenhum tratamento, para o leito do Córrego Mato Seco e Ribeirão do Gama.

Os pontos CMS-SMPW1, CC-FAL1 e CC-FAL2 apresentaram valores abaixo do índice de quantificação de germes, por isso foram considerados livres de contaminação. A falta de contaminação por coliformes fecais nas águas coletadas nestes pontos é justificável, uma vez que os mesmos estão localizados em áreas de preservação ambiental, particularmente os pontos CC-FAL1 e CC-FAL2, situados no Córrego Capetinga.

Já os pontos RG-NRVB1 e RG-NRVB2, ambos apresentando 1,1 germes mL⁻¹ e o ponto RGxCMS (0,4 germes mL⁻¹), apresentaram valores que foram considerados muito baixos, em função da atividade antrópica que ocorre nos locais amostrados., mas identificaram a presença dos coliformes fecais. Entretanto, nestes pontos deve ser considerado o efeito de diluição, uma vez que o Ribeirão do Gama, já no fechamento da microbacia estudada, apresenta vazão muito maior, particularmente na estação chuvosa, quando comparada à dos pontos CMS-SMPW2, RG-URB e RG-CC, os quais mostraram a maior contaminação por coliformes fecais.

O fator pedológico, também, pode contribuir para essa situação, pois os Solos Hidromórfico, geralmente apresentam lençol freático muito raso, que pode estar sendo contaminado pelo sistema de saneamento implantado na área urbana do Núcleo Rural Vargem Bonita. São pontos influenciados pela ocupação urbana, por isso a presença de coliformes fecais nas águas pode ser devido à descarga de esgoto sanitário nas águas dos córregos da região.

III.5. Considerações Sobre a Qualidade da Água na Microbacia Estudada

Na avaliação dos indicadores de qualidade de água na microbacia do Ribeirão do Gama relativo à estação seca, referente ao mês de setembro, apenas o ponto RB-URB apresentou índices de contaminação, com 0,3 germes mL⁻¹. Na estação chuvosa, já tinha sido constatado que este foi um dos pontos de coleta de água com maior contaminação por coliformes fecais. Como dito anteriormente, o uso e ocupação desta área, constituída por urbanização mal planejada, não acompanha as normas sugeridas para evitar essas fontes de contaminação, em relação ao saneamento básico.

As Áreas de Preservação Permanente estão conservadas nos pontos situados dentro da APA do Gama, no Córrego Capetinga. No Ribeirão do Gama e no Córrego Mato Seco há alguns pontos preservados, porém a situação predominante é o avanço de

atividades antrópicas sobre essas áreas. Esses 2 cursos d'água apresentam um grave índice de degradação ambiental, em função da remoção total ou parcial da vegetação nativa (matas ciliares e de galeria), com terras ocupadas por edificações e campos de produção agrícola em áreas protegidas por Lei. A vegetação nativa ao longo do terço médio do Ribeirão do Gama e do Córrego Capetinga encontra-se preservada dentro da área da FAL (APA do Gama) e na margem esquerda, verifica-se a retirada da mesma ao longo do Ribeirão do Gama pela ocupação urbana e agrícola do condomínio residencial do Setor de Mansões Park Way e Núcleo Rural Vargem Bonita. No córrego Mato Seco, localizado fora da APA do Gama, observou-se a retirada parcial a total das matas ciliares e de galerias.

Os resultados avaliados para os indicadores de qualidade da água no ponto de coleta de água na confluência do Ribeirão do Gama com o córrego Mato Seco (ponto RG-CMS) representa a situação ambiental atual da microbacia estudada. Neste ponto há junção de todos os problemas que existem na área estudada e que afetam a qualidade da água.

Assim, ficou constado que, com exceção da nascente do Córrego Capetinga, ocorre um desequilíbrio na situação ambiental do Córrego Mato Seco e do terço médio do Ribeirão do Gama, com diferenças consideráveis em relação ao Córrego Capetinga, demonstrando que a urbanização desordenada e a prática de agricultura intensiva, com exploração desordenada dos recursos naturais, ocupação de áreas legalmente protegidas, e a retirada da vegetação das APP's, estão influenciando diretamente na qualidade das águas da microbacia estudada do Ribeirão do Gama.

IV. CONCLUSÕES

1. A microbacia estudada do Ribeirão do Gama, apresenta usos das terras diversificados, podendo-se individualizar área de preservação ambiental -APA ocupada por Cerrado e Campo, áreas urbanizadas e áreas agrícolas. As Áreas de Preservação Permanente – APPs estão preservadas somente quando os cursos d'água atravessam a APA. No restante da microbacia verifica-se degradação ambiental nestas áreas.

2. Os indicadores físicos de qualidade do solo mostraram compactação dos solos nas áreas de pastagem nativa e mata de galeria, em função do uso inadequado para pastejo na estação seca. As áreas cultivadas não mostraram desequilíbrio em relação aos parâmetros físicos avaliados. O solo sob cultivo de eucalipto foi o que se mostrou mais conservador em relação aos indicadores físicos estudados.

3. A avaliação dos indicadores químicos de qualidade do solo apresentou resultados que refletem o tipo de solo estudado – Organossolos e o manejo das áreas cultivadas. A CTC e os teores de MO mostraram valores altos nos solos das áreas de vegetação nativa (mata de galeria e pastagem nativa), já nas áreas cultivadas, os valores de CTC refletem o manejo químico adotado, com a adoção de fertilizantes os teores de MO diminuiram.

4. A avaliação dos indicadores biológicos de qualidade do solo apresentou uma atividade microbiana mais intensa nas áreas de pastagem nativa, cultivo mandioca e mata de galeria em relação aos sistemas de cultivo de hortaliças e cultivo de eucalipto, influenciados pelo tipo de uso e ocupação dos solos estudados.

5. Os atributos estudados de qualidade da água mostram direta correlação destes em função do tipo de uso das terras. Os indicadores de qualidade da água do Córrego Capetinga (área ambientalmente preservada) foram considerados isentos de contaminação. Já as águas que atravessam áreas agrícolas e urbanizadas (Córrego Mato Seco e Ribeirão do Gama) apresentaram contaminação (sedimentos decorrentes de processos erosivos, substâncias provenientes de fertilizantes químicos e esgoto

coliformes fecais), com o comprometimento da qualidade das mesmas, com destaque para as áreas urbanizadas.

V. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEONI, L. R. F. & CAMARGO, O. A. **Atributos físicos de Latossolos ácidos do norte paulista**. *Acientia Agrícola*, Piracicaba, v. 51, p. 321-326, 1994.

ALVARENGA, M. I. N.; SIQUEIRA, J. O. & DAVIDE, A.C. Teor de carbono, biomassa microbiana, agregação e micorriza em solos de Cerrado com diferentes usos. **Ciência Agrotécnica Lavras**, v. 23, n. 3, p. 617-625, 1999.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. ANA, Brasília, 2005. 265p.

ANDERSON, J. P. E. & DOMSCH, K. H. The metabolic quotient (q_{CO_2}) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 393-395, 1993.

ANJOS, J. T.; UBERTI, A. A. A.; VIZZOTO, V. J.; LEITE, G. B. & KRIEGER, M. Propriedades físicas em solos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciências de Solo**, Campinas, v. 18, p. 139-145, 1994.

ARAÚJO, R.; GOEBERT, W. J. & LACERDA; M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciências de Solo**, v. 31, n. 1, p. 1099-1108, 2007.

ARSHAD, M.A.; LOWERY, B. & GROSSMAN, B. Physical testes for monitoring soil quality. In: DORAM, J. W. & JONES, A. J. (ed.). *Methods for assessing soil quality*. Madson, **Soil Science Society of America**, p. 61-82, 1996. (SSSA Special publication, 49).

AZEVEDO, E. C. & SVERZUT, C. B. Alterações dos atributos físicos e químicos do solo sob pastagem no sudoeste do Estado de Mato Grosso. Edufmt. Cuiabá/MT. **Revista Agricultura Tropical**, v. 9, p. 7-23, 2007.

BAPTISTA, G. M. M. Caracterização climatológica do Distrito Federal. In: **Inventário hidrogeológico e dos recursos hídricos superficiais do Distrito Federal**. Brasília: IEMA/SEMATEC/UnB. Ed. 1, p. 187-208, 1998.

- BARBOSA, L. de A. **Impacto de sistemas de cultivo orgânico e convencional da cana-de-açúcar, nos atributos do solo**. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2010, 80p. (Dissertação de Mestrado).
- BAUER, A. & BLACK, A. L. Organic carbon effects on available water capacity of three soil textural groups. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, n. 1, p. 248-254, 1992.
- BAVER, L. D.; GARDNER, W. H. & GARDNER, W. R. Soil structure - evaluation and agricultural significance. In: BAVAR, L. D.; GARDNER, W. H. & GARDNER, W. R. **Soil physics**. 4ª. ed. New York: John Wiley & Sons. Ch. 5. p. 178-223, 1972.
- BAYER, C. & MIELNICZUCK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciências de Solo**, v. 21, p. 105-112, 1997.
- BERTOL, I.; MAFRA, A. L. & COGO, N. P. Conservação do solo em pastagens. In: PEDREIRA, C. G. S.; MOURA, J. C.; SILVA, S. C. & FARIA, V. P. Eds. **As pastagens e o meio ambiente: Anais do 23º Simpósio sobre Manejo da Pastagem**. Piracicaba: FEALQ, p. 139-163, 2006.
- BRADY, N. C. **Natureza e Propriedade dos Solos**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 554p.
- BRASIL (1965). **Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o Código Florestal Brasileiro. Brasília: DOU, 1965.
- BRELAND, T. A. & ELTUN, R. Soil microbial biomass and mineralization of carbon and nitrogen in ecological, integrated and conventional forage and arable cropping systems. **Biology and Fertility of Soils**, v. 30, p. 193-201, 1999.
- BREMNER, J. M. & MULVNEY, C. S. Nitrogen total. In: **Methods soil analysis**. 2. ed. Madison, USA. Part 2: Chemical and Microbiological Properties. Agronomy Monograph nº 9, p. 595-641, 1982.
- BROOKES, P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G. & JENKINSON, D. S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology Biochemistry**, v. 17, p. 837-842, 1985.
- CAMARGO, O. A. de. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos**. Campinas: IAC, 1986. 43p.
- CAMARGO, O. A. de & ALLEONI, L. R. F. **Compactação do solo e o desenvolvimento das plantas**. Piracicaba – SP, Degaspar, 1997. 132p.

- CAMPOS, J. E. G. **Hidrogeologia do Distrito Federal: bases para gestão dos recursos hídricos subterrâneos**. Revista Brasileira de Geociências. Brasília, v. 34, n. 1, p 41-48, 2004.
- CARDOSO, E. L.; SILVA, M. L. N.; MOREIRA, F. M. S. & CURI, N. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 6, p. 631-637, 2009.
- CARNEIRO, M. A. C.; ASSIS, P. C. R.; MELO, L. B. C.; PEREIRA, H. S.; PAULINO, H. B. & SILVEIRA NETO, A. N. Atributos bioquímicos em dois solos de cerrado sob diferentes sistemas de manejo e uso. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 38, p. 276-283, 2008.
- CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. C.; REIS, D. F.; PEREIRA, H. S. & AZEVEDO, W. R. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de Cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 147-157, 2009.
- CARTER, M. R. Microbial biomass as an index for tillage-induced changes in soil biological properties. **Soil Till. Res**, v. 7, p. 29-40, 1986.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, **Variáveis de Qualidade da Água**. <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acessado em: 15/10/2008.
- COIMBRA, A. R. S. R. 1987. Balanço hídrico preliminar do Distrito Federal. In: IEMA/SEMATEC/UnB 1998. Eds. **Inventário hidrogeológico do Distrito Federal**. (GDF/CAESB) Brasília-DF. p. 50-78, 1987.
- CODEPLAN - Síntese de Informações Socioeconômicas, 2008 / Companhia de Planejamento do Distrito Federal; Brasília: Codeplan, 2008. 89 p.
- COSER, T. R.; RAMOS, M. L. G.; AMABILE, R. F. & RIBEIRO JUNIOR, W. Q. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo de Cerrado com aplicação de fertilizante nitrogenado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 3, p. 399-406, 2007.
- CHRISTENSEN, B.T. Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure. In: POWLSON, D.S.; SMITH, P. & SMITH, J.V., eds. **Evaluation of soil organic matter models**. NATO ASI Series, Berlin, Springer-Verlag, v. I, n. 38. p. 143-159, 1996.
- D'AMORE, D. V & LYNN, W. C. Classification of Forested Histosols in Southeast Alaska. **Soil Science Society American Journal**, v. 66, p. 554-562, 2002.

DAO, T. H. Tillage and crop residue effects on carbon dioxide evolution and carbon storage in a Paleustoll. **Soil Science Society of American Journal**, v. 62, p. 250-256, 1998.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação dos Solos. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Distrito Federal**. Rio de Janeiro, 1978. 455 p. (Boletim de pesquisa, 53).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2º Edição, 1997. 212p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa SPI. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.

FARIA, A. **Estratigrafia e sistemas deposicionais do Grupo Paranoá nas áreas de Cristalina, Distrito Federal e São João D'Aliança-Alto Paraíso de Goiás**. Brasília, 1995. 199p. (Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília).

FEDERER, C.A.; TENPAS, G.H.; SCHMITD, D.R. & TANNER, C.B. Pasture soil compaction by animal traffic. **Agronomy Journal**, Madison, v.53, p.53-54, 1961.

FERRANTE, J. E. T.; RANCAN, L. & NETTO, P. B. Meio Físico In: Fonseca, F. O. Eds. **Olhares sobre o Lago Paranoá**, Brasília – DF: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, SEMARH, 1ª edição, Cap. 3, p. 45-79, 2001.

FERREIRA, D. F. SISVAR: versão 4.6. Lavras: DEX/UFLA, 2003. Software.

FOLLET, R. F. & SCHIMEL, D. S. Effect of tillage practices on microbial biomass dynamics. **Soil Science Society of American Journal**, v. 53, p. 1091-1096, 1989.

FREITAS-SILVA. F. H. & CAMPOS, J. E. G. Geologia do Distrito Federal. In: **Inventário Hidrogeológico de dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal**. Brasília, IEMA/SEMATEC/UnB, v. 1, p. 1-87, 1998.

GANG, L. U.; SAKAGAMI, K.; TANAKA, H. & HAMADA, R. Role of soil organic matter stabilization of water-stable aggregates in soils under different types of land use. **Soil Sci. Plant Nutr**, v. 44, p.147-155, 1998.

HENDRIX, P. F.; HAN, C. R. & GROFFMAN, P. M. Soil respiration in conventional and no-tillage agroecosystems under different winter cover crop rotations. **Soil Till. Res**, v. 12, p. 135-148, 1988.

INSAM, H. & DOMSCH, K. H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. **Microb. Ecol**, v. 15, p. 177-188, 1988.

- ISERMEYER, H. Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und Karbonate im Boden. **Z. Pflanzenernäh Bodenk**, v.56, p.26-38, 1952.
- JENKINSON, D. S. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil, In: WILSON, J. B. **Advances in nitrogen cycling**. Wallingford: CAB International. p. 368-386, 1988.
- KEMPER, W.D. & W.S. CHEPIL. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C.A., ed. **Methods of soil analysis**. Madison, American Society of Agronomy. p. 499-510, 1965.
- KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo. Agronômica Ceres, LTDA, 1979. 263p.
- LATHWELL, D. J. & BOULDIN, D. R. Soil organic matter and soil nitrogen behaviour in cropped soils. **Tropical Agriculture**, v. 58, p. 341-348, 1981.
- LETEY, J. Relationship between soil physical properties and crop production. **Advances in Soil Science**, New York, v. 1, p. 277-294, 1985.
- MAIA, P. D.; Guimarães, E. M.; Moreira, R. C. A. & Boaventura, G. R. Estudo Mineralógico dos Sedimentos de Fundo do Lago Paranoá – DF, Brasil. **Rev. Brasileira de Geociências**, v. 35, n. 4, p. 535-541, 2005.
- MENDONÇA, M. M. **Diagnóstico de propriedades edáficas em áreas agrícolas e de floresta com elevado teor de matéria orgânica no município do Rio de Janeiro**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 1999. 195p. (Dissertação de Mestrado).
- MENDES, F. G.; MELLONI, E. G. P. & MELLONI, R. Aplicação de atributos físicos do solo no estudo da qualidade de áreas impactadas, em Itajubá-MG. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 3, p. 211-220, 2006.
- MENEZES, P. H. B. J. **Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do Lago Paranoá**. Instituto de Geociências da Universidade de Brasília, Universidade de Brasília, 2010. 117p. (Dissertação de Mestrado).
- MMA. 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – **Lei 9.985, de 18 de julho de 2000**. MMA. Brasília-DF, 2000.
- MONTEIRO, M. T. & GAMA-RODRIGUES, E. F. Carbono, Nitrogênio e Atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serrapilheira de uma floresta natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 819-826, 2004.

- MOREIRA, F. M. S. & SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2ª edição atualizada e ampliada. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729p.
- NOBRE, C. A. & GASH, J. Desmatamento muda clima da Amazônia. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 2., p. 33-42, 1997.
- OCIO, J. A. & BROOKES, P. C. An evaluation of methods for measuring the microbial biomass in soils following recent additions of wheat straw and characterization of the biomass that develops. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, p. 685-694, 1990.
- PEREIRA, L. P. **Avaliação econômica do uso do lago Paranoá para atividades recreacionais**. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília, Universidade de Brasília, 2006. (Dissertação de Mestrado).
- PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G. & Mc MANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n.6. p. 567-573, 2004.
- RESCK, D. V. S.; PEREIRA, J. & SILVA, J. E. **Dinâmica da matéria orgânica na região dos Cerrados**. Planaltina-DF: EMBRAPA-CPAC, 1991. 36p.
- RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. Fitofisionomias do Bioma Cerrado, p.89-166. In: SANO, S.M. & ALMEIDA, S.P. **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina. EMBRAPA-CPAC, 1998. xii + 556p.
- RODRIGUES, M. F.; CORCINI, A. L. M.; GUBIANI, P. I.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. & FONTINELLI, F. Estabilidade de agregados em solos vérticos cultivado com cebola no Uruguai In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31, 2007, Gramado, RS, **Anais...** Gramado, RS, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 5p.
- SILVA, J. E. da & RESCK, D. V. S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M. A. T. & HUNGRIA, M. Eds. **Biologia dos solos dos Cerrados**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC. p. 467-524, 1997.
- SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S.; GRISI, B.M.; HUNGRIA, M. & ARAUJO, R.S. **Microorganismos e processos biológicos no solo: Perspectiva ambiental**. Embrapa - SPI, Brasília, 1994. 142p.
- SPARLING, G. P. & ROSS, D. J. Biochemical methods to estimate soil microbial biomass: current development and applications. In: MULUNGOY, K. & MERCKK, R. Eds. **Soil organic matter dynamics and sustainability of tropical agriculture**. Leuven: Willey – Sayce, p. 21-37, 1993.

- SPERA, S. T.; SANTOS, H. P.; FONTANELI, R. S. & TOMM, G. O. Efeitos de sistemas de produção de grãos envolvendo pastagens sob plantio direto nos atributos físicos de solo e na produtividade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 28, p. 533-542, 2004.
- STEVENSON, F. J. **Humus chemistry, genesis, composition, reaction**. New York, John Wiley & Sons, 1982. 443p.
- TISDALL, J.M. & OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregation in soils. *Soil Sci.*, London, v. 33, p. 141-163, 1982.
- VALLADARES, S. G. **Caracterização de solos brasileiros com elevados teores de material orgânica**. Magistra, Cruz das Almas-BA, v. 20, nº. 1, p. 95-104, 2008 (Dissertação de Mestrado).
- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C. & JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass - C. **Soil Biol. Biochem.**, v. 19, p. 703-707, 1987.
- WALKLEY, A. & BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, p. 29-38, 1934.
- WARDLE, D. A. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In: HUNGRIA, M. & ARAUJO, R. S. Ed. **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Arroz e Feijão, Centro Nacional de Pesquisa de Soja. – Brasília: EMBRAPA – SPI, 1994. 542p. (EMBRAPA-CNPAF, Documentos, 46).
- WEBER, M. A. & MIELNICZUK, J. Estoque e disponibilidade de nitrogênio no solo em experimento de longa duração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 429-437, 2009.
- YOUKER, R.E. & MCGUINNESS, J.L. A short method of obtaining mean weight-diameter values of aggregates of soil. **Soil Science**, v. 83, p. 291-294, 1956.