



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**FUNÇÃO DE PEDOTRANSFERÊNCIA PARA
ESTIMATIVA DE ESTOQUES DE CARBONO EM SOLO
DE ÁREAS DE CAMPO LIMPO ÚMIDO DO DISTRITO
FEDERAL**

TESE DE DOUTORADO N° 105

ANDREIA MARIA DA SILVA FRANÇA

Brasília, DF

2011

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

Função de pedotransferência para estimativa de estoques de
carbono em solo de áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito
Federal

TESE DE DOUTORADO N° 105

ANDREIA MARIA DA SILVA FRANÇA

Orientador:

Dr. Edson Eyji Sano (Embrapa/UnB)

Examinadores:

Dra. Arminda Moreira de Carvalho (Embrapa)

Dr. Éder de Souza Martins (Embrapa)

Dr. Edilson Bias (UnB)

Dr. Paulo Roberto Meneses (UnB)

Brasília, DF
Julho de 2011

Tese submetida ao Instituto de Geociências, Departamento de Geologia Geral e Aplicada da Universidade de Brasília, em cumprimento a requisito parcial para obtenção do Título de Doutora em Geologia, Área de concentração em Processamento de Dados em Geologia e Análise Espacial.

Autora:

Andreia Maria da Silva França

Banca Examinadora:

Dr. Edson Eyji Sano

Orientador

Dr. Arminda Moreira de Carvalho

Examinadora externa

Dr. Paulo Roberto Meneses

Examinador interno

Dr. Edilson Bias

Examinador interno

Dr. Éder de Souza Martins

Examinador externo

Brasília, DF
Julho de 2011

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que contribuíram para a realização deste trabalho.

Em especial ao professor Edson Sano, pela paciência, persistência e orientação, que proporcionaram o aprofundamento e a melhoria deste trabalho e o exemplo profissional de comprometimento e ética.

A todos os profissionais e estagiários que passaram pelo laboratório de biofísica do CPAC/Embrapa e que colaboraram na execução e melhoria desse trabalho: Heleno, Tatá e Lúcio, obrigada amigos.

Um agradecimento especial ao amigo Edim, grande conhecedor de campo no Cerrado. Obrigada pela ajuda, essencial, nos trabalhos de campo.

Às amigas de doutorado Potira e Helena “valeu” as companhias nos simpósios e as conversas sobre nossos trabalhos.

A todos do laboratório de sensoriamento remoto da UnB, que me acolheram nos primeiros anos de doutorado. Em especial ao “Serjão”, Prof. Paulo, Tati e Paulo Henrique.

Aos pesquisadores do CPAC/Embrapa, em especial Éder, Maria Lúcia, Arminda e Dr. Euzébio. Obrigada pelas conversas, disponibilidade, conselhos e orientações. Ajudaram-me muito.

A toda equipe de apoio do CPAC/Embrapa, em especial ao laboratório de solos e ao Delvico.

A todos servidores e professores do Instituto de Geociências da UnB, pela oportunidade da realização deste curso de doutorado.

Ao CNPq pelo auxílio financeiro desde as épocas de programa de iniciação científica.

Ao corpo docente do Instituto Federal de Brasília - IFB, que me apoiou em um dos momentos mais difíceis e decisivos do desenvolvimento dessa pesquisa. Mesmo me conhecendo muito pouco, acreditaram no meu trabalho e me ajudaram a enfrentar obstáculos. Agradecimento especial aos amigos professores Renzo, Renata, Sinara, Veruska, Pablo, Paula, Giovane, Alessandra, Fabiano, Adriana, Fred, Ricardo, Josi, Angela, Cristiane e Afonso.

Aos meus irmãos e pais queridos, Anderson, Adriana, Maria Terezinha e Sinomar, que sempre acreditaram e apoiaram minhas aventuras e empreitadas.

Aos meus sogros Dna. Nati e Sr. Auri que me acolheram nos dois últimos anos de pesquisa.

Carinho e agradecimento especial ao meu companheiro Rodrigo Paiva, que me aturou nos momentos difíceis da realização deste trabalho.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais tão queridos
Sinomar e Maria Terezinha.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ÍNDICE DE TABELAS	xii
RESUMO	xiv
ABSTRACT	xvi
1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	1
1.1. OBJETIVOS.....	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1. ÁREAS ÚMIDAS.....	6
2.2. SENSORIAMENTO REMOTO NO ESTUDO DE ÁREAS ÚMIDAS	13
2.3. FUNÇÕES DE PEDOTRANSFERÊNCIA	25
2.4. ESTOQUES DE CARBONO.....	27
3. MAPEAMENTO DE ÁREAS DE CAMPO LIMPO ÚMIDO NO DISTRITO FEDERAL A PARTIR DE FUSÃO DE IMAGENS MULTIESPECTRAIS	36
3.1. INTRODUÇÃO.....	36
3.2. MATERIAIS E MÉTODOS	38
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	47
3.4. CONCLUSÕES	59
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60
4. FUNÇÃO DE PEDOTRANSFERÊNCIA PARA ESTIMATIVA DE TEOR DE CARBONO EM SOLO DE ÁREAS DE CAMPO LIMPO ÚMIDO DO DISTRITO FEDERAL	64
4.1. INTRODUÇÃO.....	64
4.2. MATERIAIS E MÉTODOS	66
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	79
4.4. CONCLUSÕES	92
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93
5. ESTIMATIVA DE ESTOQUES DE CARBONO EM SOLOS SOB ÁREAS DE CAMPO LIMPO ÚMIDO DO DISTRITO FEDERAL	97

5.1. INTRODUÇÃO	97
5.2. MATERIAIS E MÉTODOS	99
5.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES	103
5.4. CONCLUSÕES	113
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	114
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	116
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	118

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1: Funções ambientais das áreas úmidas	6
Figura 2.2: Perfis de solos representativos. (A) Camada de matéria orgânica (cores escuras) acumuladas sobre o horizonte glei (camada acinzentada). (B) Manchas de cores avermelhadas - mosqueados	7
Figura 2.3: Fitofissionomias associadas as áreas úmidas do Cerrado	10
Figura 2.4: Campo Limpo Úmido durante a época seca (a) e durante a época úmida (b)	11
Figura 2.5: Espectro de reflectância de três amostras de solo antes e depois da remoção da matéria orgânica. As linhas mais escuras representam os espectros das amostras com matéria orgânica e as mais finas os espectros de amostras após a remoção da matéria orgânica.	16
Figura 2.6: Esquema para gerar funções de pedotransferência	27
Figura 2.7: Ciclo global do carbono com estoques (em PgC = 1015 gC) nos diferentes compartimentos da Terra e fluxos de carbono (em PgC ano-1).....	28
Figura 2.8: Principais processos no solo que influenciam o conteúdo de carbono no solo	29
Figura 2.9: Estoque global de carbono na vegetação e no solo	30
Figura 2.10: Fluxo de CO ₂ do solo e distância entre o lençol freático e a superfície do solo – média dos pontos 01 a 09 de maio de 2005 a abril de 2006	33
Figura 3.1: Localização da área de estudo	38
Figura 3.2: Fluxograma das etapas do mapeamento de áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal	41
Figura 3.3: Procedimento de fusão de três bandas de imagem CCD com HRC	43
Figura 3.4: Matriz de erro usada para a aplicação de técnicas estatísticas descritivas como, por exemplo, o índice de exatidão global	46
Figura 3.5: (A) Fusão de três bandas (432) da imagem CCD com HRC, recorte da cena referente à grade do HRC - Órbita/Ponto, 157B/118-1. (B) Fusão de três bandas (453) da imagem TM com HRC, recorte da cena referente à grade do HRC - Órbita/Ponto, 157B/118-1.....	48
Figura 3.6: (a) Imagem Landsat/TM; (b) Imagem HRC; (c) Fusão de três bandas de imagem TM com HRC, área localizada na Estação Ecológica de Águas Emendadas – Brasília/DF	51
Figura 3.7: (a) Fusão de três bandas de imagem TM com HRC; (b) Máscara gerada	

utilizando o “buffer” criado a partir da rede de drenagem do Distrito Federal; (c) Imagem fusão recortada	52
Figura 3.8: Segmentação da imagem fusionada e recortada – limiar de similaridade 20 e limiar de área 30	53
Figura 3.9: Imagem classificada a partir do classificador ISOSEG – limiar de aceitação 95%	53
Figura 3.10: Erros corrigidos na edição do shape, resultantes da aplicação da técnica de processamento automático adotado	54
Figura 3.11: Mapa dos Campos Limpos (úmidos e secos) do Distrito Federal	56
Figura 4.1: Fluxograma das etapas de desenvolvimento da função de pedotransferência para estimativa de estoques de carbono em solo de áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal	67
Figura 4.2: Áreas de estudo e coletas de solo.....	68
Figura 4.3: Áreas de estudo e coletas de solo.....	68
Figura 4.4: Diagrama do perfil. (1) cobertura arbórea (2) de um Campo Limpo representado em uma faixa de 40 m de comprimento e 10 de largura, onde a porção (a) mostra a vegetação em local mais seco, (b) em local mais úmido e (c) em local mal drenado com murunduns	71
Figura 4.5: Solos predominantes em áreas de Campo Limpo Úmido	72
Figura 4.6: Transectos demarcados em cada área experimental	73
Figura 4.7: (A) Coleta deformada de solo utilizando trado holandês e (B) Coleta indeformada de solo utilizando trado com anel volumétrico	74
Figura 4.8: (A) Preparação para preenchimento com solo da cápsula de estanho; (B) Balança de precisão com cápsula sendo pesada e (C) Cápsulas prontas para serem analisadas e cápsulas de estanho vazias	75
Figura 4.9: Analisador elementar – Perkin Elmer, PE-2400 Séries II – no laboratório de solos da Embrapa Cerrados	75
Figura 4.10: (A) Diagrama de dispersão das 140 amostras de teores de carbono observados e estimados pelo modelo proposto. (B) Diagrama de dispersão das 28 amostras utilizadas na validação da função para estimativa de teores de carbono.....	83
Figura 4.11: (A) Diagrama de dispersão das 140 amostras de teores de carbono observados e estimados pelo modelo proposto utilizando um conjunto único de dados. (B) Diagrama de dispersão das 140 amostras de teores de carbono observados e estimados pelo modelo proposto utilizando um conjunto sem as variáveis silte e areia.	85

Figura 4.12: Diagrama de dispersão dos resíduos gerados por meio das diferenças entre os valores de %C medidos e os %C previstos pela pedofunção que utilizou todas variáveis	86
Figura 4.13: Diagrama de dispersão dos resíduos gerados por meio das diferenças entre os valores de %C medidos e os %C previstos pela pedofunção que isolou as variáveis silte e areia.....	86
Figura 4.14: (A) Diagrama de dispersão das 56 amostras de teores de carbono observados e estimados pelo modelo proposto utilizando o conjunto de dados dos Gleissolos. (B) Diagrama de dispersão das 56 amostras de teores de carbono observados e estimados pelo modelo proposto utilizando o conjunto de dados dos Plintossolos.....	89
Figura 4.15: (A) Diagrama de dispersão das 28 amostras utilizadas na validação da função para estimativa de teores de carbono utilizando o conjunto de dados dos Gleissolos. (B) Diagrama de dispersão das 28 amostras utilizadas na validação da função para estimativa de teores de carbono utilizando o conjunto de dados dos Plintossolos.....	89
Figura 4.16: Diagrama de dispersão dos resíduos gerados por meio das diferenças entre os valores de %C medidos e os %C previstos pela pedofunção que utilizou dados das áreas de Campo Limpo Úmido sob Gleissolos.....	90
Figura 4.17: Diagrama de dispersão dos resíduos gerados por meio das diferenças entre os valores de %C medidos e os %C previstos pela pedofunção que utilizou dados das áreas de Campo Limpo Úmido sob Plintossolos	90
Figura 5.1: Fluxograma das etapas da estimativa dos estoques de carbono em solo de áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal.....	99
Figura 5.2: Estoques médios de carbono – proporção relativa dos compartimentos – em cada área de estudo – dados medidos	107
Figura 5.3: Estoques médios de carbono – proporção relativa dos compartimentos – em cada área de estudo – dados previstos.....	108
Figura 5.4: Estoques de carbono em profundidade.....	110
Figura 5.5: Transectos demarcados em cada área experimental	111

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1: Tabela resumida de sensores remotos e resolução espacial.....	17
Tabela 2.2: Área estimada e estoque de carbono no solo em áreas úmidas globais	31
Tabela 2.3: Estoques de carbono no Cerrado	32
Tabela 3.1: Datas de passagem e época das imagens da área de estudo.....	40
Tabela 3.2: Áreas de Preservação Permanente ao longo de rios ou de qualquer curso d'água.....	44
Tabela 3.3: Erro quadrático médio do georreferenciamento das imagens TM e HRC.....	50
Tabela 3.4: Exemplo de chave de interpretação utilizada para mapeamento de Campo Limpo Úmido e Campo Limpo	55
Tabela 3.5: Classificação visual x verdade de campo.....	57
Tabela 3.6: Matriz de erros de mapeamento de CLU do DF	57
Tabela 3.7: Qualidade da classificação associada aos valores da estatística Kappa	58
Tabela 4.1: Estatísticas descritivas das variáveis utilizadas na função de pedotransferência	80
Tabela 4.2: Estatísticas descritivas das variáveis utilizadas na validação da função de pedotransferência	80
Tabela 4.3: Equação para estimativa do teor de carbono em solos de áreas de Campo Limpo Úmido do DF e respectivos coeficientes de determinação e erros-padrão das estimativas	82
Tabela 4.4: Análise de correlação entre as variáveis estudadas	84
Tabela 4.5: Equação para estimativa do teor de carbono em solos de áreas de Campo Limpo Úmido do DF e respectivos coeficientes de determinação e erro-padrão da estimativa.....	84
Tabela 4.6: Equações para estimativa do teor de carbono em solos de áreas de Campo Limpo Úmido do DF sob Gleissolos assim como, para áreas de Campo Limpo Úmido sob Plintossolos e respectivos coeficientes de regressão e erros-padrão das estimativas.....	88
Tabela 5.1: Áreas de Campo Limpo Úmido onde foram coletadas amostras de solo	101
Tabela 5.2: Estoques de carbono no solo das áreas amostradas para as profundidades até 60 cm – dados medidos.....	104
Tabela 5.3: Estoques de carbono no solo das áreas amostradas para as profundidades até 60 cm – dados previstos	104

Tabela 5.4: Estoques de carbono no solo sob diferentes fitofisionomias e sistemas de manejo no Domínio do Cerrado	107
Tabela 5.5: Teste t para valores médios dos estoques de carbono adquiridos com conteúdos medidos e previstos	112
Tabela 5.6: Estimativas dos estoques totais de carbono no solo das áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal	113

RESUMO

Essa pesquisa teve como objetivo principal obter uma função de pedotransferência para estimativa do teor de carbono em áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal. A estimativa dos teores de carbono a partir de variáveis de obtenção menos laboriosa, como textura do solo, representou uma medida útil não só para a quantificação do carbono, mas também para facilitar o cálculo de estoques de carbono em solo, que dependem da disponibilidade de dados sobre conteúdo de carbono (em g de C/Kg de solo) e densidade aparente. A pedofunção foi descrita por uma regressão não-linear e a avaliação da sua eficiência da predição foi obtida com base no coeficiente de determinação (R^2), no erro-padrão da estimativa (EPE) e interpretação gráfica. Os teores de carbono em solos de Campo Limpo Úmido das classes Gleissolos e Plintossolos, foram estimados com sucesso, com coeficiente de determinação ($R^2 > 0,8$). Os estoques de carbono em solos sob Campo Limpo Úmido foram estimados tanto com dados coletados em campo – medidos – quanto com os dados adquiridos a partir da função de pedotransferência gerada – dados previstos. Para que as estimativas de estoque de carbono em solo fossem realizadas a partir de extrapolação foi necessário discriminar e quantificar áreas de Campo Limpo Úmido (CLU) no Distrito Federal. O mapeamento desses ecossistemas foi realizado por meio de fusão de imagens multiespectrais – Landsat5/TM e CBERS2B/HRC. Imagens de maio a outubro de 2008, da estação seca, foram fusionadas a partir da técnica de processamento IHS. Os resultados mostraram que houve melhora na identificação das áreas de CLU na medida em que permitiu um aumento na discriminação dos alvos já que integrou a maior resolução espacial da banda pancromática à maior resolução espectral das demais bandas. O mapa de distribuição das áreas de CLU indicou um total de aproximadamente 846,61 ha localizadas essencialmente em unidades de conservação. A partir da análise do mapa de áreas de Campo Limpo Úmido e da quantificação da sua área foi possível estimar os estoques de carbono por extrapolação realizando a multiplicação da área total de Campos Limpos Úmidos do DF por seu estoque de carbono correspondente. Considerando uma densidade aparente média do solo de aproximadamente $0,7 \text{ g.cm}^{-3}$, o estoque de carbono estimado até 60 cm de profundidade foi de 184 toneladas/hectare para os dados medidos e de 183 toneladas/hectare para os dados previstos. O estoque estimado para o total de áreas úmidas do DF (846,61 ha) foi de $155.590 \text{ Mg.C.ha}^{-1}$ para os dados medidos e de $154.710 \text{ Mg.C.ha}^{-1}$ para os dados previstos. O teste *t* aplicado para os estoques de

carbono demonstraram que não houve diferenças entre os estoques de carbono no solo estimado por dados de teores de carbono medidos e por dados de teores adquiridos pela função de pedotransferência.

ABSTRACT

The objective of this research was to obtain a pedotransfer function to estimate the carbon content over humid grasslands of Federal District of Brazil. The estimation of carbon contents from low time-consuming data acquisition variables such as soil texture, represented a useful measurement not only to quantify carbon content but also to facilitate calculation of soil carbon storage which depends on availability of data regarding carbon content (grams of C/kg of soil) and bulk density. The pedofunction was described by a nonlinear regression and the evaluation of its efficiency of prediction was obtained based on coefficient of determination (R^2), standard error of estimation and graphical interpretation. The carbon contents in Gleysols and Plintosols under humid grasslands were estimated successfully, with coefficient of determination higher than 0.8. The carbon storages in soils under humid grasslands were estimated from both data gathered in the field – measured – and data estimated from the developed pedofunction transfer equation – predicted data. In order to obtain estimates of soil carbon storage from extrapolation, it was necessary to discriminate and quantify areas of humid grasslands of Federal District. The mapping of these ecosystems was realized by means of multispectral image fusion - Landsat5/TM and CBERS2B/HRC. Images from May to October of 2008 (dry season) were merged by HIS enhancement technique. Results showed that there was an improvement in the identification of areas occupied by humid grasslands since there was an gain in the discrimination of targets once there was an integration of higher spatial resolution of panchromatic band with higher spectral resolution of other bands. The map of distribution of humid grasslands indicated a total of 846.61 hectares located essentially in conservation units. From the analysis of map of humid grassland and from quantifying its area, it was possible to estimate carbon content by extrapolation, realized multiplying the total area of humid grasslands of Federal District by its corresponding carbon content. Considering the average soil bulk density as 0.7 g.cm^{-3} , the estimated carbon storage in 60 cm of soil depth was 184 tons/hectare for measured data and 183 tons/hectare for predicted data. The estimated storage for total area of humid grasslands of Federal District (846.61 ha) was $155,590 \text{ Mg.C.ha}^{-1}$ for measured data and $154,710 \text{ Mg.C.ha}^{-1}$ for predicted data. The *t* test applied for carbon storages demonstrated that there was no difference between measured carbon storages and estimated carbon storages by pedotransfer function.

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O estudo do carbono assume grande importância devido à sua estreita relação com as mudanças climáticas da Terra, isso principalmente, em razão de o aquecimento global estar relacionado ao aumento da emissão de gases de efeito estufa – GEE – dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) (IPCC, 2001). Embora o gás metano e o óxido nitroso apresentem potencial de aquecimento maior que o gás carbônico ($\text{CH}_4 = 23$ vezes o CO_2 e $\text{N}_2\text{O} = 296$ vezes o CO_2), o CO_2 é emitido em maiores quantidades devido à queima de combustíveis fósseis e desmatamentos ou queimadas (IPCC, 2001). As emissões líquidas desses gases estão associadas com as mudanças nas quantidades do C estocado. Assim, em virtude das quantidades de carbono que armazenam, os ecossistemas naturais são um dos condicionantes de processos que regulam a emissão do CO_2 , tendo em vista que a variação no estoque de C regula os teores desse elemento emitidos para a atmosfera (Rangel e Silva, 2007).

Os quatro compartimentos principais de carbono no globo são: oceanos, atmosfera, ecossistemas terrestres e formações geológicas contendo carbono fóssil e mineral (Lal, 1999). Esses quatro compartimentos de carbono na natureza são interconectados, havendo, sistematicamente, troca de carbono entre eles. Segundo estimativas apresentadas por Lal (1999), os ecossistemas terrestres, que compreendem a vegetação e o solo, armazenam pouco mais de 3000 Pg de carbono (1 Pg = 10^{15} g ou um bilhão de toneladas). Aproximadamente, 80% desse total estariam nos solos. A matéria orgânica do solo apresenta um papel importante na ciclagem do carbono no planeta e constitui-se o segundo maior compartimento de carbono do solo do mundo, desconsiderando-se as reservas de combustíveis fósseis (Lal, 1999).

Em ecossistemas naturais, quando a vegetação nativa é substituída, os estoques de carbono orgânico podem ser drasticamente reduzidos, com perda da ordem de 50% nos primeiros 20 cm de profundidade do solo e de até 20% na profundidade de um metro (Estados Unidos, 1999). Essas perdas de carbono orgânico em áreas cultivadas adquirem importância, pois anualmente, cerca de 1,2 Pg de C são lançados na atmosfera devido a alterações nos sistemas de uso e manejo dos solos (Sauerbeck, 2001).

A magnitude e a taxa de diminuição de C do solo são aumentadas pela degradação e declínio da qualidade do solo (Lal, 1999). De maneira geral, a taxa com que o estoque de C é alterada é função do tipo de manejo adotado (sistemas de culturas e/ou de preparo do solo), do tipo de solo (textura, mineralogia) e das condições climáticas (temperatura e umidade), entre outros fatores (Janzen et al., 1998). A redução no estoque de C é promovida, principalmente, pelo preparo do solo, o qual promove a oxidação do C à CO₂ e favorece a perda por erosão (Bayer e Mielniczuk, 2008). O aumento do estoque de C é conseguido com a redução das perdas através de práticas de baixo grau de mobilização do solo, mas também com o aumento da adição de C, utilizando sistemas de consórcios, rotação ou sucessão de culturas com espécies vegetais de alta produção de massa e que produzem resíduos de maior relação C:N (Silva et al., 2008).

Dentre os diferentes valores funcionais, das áreas úmidas, essas são consideradas importantes estocadoras de carbono (IPCC, 2001) o que as coloca entre os mais importantes ecossistemas naturais do planeta. A principal característica desses ecossistemas é que apresenta um substrato periodicamente inundado, fator determinante na origem e desenvolvimento do solo e das comunidades existentes (Josephon, 1992). Além disso, apresentam alta produção primária e a matéria morta se decompõe lentamente por anaerobiose por causa da inundação do solo, o que ocasiona acumulação substancial de matéria orgânica (Yavitt, 1994).

O papel das áreas úmidas no sequestro e emissão de carbono é complexo e varia em relação ao tempo e aos diferentes tipos de áreas úmidas. Conceitualmente, as áreas úmidas podem afetar o ciclo do carbono de quatro maneiras (Mitra et al., 2005):

- (1) podem liberar carbono se houver queda nos níveis de água ou se as práticas de uso da Terra resultarem em oxidação dos solos;
- (2) sequestram carbono da atmosfera a partir da fotossíntese das plantas e subsequente acumulação de carbono no solo;
- (3) participam indiretamente no transporte de carbono entre diferentes ecossistemas. As áreas úmidas estão propensas a armazenar sedimentos ricos em carbono provindo das bacias hidrográficas, mas podem também liberar carbono dissolvido a partir do fluxo de água em ecossistemas adjacentes;

(4) os solos das áreas úmidas produzem gás metano, que é regularmente emitido para a atmosfera.

Entretanto, verifica-se que variações no hidroperíodo dessas áreas afetam fortemente os processos edáficos de decomposição, determinando a entrada e a saída de materiais no sistema, principalmente o carbono. Mesmo ocupando somente 2% de área no mundo, estima-se que as Áreas Úmidas contenham entre 10% a 14% do carbono orgânico existente (Armentano, 1980).

Conforme exposto, a avaliação dos estoques de carbono nesses ambientes é imprescindível, pois em virtude das quantidades de carbono que armazenam, essas áreas podem regular a emissão do CO₂, tendo em vista que a variação no estoque de C regula os teores desse elemento emitidos para a atmosfera (Rangel e Silva, 2007). Além disso, a avaliação do carbono no solo e suas dinâmicas são necessárias para a identificação de usos e manejos do solo que promovam o seqüestro de carbono (Machado, 2005).

Para que a quantificação do estoque de carbono no solo seja realizada, são necessárias as análises de carbono total e a determinação da densidade aparente. A determinação dos teores de carbono pode ser efetuada pelos processos denominados via seca e via úmida. Embora a determinação por via úmida seja uma tarefa simples e de baixo custo, o método apresenta problemas quanto à acurácia, devido à necessidade de fatores de correção e, também, quanto à lentidão e ao grande espaço que ocupa nos laboratórios (Machado, 2005). Além disso, a determinação dos teores de carbono por combustão via úmida gera problemas no meio ambiente pela produção de rejeitos laboratoriais de difícil descarte (ex. soluções ácidas contendo cromo). A determinação de carbono total por combustão via seca utilizando-se modernos equipamentos vem sendo considerada como referência pela precisão analítica (2 – 3%). Todavia, a aquisição e manutenção destes equipamentos são de custos altos para a grande maioria dos laboratórios no Brasil (Machado, 2005). Nesse sentido, a aplicação das chamadas funções de pedotransferência é de grande valia, pois permite que informações básicas de solo disponíveis sejam transformadas em outras, de obtenção mais laboriosa e/ou mais cara (Budiman et al., 2003).

Portanto, essa proposta de pesquisa visa gerar uma função de pedotransferência para estimar os teores de carbono do solo em áreas de Campo Limpo Úmido, baseada na forte relação linear entre densidade aparente e % carbono (C) (Kiehl, 1979; Bernoux et al., 1998), assim como entre % argila e % C e entre % silte e % C (Kiehl, 1979). Essa função de pedotransferência foi gerada, avaliada e aplicada para áreas de Campo Limpo Úmido localizadas no Distrito Federal. Para tanto, foi utilizada a integração de conhecimentos de sensoriamento remoto, sistemas de informação geográfica, análise de solos e modelagem estatística.

Avalia-se a hipótese de que os estoques de carbono do solo em áreas de Campos Limpos Úmidos do Distrito Federal podem ser estimados a partir de teores de carbono adquiridos por uma função de pedotransferência baseada na forte relação linear entre densidade aparente e % carbono (C) (Kiehl, 1979; Bernoux et al., 1998), assim como entre % argila e % C e entre % silte e % C (Kiehl, 1979). Essa função de pedotransferência foi gerada, avaliada e aplicada para áreas de Campo Limpo Úmido localizadas no Distrito Federal.

Para a apresentação desta tese, além dos capítulos de Introdução, Objetivos, e Considerações Finais, esta pesquisa foi dividida em três fases acomodadas em três artigos: (1) **Mapeamento de áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal a partir de fusão de imagens multiespectrais**; (2) **Função de pedotransferência para estimativa de teor de carbono em solo de áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal**; (3) **Estimativa dos estoques de carbono em solo de áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal**.

O mapeamento das áreas de Campo Limpo Úmido teve como principal objetivo identificar e quantificar espacialmente as áreas de Campo Limpo Úmido no Distrito Federal. A espacialização dessas áreas a partir de sensoriamento remoto possibilitou estimar os estoques de carbono por extrapolação, multiplicando a área total de Campos Limpos Úmidos do Distrito Federal por seu estoque de carbono correspondente.

A função de pedotransferência foi desenvolvida para a estimativa de teor de carbono em solo e, assim, subsidiar os cálculos de estoques de carbono em áreas de Campo Limpo Úmido.

A estimativa do estoque de carbono apresenta a quantificação dos estoques calculados tanto com dados coletados em campo – medidos – quanto com os dados gerados pela função de pedotransferência - previstos. Essas estimativas de estoque foram realizadas por extrapolação, utilizando a quantificação de área gerada pelo mapeamento.

A contribuição científica desta tese de doutorado é a estimativa de estoque de C para as áreas de Campo Limpo Úmido no Distrito Federal, o que possibilitará fornecer suporte a estudos da dinâmica do carbono.

Outra contribuição é a função de pedotransferência para estimar teores de carbono do solo em áreas de Campo Limpo Úmido, pois a maioria dos trabalhos publicados diz respeito a solos de áreas drenadas, como os Latossolos.

1.1 Objetivos

O objetivo principal deste trabalho é gerar uma função de pedotransferência para os teores de carbono em solos de Campos Limpos Úmidos do Distrito Federal, baseada na relação com variáveis físicas do solo, especificamente a profundidade da camada, densidade aparente (D_a) e a textura (% argila, % silte e % areia).

Como objetivos específicos, têm-se:

1. Identificar e quantificar espacialmente as áreas de Campo Limpo Úmido no Distrito Federal; e
2. Quantificar o estoque de carbono nos solos em áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nos estudos de modelagem envolvidos nesta tese foram destacados alguns tópicos considerados essenciais na revisão bibliográfica. Os tópicos selecionados foram: áreas úmidas; sensoriamento remoto no estudo de áreas úmidas; funções de pedotransferência e estoques de carbono.

2.1 Áreas Úmidas

As Áreas Úmidas são ecossistemas naturais cujo substrato sofre inundação periódica ou permanente, fator determinante na origem e no desenvolvimento do solo e das suas comunidades vegetais (Keddy, 2000). Grandes produtoras de alimentos e reservas de biodiversidade, essenciais para a conservação da flora e da fauna específicas, essas áreas destacam-se, principalmente, pela capacidade na manutenção do regime hídrico dos rios e a perenização dos cursos d'água (Dugan, 1990). Além disso, destacam-se também, por geralmente possuírem altas taxas de produtividade primária e atividade biogeoquímica (Brinson et al., 1981; Mitsch e Gosselink, 2000). O modelo apresentado por Mitra et al. (2005) ilustra com clareza as funções ambientais que caracterizam os ecossistemas de áreas úmidas (Figura 2.1).

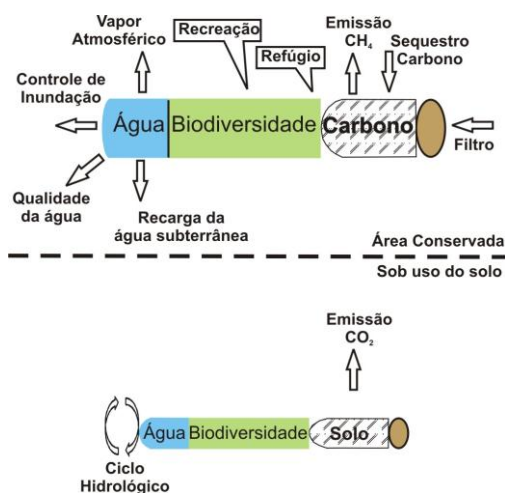


Figura 2.1: Funções ambientais das áreas úmidas. Fonte: adaptado de Mitra et al. (2005).

Dois parâmetros são essenciais para que um habitat possa ser considerado uma área úmida: (1) a presença de água na superfície ou próximo desta; e (2) o estabelecimento de vegetação adaptada a solos temporária ou permanentemente

encharcados (Datta, 2008). Quando o solo é saturado por longos períodos de tempo o processo de decomposição da matéria morta se torna lento devido às condições anaeróbicas e uma camada substancial de matéria orgânica decomposta se acumula na superfície do solo (Armentano, 1980; Datta, 2008) sobre uma camada acinzentada - horizonte glei (Lepsch, 2002) (Figura 2.2A). Além disso, as oscilações do lençol freático determinam a maior ou menor disponibilidade de água e oxigênio dissolvido e provoca a redução química e dissolução dos óxidos de ferro, que são transformados, e parcialmente removidos o que faz com que surjam cores cinzentadas no horizonte subsuperficial. Se alguma oxidação acontecer (por exemplo, em fissuras ou pequenos orifícios deixados por raízes ou vermes e por onde o ar pode penetrar), aparecem pequenas manchas cor-de-ferrugem denominadas “mosqueados” (Lepsch, 2002) (Figura 2.2B).

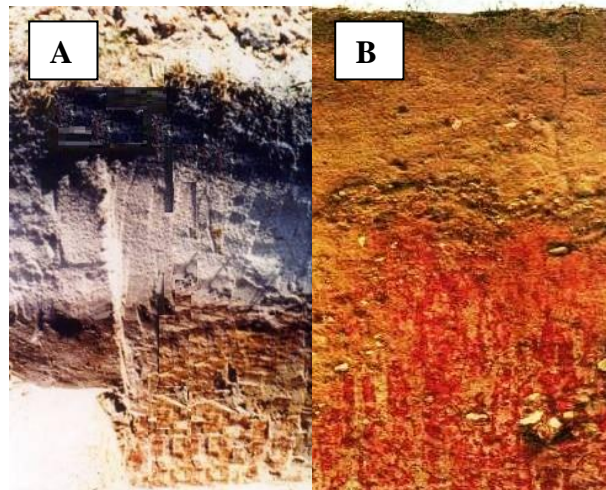


Figura 2.2: Perfis de solos representativos. (A) Camada de matéria orgânica (cores escuras) acumuladas sobre o horizonte glei (camada acinzentada). (B) Manchas de cores avermelhadas – mosqueados.

Dentre as classes de solos predominantes que ocorreram nas áreas de Campo Limpo Úmido estudadas, encontram-se os Gleissolos (Figura 2.2A) e os Plintossolos (Figura 2.2B).

Os Plintossolos compreendem, sobretudo, os solos denominados anteriormente de Lateritas Hidromórficas e/ou Concrecionários Lateríticos (Resende et al., 1988). Esta classe corresponde a solos minerais hidromórficos, com séria restrição à percolação de

água, encontrados em situações de alagamento temporário e, portanto, escoamento lento (Reatto et al., 1998). São típicos das regiões quentes e úmidas, especialmente naquelas com estação seca bem definida ou período com marcante diminuição da precipitação pluvial (Oliveira et al., 1992).

Morfologicamente apresentam horizonte de subsuperfície com manchas avermelhadas distribuídas no perfil, de aspecto variegado (resultado da concentração de ferro do solo), chamadas de plintita (Reatto et al., 1998). A mais importante característica desse solo é a presença do horizonte plíntico. Apresenta-se geralmente compacto e é bem visível devido ao seu aspecto multicolorido, de cores contrastantes, ficando realçadas as partes mais vermelhas formadas pela plintita (Reatto et al., 1998).

Já os Gleissolos, morfologicamente são solos pouco desenvolvidos. Formam-se a partir de sedimentos aluviais, com presença de lençol freático próximo à superfície na maior parte do ano, caracterizando um ambiente de acúmulo de matéria orgânica e de oxirredução (Reatto et al., 1998). Apresentam textura bastante variável ao longo do perfil. Quando argilosos ou muito argilosos sua consistência é plástica e pegajosa. Por serem sistemas conservadores de água, próximos às nascentes e cursos d'água é muito importante preservá-los e se drenados tendem a encrostar e endurecer, assim como, perder matéria orgânica (Reatto et al., 1998).

Estão localizados em áreas de várzeas normalmente com vegetação de Vereda, Campos Higrófilos ou Hidrófilos, em relevo plano que permite o acúmulo de água durante todo o ano ou na maior parte dele. Podem ocorrer em cabeceiras de rios ou córregos e também ao longo deles, estando sujeitos a inundações (Reatto et al., 1998).

O desenvolvimento de zonas úmidas típicas do Cerrado promove uma paisagem bastante peculiar à região. Nessas áreas, a vegetação é condicionada por vários outros fatores, como tipo de solo e sua fertilidade, o nível de saturação de água no solo durante a estação seca, além da profundidade e flutuações de volume das águas subterrâneas (Eiten, 2001). Em áreas mais baixas e com solos saturados de água, a vegetação fica predominantemente graminosa. Ao longo dos cursos d'água, desenvolvem-se as Florestas de Galeria. Em terras mais altas que permanecem úmidas, a cobertura vegetal é composta por plantas típicas da região, os buritis (*Mauritia flexuosa*) (Eiten, 1994).

Os tipos vegetacionais associados a áreas úmidas do Cerrado definidas por Eiten (2001) são relacionadas às fitofissionomias de: (1) Floresta de Galeria; (2) Campo Úmido; (3) Campo de Murundus; (4) Brejo Permanente; e (5) Vereda (Figura 2.3).

	Fitofisionomia	Descrição
	Floresta de Galeria	Ocorrem margeando cursos d'água, com solo sempre bem drenado, estacional ou permanentemente saturado.
	Campo Úmido	Frequentemente forma uma faixa horizontal sobre encostas de vales, a qual separa o Cerrado do interflúvio da floresta de galeria do fundo do vale.
	Campo de Murundus	Campo úmido com montículos naturais de terra em forma de abóbada (murundus), com Cerrado nos seus topos. Os murunduns são, provavelmente, o resultado de erosão diferencial por escoamento superficial por longo tempo.
	Veredas	Uma unidade de vegetação composta de faixas paralelas com três tipos de vegetação diferentes, lado a lado: campo úmido, brejo permanente gramíneo e buritizal. Os buritis formam uma faixa estreita ao longo da parte mais baixa do vale, que é coberta com brejo permanente gramíneo.

Figura 2.3: Fitofisionomias associadas às áreas úmidas do Cerrado. Fonte: adaptado de Eiten (2001).

Segundo Ribeiro e Walter (1998), os Campos Limpos apresentam variações dependentes de particularidades ambientais, determinadas pela umidade do solo e topografia. O Campo Limpo é uma fitofisionomia que apresenta predominantemente uma camada rasteira dominada por gramínea, com raros arbustos.

Os Campos Limpos Úmidos, portanto, se traduzem como fisionomias campestres, dominado por graminóides, sem camada lenhosa, entretanto, se estabelecem em solos temporária ou permanentemente encharcados, devido ao afloramento do lençol freático associado à deficiência de drenagem (Figura 2.4) (Eiten, 1994; Ratter et al., 1997; Ribeiro e Walter, 1998; Eiten, 2001).

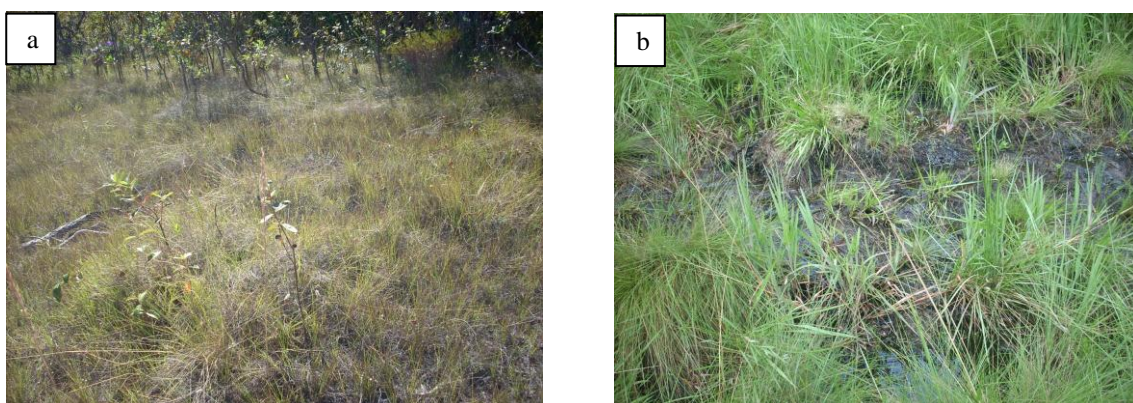


Figura 2.4: Campo Limpo Úmido durante a época seca (a) e durante a época úmida (b).

As áreas de Campo Limpo Úmido possuem dimensões espaciais reduzidas em relação às fitofisionomias associadas a áreas secas. *In loco*, os Campos Limpos Úmidos possuem um limite definido entre o Cerrado *sensu stricto* e a Floresta de Galeria, sendo, quase sempre, bem nítido de maneira que uma pessoa pode ficar com um pé no campo puro e o outro pé dentro da Floresta de Galeria (Eiten, 2001).

Com relativa frequência, esta fitofisionomia é encontrada como enclave em áreas do Cerrado, ocupando os fundos de vales, ou associados a cursos d'água (Oliveira Filho et al., 1989; Eiten, 1994; Ratter et al., 1997). Segundo Eiten (2001), os Campos Úmidos podem ocorrer nas seguintes situações topográficas:

- 1) **Vale:** quase toda a área de Campo Úmido está em forma de faixas horizontais sobre lados de vales, de alguns metros até a algumas centenas de

metros de largura, separando o Cerrado (em cima, no interflúvio) da floresta de galeria (no fundo de vale); na maioria das vezes tem limites nítidos com os dois;

2) **Chapada:** podem ocorrer também como faixa, em geral de algumas dezenas de metros de largura, ao longo da beirada do topo plano de algumas chapadas. Essa margem fica alguns metros mais baixa em altitude do que o restante do topo da chapada e a água da chuva, dentro do solo, drena para a beirada durante a estação chuvosa e aparece perto da superfície;

3) **Depressão rasa em topo plano de chapada:** situação bem mais rara para o Campo Úmido é em pequenas depressões muito rasas e sem saída na superfície plana de uma chapada coberta com Cerrado. O Campo Úmido fica no interior do topo da chapada, não na sua margem. As gotas de chuva quebram um pouco os flóculos de argila na superfície do solo do Cerrado ao redor da depressão, e a água da chuva leva essa argila, agora em forma desfloculada e coloidal, para dentro da depressão. A argila nessa forma dificulta a drenagem vertical quando se acumula em camada suficientemente grossa e, assim, permite o Campo Úmido tomar o lugar do Cerrado original.

Nas áreas onde ocorrem ao lado de vale é comum encontrar microrelevos - montes de terra - denominados murundus, onde os solos protegidos dos encharcamentos ou das inundações constituem ilhas com vegetação lenhosa (Oliveira Filho et al., 1989; Eiten, 2001). Nessas áreas, as condições de drenagem são favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento dos propágulos das espécies arbóreas, oriundas dos Cerrados nas vizinhanças (Munhoz e Felfili, 2007).

Nas áreas úmidas do Cerrado, o lençol freático tende a ser raso, e muitas vezes aflora à superfície, e os solos permanecem grande parte do tempo saturados de água (Eiten, 1994). Nessas áreas, os solos hidromórficos são dominantes e ocupam, geralmente, as partes depressionais da paisagem e, como tal, estão normalmente sujeitos a inundações (Resende et al., 1988).

2.2 Sensoriamento remoto no estudo de áreas úmidas

As áreas úmidas são cientificamente reconhecidas por seus diferentes valores funcionais, entretanto, essas áreas se encontram entre os recursos ambientais atualmente mais ameaçados. Grande parte delas em muitos países tem sido destruídas inclusive, por causa da drenagem para uso agrícola (Suso e Llamas, 1993). Nesse sentido, a utilização das técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento tornam-se ferramentas eficazes no auxílio da gestão desses ecossistemas. Roller (1977) listou as vantagens de monitorar áreas úmidas com dados de sensoriamento remoto sobre os convencionais trabalhos de campos, como: (1) economia; (2) oportunidade; (3) perspectiva de visão favorável; (4) observação sinóptica e (5) registros gráficos permanentes.

Um importante fator que define as áreas úmidas é a duração e a intensidade com que a água encontra-se presente no ambiente. Fatores tais como regime hidrológico, cobertura vegetal, substrato, geomorfologia, intervenção humana, entre outros, geram uma grande variedade de ambientes alagáveis tais como as Florestas Periodicamente Inundadas, Savanas Periodicamente Inundadas, Planícies Costeiras, e os ambientes alagáveis de origem antrópica como é o caso dos grandes reservatórios amazônicos (Novo, 2006).

A água, como elemento controlador da tipologia de ambientes alagados é de grande relevância para a aplicação dos dados de microondas porque ela afeta a constante dielétrica da superfície, e com isso seu coeficiente de retro-espalhamento. Entretanto, a taxa de variação com a umidade depende do comprimento de onda. Quanto maior o comprimento de onda, maior é a sensibilidade da constante dielétrica à porcentagem de umidade presente no solo (Elachi, 1987). Isto significa que imagens de radar na banda L tendem a ser mais sensíveis à umidade do solo do que em bandas de menor comprimento de onda.

As áreas alagadas/úmidas, entretanto, raramente se apresentam sem cobertura vegetal (Novo, 2006). Mesmo nas fases de inundação em que se convertem em sistemas aquáticos, podem apresentar-se colonizadas por vegetação aquática emersa. Assim sendo, a radiação de microondas interage em primeiro lugar com a vegetação, antes de interagir com o substrato.

Pesquisas realizadas por Noernberg (1996) indicaram que na região das microondas as interações entre radiação eletromagnética e as plantas aquáticas são em parte governadas pelas características macroscópicas dos diferentes gêneros, tais como: forma, rugosidade, arranjo espacial. Desta forma só podem ser discriminadas as macrófitas emersas, isto é, as que estão total, ou parcialmente acima do nível da água. Isto porque as plantas macrófitas submersas, por estarem abaixo do nível da água, não interagem com a radiação eletromagnética na região das microondas.

Além dos parâmetros inerentes ao alvo os sensores ativos de microondas possuem características que os tornam úteis ao estudo de áreas alagadas/úmidas (Novo, 2006). Grande parte da superfície d'água é detectada em imagens de radar devido à diferença do sinal de retorno entre a superfície lisa da água e a rugosidade da superfície da terra (Lewis, 1998). Esta alta razão de contraste é baseada no baixo retorno do pulso elétrico da água para o radar e do alto retorno da vegetação (Lewis, 1998).

Uma das características mais importantes para o uso dos sensores ativos é a de que a faixa de microondas apresenta elevado coeficiente de transmissão através de nuvens permitindo a aquisição de dados independentemente das condições atmosféricas. Segundo Ulaby et al. (1986) nuvens de gelo suficientemente densas para obstruir a transmissão de radiação visível não têm o menor efeito sobre a radiação de microondas apresentando 99 % de transmissão para comprimentos de onda maiores que 1 cm. Nuvens de água atenuam a radiação de microondas somente em comprimentos de onda menores do que 2 cm. A partir de 4 cm o efeito deste tipo de nuvem é desprezível (Ulaby et al., 1986).

Outra característica que torna útil a utilização dos sistemas de microondas ao estudo de áreas alagadas/úmidas é o de permitirem a obtenção de informações do terreno através da cobertura vegetal (Novo, 2006). A radiação de microondas tem maior poder de penetração nos dosséis de vegetação e no solo quando comparada à da radiação visível e infravermelho próximo (Elachi, 1987). A capacidade de penetração da radiação de microondas no dossel depende do comprimento de onda do sistema utilizado. Para as mesmas condições de geometria de imageamento e umidade, quanto

maior o comprimento de onda da radiação de microondas, maior e sua capacidade de penetração tanto nos dosséis quanto nos solos (Elachi, 1987).

As variações de energia detectadas no visível e infravermelho são resultantes de processos de ressonância molecular nas camadas superficiais do solo e da vegetação, enquanto que as variações de energia detectadas na região de microondas se devem às propriedades geométricas e dielétricas dos objetos, tornando possível a sinergia entre esses dados a partir de fusão de imagens.

A reflectância do solo, não somente da luz visível, mas também de todos os outros comprimentos da faixa do espectro óptico, é uma propriedade cumulativa que deriva do comportamento espectral dos constituintes minerais, orgânicos e fluidos que, combinados, compõem os solos (Madeira Netto, 2001). As variações espectrais entre os diferentes tipos de solos estão normalmente associadas a processos de absorção da radiação eletromagnética atribuídos a esses componentes. Além da composição, o tamanho das partículas elementares e sua organização desempenham também papel importante nas propriedades de reflectância dos solos e, por isso, a forma dos espectros de reflectância fornece informações valiosas sobre algumas de suas características físico-químicas (Madeira Netto, 2001).

Na discussão sobre a influência dos materiais componentes do solo de áreas úmidas na reflectância, a matéria orgânica e a presença de água estão entre os mais importantes. O conteúdo de matéria orgânica do solo e a composição dos constituintes orgânicos são reconhecidamente fatores de forte influencia sobre a reflectância dos solos (Madeira Netto, 2001). Observa-se, em geral, que a medida que o teor de matéria orgânica aumenta, a reflectância do solo decresce. Galvão e Vitorello (1998) afirmaram que a matéria orgânica é o principal componente responsável pela redução da reflectância na faixa de 600 a 750 nm.

Os três espectros da Figura 2.5 são exemplos de solos com porcentagens de conteúdo orgânico diferentes, mas que possuem também presença de porcentagens diferentes de óxidos de ferro. Para verificar melhor as relações espectrais entre as três amostras, são apresentados os espectros com a matéria orgânica (traço fino) e após a retirada da matéria orgânica (traço escuro). Nos espectros do tipo a, a eliminação da

matéria orgânica resultou no aumento generalizado da reflectância ao longo do espectro. Para solos com teores relativamente altos em ferro livre e sem minerais opacos (espectro do tipo b), a eliminação da matéria orgânica resultou em valores maiores de reflectância apenas para os comprimentos de onda superiores a 600 nm. Já para os espectros do tipo c (alto ferro e presença de opacos), a eliminação da matéria orgânica não acarretou o aumento da reflectância, isso por causa do forte efeito da absorção em todos os comprimentos de onda pelos minerais opacos (Madeira Netto, 2001).

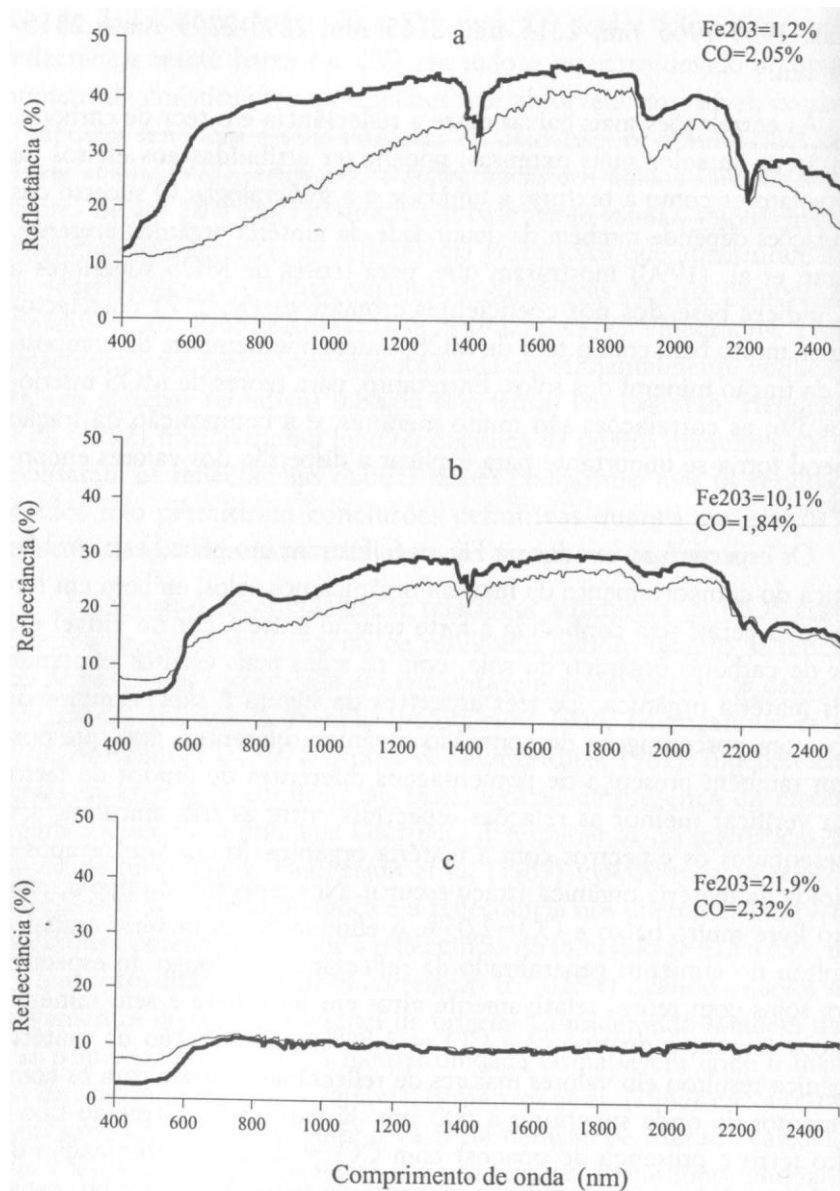


Figura 2.5: Espectro de reflectância de três amostras de solo antes e depois da remoção da matéria orgânica. As linhas mais escuras representam os espectros das amostras com matéria orgânica e as mais finas os espectros de amostras após a remoção da matéria orgânica. Fonte: Madeira Netto, 1993.

O efeito da água na reflectância do solo causa a ocorrência de bandas de absorção centradas em 760 nm, 970 nm, 1190 nm, 1450 nm e 1940 nm (Curcio e Petty, 1951) e provoca decréscimo geral da reflectância em todos os comprimentos de onda. Bowers e Hanks (1965) invariavelmente constataram diminuições de reflectância em todo o espectro, proporcionais ao aumento da umidade do solo. Entretanto, para solos que apresentam fortes bandas da absorção no visível, como por exemplo, os latossolos, Bedidi et al. (1992) mostraram que os efeitos da umidade são dependentes do comprimento de onda e da posição e intensidade das feições espectrais da fase sólida dos solos (Madeira Netto, 2001).

Com o desenvolvimento de instrumentos imageadores a bordo de satélites de sensoriamento remoto, capazes de medir, com precisão, a energia radiante refletida em amplos intervalos de comprimentos de onda e com alta resolução espectral, aumentou o interesse pelo estudo das propriedades de reflectância dos solos e das suas relações com a composição mineral e orgânica e com as propriedades estruturais e texturais (Madeira Netto, 2001). Atualmente existem muitos sensores que operam no espectro óptico e que captam dados com várias resoluções temporais, espaciais e espectrais. A Tabela 2.1 apresenta as características de algumas missões de sensoriamento remoto óptico.

Tabela 2.1: Tabela resumida de sensores remotos e resolução espacial.

Satélites - Sensores	Intervalo Espectral (µm)	Resolução Espacial (m)	Resolução Temporal (dias)
Baixa Resolução Espacial			
SPOT - VEGETATION	0,43 – 1,75	1000	Diária
TERRA - MODIS	0,4 a 14,4	250 a 1000	2
NOAA - AVHRR	0,58 a 12,50	1100	Diária
CBERS - WFI	0,63 a 0,89	260	5
Média Resolução Espacial			
LANDSAT – TM	0,45 a 12,5	30	16
SPOT – HRV	0,50 a 0,89	20	26
TERRA – ASTER	0,5 a 12	15 a 90	16
ALOS – AVNIR2	0,42 a 0,89	10	46
CBERS – CCD	0,51 a 0,89	20	26

Alta Resolução Espacial			
IKONOS - MS	0,45 a 0,90	4	2
IKONOS - PAN	0,45 a 0,90 (pancromática)	1	3
RAPIDEYE - REIS	0,44 a 0,88	6,5 (nadir)	5,5 (nadir) Diária (off-nadir)
CBERS - HRC	0,50 a 0,80 (pancromática)	2,7	130
QUICKBIRD - MS	0,45 a 0,90	2,5	4
GEOEYE - MS	0,45 a 0,90	1,65	3
WORLDVIEW - MS	0,40 a 1,04	2	1,7
Altíssima Resolução Espacial			
QUICKBIRD - PAN	0,45 a 0,90 (pancromática)	0,60	4
GEOEYE - PAN	0,45 a 0,80 (pancromática)	0,50	3
WORLDVIEW - PAN	0,45 a 0,80 (pancromática)	0,50	1,7

Fonte: Embrapa, 2011.

Ferreira et al. (2008), apresentaram sob o ponto de vista conceitual e tecnológico, a evolução e o estado da arte dos sistemas sensores e discutiram algumas das técnicas mais utilizadas para decodificar e classificar a resposta espectral da vegetação. Segundo os autores, no caso de estudos envolvendo a vegetação, duas transformações espectrais são particularmente importantes: os índices de vegetação, largamente utilizados como intermediários na obtenção de parâmetros biofísicos e no acompanhamento da dinâmica sazonal e fenológica; e os chamados modelos de mistura espectral que, ao decomporem o sinal do pixel em seus vários constituintes (solos, vegetação, água etc.), facilitam o mapeamento de classes e variações fitofisionômicas.

Os índices de vegetação são, provavelmente, a maneira mais simples e eficiente de se realçar o sinal verde ao mesmo tempo em que minimizam as variações na irradiância solar e os efeitos do substrato do dossel vegetal (Jackson e Huete, 1991). A lógica por trás dos índices de vegetação baseia-se no fato de que a energia refletida no vermelho e infravermelho próximo é diretamente relacionada à atividade fotossintética da vegetação, bem como na suposição de que a utilização de duas ou mais bandas espectrais pode, substancialmente, minimizar as principais fontes de ruídos que afetam a resposta da vegetação: (1) variações na irradiância solar; (2) efeitos atmosféricos; (3) contribuições da vegetação não-fotossinteticamente ativa; (4) contribuições do substrato (ex. solo); e (5) efeitos da composição e estrutura do dossel (Ferreira et al., 2008). Para o Cerrado, vários estudos demonstraram a utilidade dos índices de vegetação Modis para o mapeamento das distintas fisionomias existentes (Ferreira et al., 2004) e para responder aos parâmetros biofísicos (Ratana et al., 2005).

Independentemente das resoluções espaciais dos sensores remotos, sejam estas de 60 cm (ex. Quickbird), 30 m (ex. Landsat) ou 250 m (ex. Modis), os pixels de uma imagem de satélite tendem a apresentar uma mistura espectral, resultado de uma combinação da reflectância dos alvos naturais ou artificiais contidos neste (dois ou mais alvos). Normalmente, um pixel apresenta uma mistura, em menor ou maior proporção, de alvos contendo cobertura vegetal, solo e água (ou sombra). Frente a este problema de mistura espectral, uma técnica bastante utilizada é o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) ou Linear Spectral Unmixing.

O MLME se baseia no pressuposto de que um espectro misturado pode ser modelado pela combinação linear de espectros puros, conhecidos por *endmembers* (Roberts, 1998). Dessa forma, para qualquer imagem, e sendo as respostas espectrais dos componentes puros conhecidas, as proporções destes podem ser estimadas (de forma individual) por meio da geração das chamadas Imagens Fração (Shimabukuro e Smith, 1991; Shimabukuro et al., 1998).

Dos modelos lineares de mistura espectral mais voltados para o mapeamento e monitoramento da vegetação, dois grupos se destacam: os gerais e os específicos. No modelo geral, normalmente mais simples, busca-se a identificação de alvos básicos na natureza, comuns a qualquer imagem de satélite, como a vegetação fotossinteticamente

ativa (verde), o solo exposto e os corpos hídricos (Ferreira et al., 2008). No modelo específico, busca-se a identificação, na paisagem, de alvos pouco perceptíveis ou diferenciáveis aos métodos automáticos de classificação, em função da própria mistura espectral presente nos pixels e pela grande semelhança espectral de alguns alvos. Exemplos nesse sentido incluem o modelo proposto por Ferreira et al. (2007), o qual assume que as fitofisionomias do bioma Cerrado podem ser modeladas a partir das classes Campo Limpo, Campo Sujo e Cerrado sensu stricto, e o modelo aplicado por Miura et al. (2003) a uma imagem Hyperion, tendo por base a hipótese de que todas as classes de cobertura do solo em ecossistemas savânicos resultam da combinação, em diferentes proporções, dos *endmembers* vegetação não-fotossinteticamente ativa (seca), vegetação fotossinteticamente ativa (verde) e solo.

Daldegan (2007) identificou as áreas de Campo Limpo Úmido, fitofisionomia na qual ocorre o capim dourado (sempre-viva) na região do Jalapão/TO. Para tanto, foi realizada uma classificação espectral utilizando uma imagem do sensor LANDSAT 7/ETM+ referente à época da seca.

Foi utilizado o classificador espectral SAM que avalia a similaridade dos espectros sem sofrer influência dos sombreamentos, realçando as características da reflectância do alvo. Esse classificador gera Arquivos de Regra (Rules) que realçam os materiais presentes na imagem. Neste trabalho, a imagem classificada pelo SAM não permitiu distinguir com precisão as localidades de Campo Limpo Úmido devido à similaridade espectral. No entanto, o fatiamento da imagem referente ao arquivo de regra permitiu uma boa classificação (Daldegan, 2007).

Para restringir espacialmente quais eram as áreas de ocorrência do Campo Limpo Úmido, foi necessário realizar a edição vetorial da classificação espectral com base nas informações de campo e na comparação com a cena Ikonos, adquirida através do programa *Google Earth*. O capim dourado ocorreu apenas nos Campos Limpos Úmidos, adjacentes aos cursos d'água. Assim, foi gerado, na base de Hidrografia da região estudada, um buffer de 500m ao redor dos cursos d'água para assim poder eliminar os Campos Limpos que não estivessem próximos a eles. Após a edição do *shape*, gerou-se uma base com apenas as áreas correspondentes aos campos úmidos próximos aos cursos d'água. Nesta base foi realizado o somatório de todos os polígonos

presentes para se chegar à área total ocupada por esta fitofisionomia, que foi aproximadamente igual a 23.200 ha.

Farias (2008), desenvolveu uma metodologia de mapeamento pedológico de áreas protegidas a partir da integração de parâmetros morfométricos e a distribuição de fitofisionomias, no caso específico do Parque Nacional de Brasília. Para tanto, um dos objetivos específicos da sua pesquisa foi realizar o mapeamento da vegetação do Parque Nacional de Brasília e a partir dessa informação identificar ambientes úmidos importantes na distinção das classes de solos.

A metodologia adotada por Farias (2008) para o mapeamento da vegetação foi à interpretação visual das fitofisionomias com base em Ribeiro e Walter (1998) por meio da imagem SPOT (Satellite pour l'Observation de la Terre) utilizando os programas ENVI e ArcView 3.2. A imagem disponível para o trabalho é do sensor HRG do ano de 2003 que contém quatro bandas distribuídas do visível ao infravermelho e resolução espacial de 20 metros. Devido à necessidade de se ajustar a imagem com os dados morfométricos para a análise estatística redimensionou-se os pixels da imagem para 5 metros. As unidades de vegetação obtidas pela análise das imagens foram aglutinadas em unidades de fitoambiente que ressaltam ambientes hidromórficos (úmidos) e não hidromórficos (secos).

O mapa de vegetação apresentou 13 classes de fitofisionomia do Bioma Cerrado sendo que duas são formações florestais (Mata de Galeria e Cerradão); cinco formações savânicas (Cerrado Sentido Restrito, Cerrado Ralo, Cerrado Rupestre, Parque de Cerrado e Vereda) e seis formações campestres (Campo Sujo, Campo Sujo Úmido, Campo Limpo, Campo Limpo Úmido, Campo Rupestre e Campo de Murundu) além das outras unidades que estão distribuídas em seis classes (áreas antrópicas, reflorestamento, agropecuária, solo exposto, água e afloramento rochoso) (Farias, 2008).

As áreas úmidas foram agrupadas gerando um fitoambiente formado pela união das fitofisionomias de ambiente de alto fluxo acumulado: Mata de Galeria, Parque de Cerrado, Vereda, Campo de Murundu, Campo Sujo Úmido, Campo Limpo Úmido e água. Ocorre geralmente sobre solos deprimidos onde há deficiência de drenagem e

alagamentos em casos específicos. A área recobre uma superfície de 6.842 hectares com percentual de 22,93% da área total do Parque Nacional (Farias, 2008).

Farias (2008), concluiu que após o emprego do mapa de vegetação foi possível notar a fundamental importância para a delimitação de classes de solos. Com isso, foi possível delimitar limites de fitofisionomias coerentes com o mapa de solos no Parque Nacional de Brasília.

Bispo et al. (2010) estudaram a relação entre a distribuição de fitofisionomias e variáveis topográficas, para avaliar o potencial de dados SRTM isoladamente, como complemento aos dados tradicionalmente aplicados no sensoriamento remoto da vegetação. Para tanto, utilizaram o mapa de vegetação do Parque Nacional de Brasília de Ferreira (2003), na escala 1:10.000, gerado a partir da atualização de um mapa de vegetação pré-existente. Esta atualização foi feita a partir da aplicação de um modelo linear de mistura espectral sobre uma cena do ETM+/LANDSAT-7 e emprego de cenas IKONOS II de porções da parte leste e oeste da área (Ferreira, 2003).

Já os dados topográficos provieram do banco de dados morfométricos TOPODATA (Valeriano 2005), preparados conforme os procedimentos estabelecidos nesta iniciativa. Os dados SRTM das áreas selecionadas foram refinados de 3" para 1" com krigagem e em seguida derivados em variáveis morfométricas através de diferentes operações de vizinhança (Valeriano et al. 2006). Foram derivadas as seguintes variáveis: declividade (G), orientação de vertentes (A), curvatura vertical (kv) e curvatura horizontal (kh), além da própria elevação (h), para área de estudo.

Da apreciação geral destes mapas (vegetação e variáveis morfométricas), percebeu-se que há um detalhamento dos dados de vegetação superior àquele exibido pelos dados topográficos. Apesar disso, algumas variações morfométricas mostraram-se promissoras como indicação da distribuição espacial de algumas classes de vegetação (Bispo et al., 2010). Entretanto, os tipos vegetacionais mapeados não estão associados de maneira unívoca a nenhuma das variáveis morfométricas isoladamente. A distribuição das frequências para cada classe de vegetação e para o PNB revelou que as preferências de cada tipo vegetacional a determinadas condições topográficas não configuram condições excludentes (Bispo et al., 2010).

Dada a impossibilidade de se estabelecerem associações unívocas entre cada variável e a distribuição dos 13 tipos de vegetação mapeados, procurou-se desenvolver análises estatísticas multivariadas para tentar relacioná-la a combinações específicas de condições morfométricas. As análises estatísticas realizadas foram empregadas sobre o agrupamento de classes vegetacionais em função da semelhança estrutural de sua vegetação (Bispo et al., 2010). Assim foram gerados novos mapas de vegetação referência.

A análise discriminante foi significativa na separação dos grupos vegetacionais com base nas variáveis morfométricas. Como o Campo Limpo e a Mata apresentaram subfisionomias, foram feitas análises discriminantes separadas para as mesmas. O objetivo dessas análises foi verificar se as variáveis topográficas também seriam boas preditoras dessas subfisionomias. Para o campo limpo, a análise mostrou-se significativa na separação dos grupos vegetacionais com base nas variáveis morfométricas. As maiores significâncias na construção do modelo foram altitude, orientação de vertente, e curvatura vertical (Bispo et al., 2010).

Quanto aos processamentos baseados nas análises discriminantes, a geração da imagem da primeira função discriminante da área permitiu a obtenção de classificações comparáveis ao mapa referência. No campo limpo, exceto pela classe Campo Limpo Úmido que foi superestimado no mapa gerado, as demais classes mostraram-se bem semelhantes ao mapa referência, tanto por sua extensão quanto pelo seu posicionamento. Estes resultados indicam que para este tipo de vegetação, Cerrado, os processamentos não se aplicam ao mapeamento da vegetação ao nível de fitofisionomias, podendo, porém, ser aplicável as suas subfisionomias (Bispo et al., 2010).

França et al. (2008) estimaram a partir de imagens Landsat/ETM+ que as Áreas Úmidas, representam 3,37% da área total do Distrito Federal. Nesse trabalho, foram consideradas áreas úmidas como aquelas áreas associadas às fitofisionomias de Floresta de Galeria, Campo Úmido, Campo de Murundus e Veredas. Grande parte das áreas consideradas nesta pesquisa como úmidas estão associadas à fitofisionomia de

Floresta de Galeria, representando 84,5%, apenas 15,5% destas áreas estão associadas a Campo Úmido, Campo de Murundus e Veredas.

A facilidade de acesso às imagens do sensor HRC, assim como a alta resolução espacial desse sensor, permitem aplicar técnicas de fusão de imagens que integram a maior resolução espacial da banda pancromática à maior resolução espectral das demais bandas, produzindo uma composição colorida da imagem que reúne ambas as características (Carper et al., 1990; Chaves et al., 1991). Esse processamento ocasiona uma observação com grande detalhamento dos objetos da superfície, característica importante para estudos de áreas de Campo Limpo Úmido, pois a estimativa adequada da extensão, sazonalidade e tipos de cobertura vegetal dessas áreas necessita de imageamento em grandes escalas (Melack, 2004).

Saito (2009) identificou áreas de mata ciliar na região do Pontal do Paranapanema-SP utilizando fusão IHS das imagens CCD e HRC - CBERS/2B. Verificou-se que ao fusionar as imagens foi possível obter maior detalhamento das feições que antes não eram bem identificáveis na imagem de média resolução espacial. As áreas de mata ciliar ficaram mais destacadas, sendo possível visualizar também pequenos canais hidrográficos e estradas que ligam as propriedades rurais. A pesquisa concluiu que a fusão de imagens pelo método IHS teve um bom resultado, pois como as porções de mata ciliar eram pequenas, a partir da fusão de imagens tais regiões tornaram-se mais discerníveis ao que em uma imagem de média resolução.

Salgado et al. (2009) avaliaram o uso da fusão IHS para o mapeamento da vegetação e uso da terra na análise da paisagem do bioma Pantanal, na bacia do Alto Taquari, utilizando-se imagens multiespectrais CCD/CBERS2B e TM/LANDSAT5 e imagens pancromáticas HRC/CBERS2B. Nesta pesquisa observaram que as imagens resultantes da fusão IHS apresentam uma riqueza de detalhes, integrando a resolução espacial da banda pancromática com a resolução espectral das bandas multiespectrais, produzindo imagens coloridas que combinam as duas características. Concluíram que o uso das imagens resultantes da fusão IHS, utilizando-se imagens multiespectrais CCD/CBERS2B e TM/LANDSAT5 e imagens pancromáticas HRC/CBERS2B, possibilitaram trabalhar com maior resolução para reconhecimento dos diferentes alvos

presentes nas imagens da área de estudo, tanto ao usar a ferramenta de classificação automática ISOSEG como para a interpretação visual.

França e Sano (2011) analisaram o desempenho de imagens do satélite CBERS na delimitação de áreas de Campo Limpo Úmido. Para tanto, utilizaram duas cenas do sensor CBERS-2/CCD (épocas seca e úmida), duas cenas do sensor CBERS-2B/CCD (épocas seca e úmida) e uma cena do sensor CBERS-2B/HRC (época seca). Foi aplicada, nas imagens a técnica de fusão Gram-Schmidt. Este processamento resultou em duas imagens fusionadas com resolução espacial de 2,7 m, uma representando a época seca e a outra, a época úmida. Para avaliar as imagens na delimitação de áreas de Campo Limpo Úmido do Cerrado, foram utilizados os seguintes testes estatísticos: teste t; Kruskal-Wallis e análise discriminante. O teste Kruskal-Wallis permitiu verificar que ocorrem diferenças estatísticas significativas entre as amostras de níveis digitais das áreas de Campo Limpo Úmido e as fitofisionomias associadas a áreas secas - Campo Limpo e Campo Sujo - para cada uma das bandas das imagens avaliadas, CCD e HRC e com a fusão dessas bandas a partir da técnica Gram-Schmidt. Segundo a análise discriminante, as bandas 2 e 3 das imagens CCD – tanto para a época úmida quanto para a época seca –, as bandas 2 e 4 das imagem fusionada que representam a época úmida, a banda 4 da imagem fusionada para época seca e a banda pancromática do sensor HRC foram as cenas que melhor discriminaram entre as áreas de Campo Limpo Úmido e as associadas às fitofisionomias de áreas secas. O teste t aplicado para avaliar se ocorrem diferenças entre as amostras de níveis digitais referentes às áreas de Campo Limpo Úmido para diferentes datas de aquisição das imagens evidenciou que as abordagens multitemporal de imagens ainda são uma boa opção neste tipo de pesquisa.

2.3 Funções de Pedotransferência

A expressão, função de pedotransferência (FPT), é um termo introduzido por Bouma (1989), com o significado de “transformando dados que possuímos em dados que necessitamos”. Funções de pedotransferência permitem que informações básicas de solo, disponíveis em relatórios de levantamentos de solos ou em Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), sejam transformadas em outras, de obtenção mais laboriosa e mais cara. Além disso, atendem às demandas por dados frequentemente

requeridos a partir de dados normalmente disponíveis em levantamentos de solos e bases de dados (Budiman et al., 2003).

As abordagens no uso das funções de pedotransferência são: 1) estática - em que funções de pedotransferência são usadas para estimar outras propriedades dos solos; e 2) dinâmica - que prediz outras propriedades dos solos que serão usadas na inserção de dados em modelos de simulação ou de suporte à decisão. Tais modelos podem ser usados para elaborar cenários sobre os efeitos de diferentes sistemas do manejo agrícola sobre a funcionalidade dos solos (Budiman et al., 2003).

Embora a maioria das FPT tenha sido desenvolvida para prever propriedades hidráulicas dos solos, estas funcionam também para estimar outras propriedades físicas e químicas dos solos. Rawls et al. (1991), Wösten et al. (1997, 2001) e McBratney et al. (2002) apresentaram uma revisão bastante ampla sobre diferentes FPT que tem sido desenvolvidas para a Europa e os Estados Unidos.

Uma grande variedade de modelos matemáticos pode ser usada para o desenvolvimento de funções de pedotransferências e estabelecer relações entre variáveis estimadoras e estimadas. Os métodos variam de regressão linear, modelos lineares generalizados, modelos aditivos generalizados, árvore de regressão, redes neurais e sistemas de lógica difusa (Budiman et al., 2003).

Quanto mais complexo o modelo, mais parâmetros haverá e o usuário precisa estar atento ao princípio da parcimônia (Lark, 2001). Há um limite para o modelo preditivo; usuários devem escolher o modelo mais simples que possa atender adequadamente à variação da predição. Modelos com alta complexidade parecerão ajustar-se muito bem aos dados, mas também podem causar distorções devido aos ajustamentos exagerados ou excesso de parâmetros no modelo, e assim, o modelo ajustará também o ruído dos dados (Lark, 2001).

Budiman et al. (2003) apresentaram uma figura esquemática para auxiliar na geração de FPT (Figura 2.6):

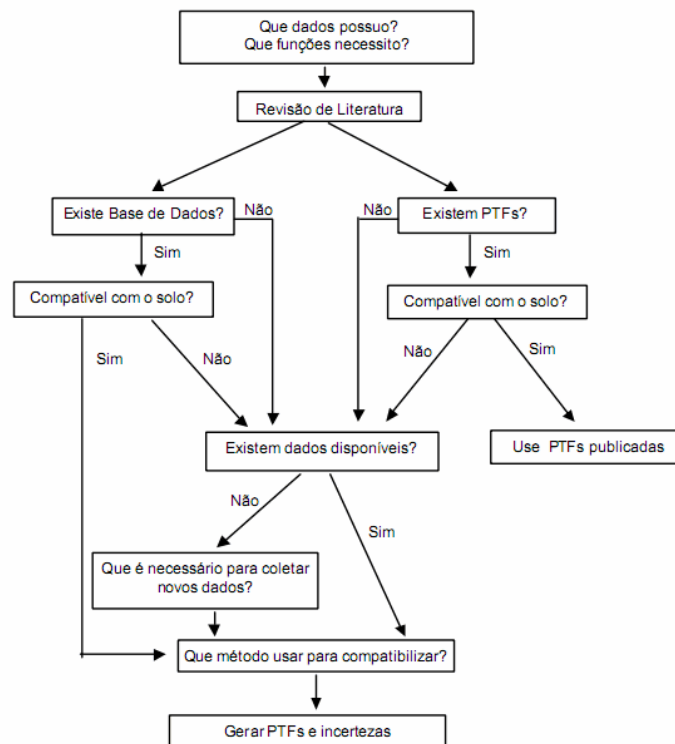


Figura 2.6: Esquema para gerar funções de pedotransferência. Fonte: Budiman et al. (2003).

2.4 Estoques de Carbono

Os ecossistemas terrestres que compreendem a vegetação e o solo são considerados atualmente como um grande sumidouro de carbono, especialmente os solos (Machado, 2005). Excluído o compartimento de estoque de carbono presente nas formações geológicas, os solos constituem o maior reservatório de C presente nos ecossistemas terrestres superficiais – aproximadamente 2500 Pg C – o equivalente a cerca de 4 vezes o estoque na biomassa continental e a 3,3 vezes o da atmosfera (Lal, 1999). Os quatro principais reservatórios de carbono na Terra são: oceanos, atmosfera, formações geológicas contendo carbono fóssil e mineral e ecossistemas terrestres (biota + solo) (Figura 2.7).

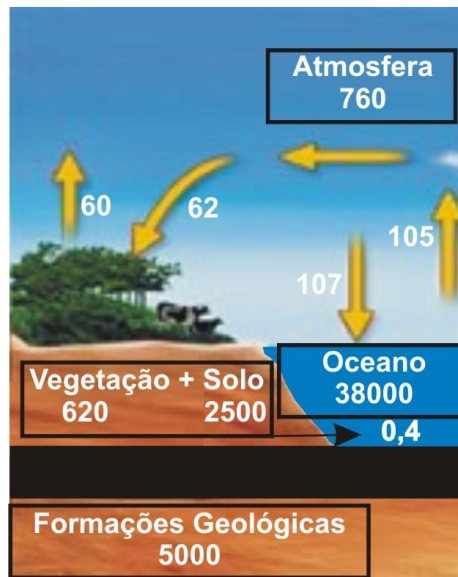


Figura 2.7: Ciclo global do carbono com estoques (em PgC = 10^{15} gC) nos diferentes compartimentos da Terra e fluxos de carbono (em PgC ano⁻¹). Fonte: adaptado de Lal (1999).

O maior compartimento de carbono na Terra é aquele presente no oceano (38.000 Pg C), seguido do compartimento presente nas formações geológicas (5.000 Pg C). O carbono das formações geológicas consiste de 4.000 Pg C presentes no carvão 500 Pg C petróleo e 500 Pg C no gás natural. O compartimento de carbono do solo (2.500 Pg C) é o maior nos ecossistemas terrestres e é constituído pelo carbono orgânico (1.500 Pg C) e mineral (1.000 Pg C). O carbono orgânico representa o equilíbrio entre o carbono adicionado ao solo pela vegetação e o perdido para as águas profundas e, finalmente, para os oceanos via lixiviação como carbono orgânico dissolvido (0,4 Pg C) ou para a atmosfera via atividade microbiana como dióxido de carbono em solos aerados ou metano em solos saturados com água (Lal, 1999) (Figura 2.7).

Os três principais processos responsáveis pelo sequestro de C nos solos são a humificação, agregação e sedimentação, e os processos responsáveis pelas perdas de C no solo são: a erosão, decomposição, volatilização e lixiviação (Lal et al., 1997) (Figura 2.8).

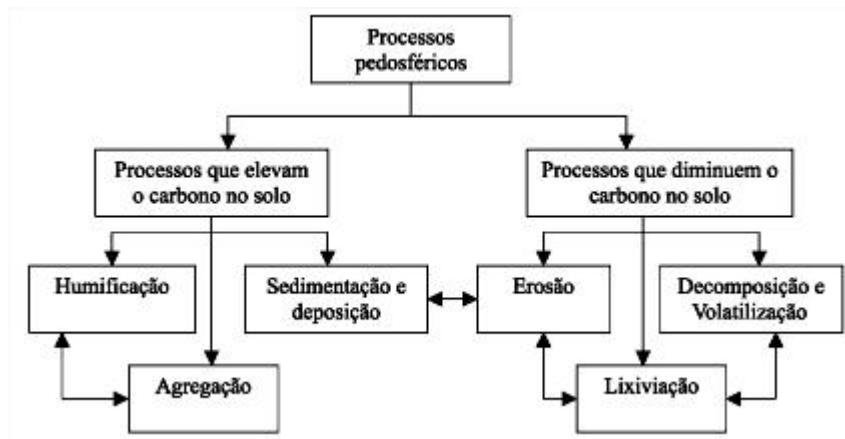


Figura 2.8: Principais processos no solo que influenciam o conteúdo de carbono no solo. Fonte: adaptado de Lal (1997).

A humificação é o processo pelo qual os restos orgânicos se transformam em humus, que se define como sendo todos os detritos vegetais e animais que sofreram um processo de decomposição biológica por influência de microorganismos e encontram-se em uma forma resistente a novos e intensos ataques microbianos, formando-se acumulativamente no solo por permanecer algum tempo sem se decompor (Kiehl, 1979), considerado, portanto a parte mais estável da matéria orgânica. A agregação do solo (união de partículas de areia, silte e argila para formar pequenos torrões estáveis ao impacto da gota de chuva) realizada pela ação de hifas de fungos e substâncias orgânicas provenientes das raízes das plantas ou dos produtos da decomposição da matéria orgânica pelos microorganismos, vem sendo enfatizada como um dos fatores mais importantes para o sequestro de carbono no solo (Lal et al., 1997). Já a sedimentação é o acúmulo dos materiais procedentes da decomposição, em zonas nas quais os agentes externos perdem a capacidade de transporte devido à redução de energia. Os materiais depositados são denominados sedimentos e podem ser alóctones – transportados e depositados em outros locais sem relação direta com o material originário da região em que foram depositados – ou autóctones – material originário do próprio local onde ocorre atualmente (Suguio e Bigarella, 1990).

Em 1998, *German Advisory Council on Global Change* (WBGU) estimou as áreas e o estoque de carbono para diversos biomas (Figura 2.9). Conforme demonstrado na Figura 2.9, os solos das diferentes florestas no mundo apresentam maior estoque de

carbono que a vegetação, especialmente os solos de floresta boreal (regiões geladas) e os campos das regiões temperadas.

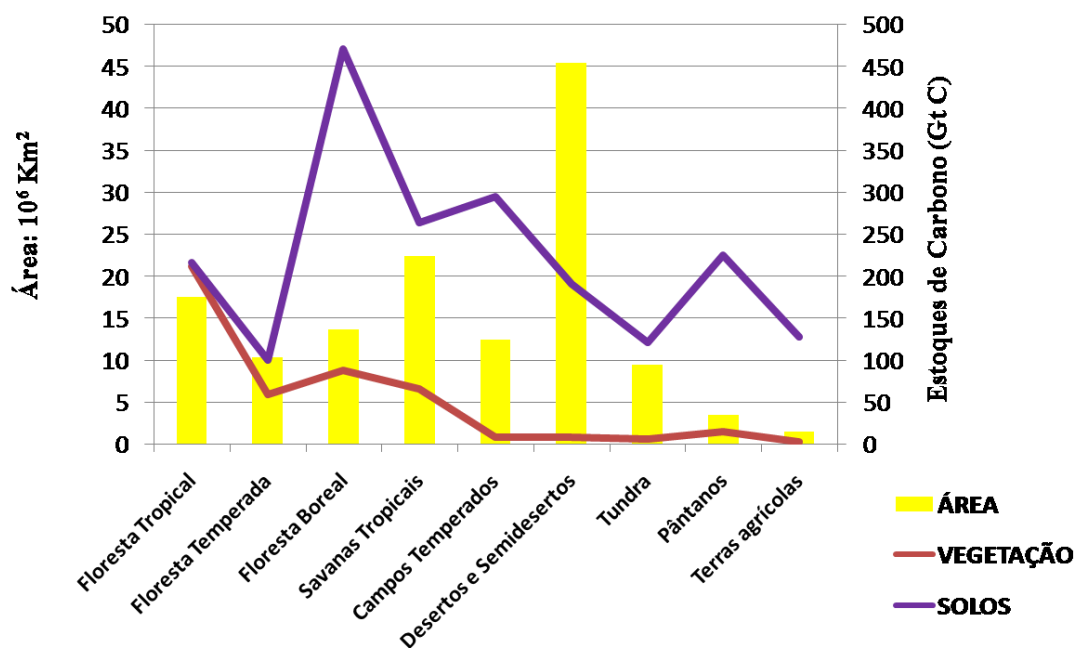


Figura 2.9: Estoque global de carbono na vegetação e no solo (profundidade até 100 cm). Fonte: Mitra et al. (2005).

Como se observa na Figura 2.7, as áreas úmidas se estendem por pequenas áreas, apesar de possuírem estoques altos de carbono em comparação com os outros biomas (240 Gt). Em solos com grandes quantidades de água, a vegetação que se deteriora não tem acesso fácil a oxigênio, acumulando matéria orgânica (Silva et al., 2008). A presença da lâmina de água determina a condição de ausência de O₂, pois a difusão de gases é cerca de 10.000 vezes mais lenta na água do que no ar (Ponnamperuma, 1972).

Os ecossistemas de áreas úmidas possuem como principal característica a presença de um substrato periodicamente inundado. Nessas áreas o excesso de água no solo proporciona, em grande parte do ano, condições anaeróbicas - isso é, um meio onde não existe oxigênio livre - que inibem o crescimento das espécies arbóreas e arbustivas e dificulta a decomposição aeróbica da matéria orgânica (M.O.) que se acumula no solo. Em solo predominantemente anaeróbico, o estoque de C orgânico tende a ser maior do que em solo aeróbico, visto que a decomposição de muitos tipos de compostos orgânicos é limitada pelo ambiente reduzido (Olk e Senesi, 2000).

Entretanto, as estimativas de carbono nas áreas úmidas globais mostram um amplo intervalo de incerteza de 202 a 535 Gt (Tabela 2.2). As estimativas de estoque de carbono em áreas úmidas se divergem devido a vários fatores como as diferentes definições utilizadas na comunidade científica para “wetlands” (áreas úmidas). Por exemplo, “peatlands” são também classificadas como “wetlands” para alguns trabalhos, assim como floresta boreal e tundra.

Tabela 2.2: Área estimada e estoque de carbono no solo em áreas úmidas globais.

Referência	Área (ha)	Densidade de Carbono no solo (t C/ha)	Estoque Global de Carbono no solo (Gt C)	Comentário
Sjors et al. (1980)	-	-	300	0-100 cm solo
Post et al. (1982)	280	723	*	*Corresponde a 202 Gt C
Buringh (1984)	120	375	*	Somente <i>peatland</i> de acordo com a definição da USDA; *Corresponde a 45 Gt
Adams et al. (1990)	n.d.	n.d.	202-377	0-100 cm solo
Maltby e Immirzi (1993)	398	-	462	Para 150 cm de profundidade de “ <i>peath depth</i> ”
Eswaran et al. (1993)	n.d.	n.d.	357	0-100 cm solo
Gorham (1995)	n.d.	n.d.	350-535	
Batjes (1996)	n.d.	n.d.	120	0-30 cm solo
-	n.d.	n.d.	330	0-100 cm solo
WBGU (1998)	350	642	225	0-100 cm solo

*Adaptado de Mitra et al. (2005). Não explicitamente mencionada na fonte; re-calculado multiplicando a área e a densidade de carbono.

Aduan et al. (2003) apresentaram os principais estoques e fluxos da ciclagem de carbono em ecossistemas terrestres das savanas neotropicais, em especial, a ciclagem interna de carbono no Bioma Cerrado, reunindo os dados encontrados na literatura. Para muitas variáveis, os dados publicados para o Bioma Cerrado na literatura ou são inexistentes, ou insuficientes. Os principais estoques de carbono desses ecossistemas (na ausência de fogo) são apresentados na Tabela 2.2.

Tabela 2.3: Estoques de carbono no Cerrado.

Ecosistema	Estimativa (tC.ha⁻¹)	Bibliografia
Biomassa Aérea	28,23	Ottmar et al., 2001
Biomassa Subterrânea	26,6	Klink et al, 2003*
Serapilheira	2,41	Ottmar et al., 2001
Matéria Orgânica do Solo	66,8	San José et al., 1998**

*Correspondência do Dr. Carlos Augusto Klink, enviada ao Dr. Roberto Engel Aduan em março de 2003.

** Valores de MOS encontrados por San José et al. (1998) para as savanas da Venezuela.

Na região do Cerrado, ocorrem diferentes fitofisionomias sobre solos periodicamente inundado correspondendo a ecossistemas de Áreas Úmidas, como por exemplo, o Campo Limpo Úmido. Nessas áreas, a vegetação é condicionada por vários outros fatores, como tipo de solo e sua fertilidade, o nível de saturação de água no solo durante a estação seca, além da profundidade e flutuações de volume das águas subterrâneas (Eiten, 2001).

As inundações periódicas do Campo Limpo Úmido dificultam o estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas, enquanto que espécies herbáceas são adaptadas ao maior grau de encharcamento e predominam neste tipo de vegetação. Contudo, perturbações locais (pastoreio, drenagem, desmatamento) e mudanças no uso do solo em nível da bacia hidrográfica podem ocasionar o rebaixamento significativo do lençol freático, que pode não apenas reduzir a biodiversidade, mas, também, a quantidade do estoque de carbono no solo e a captação de CO₂ atmosférico da área úmida (Meirelles et al., 2006). No caso de uma área úmida, a variação sazonal na altura do lençol freático exerce um papel primordial no fluxo de CO₂ atmosférico indicando a capacidade de o ecossistema atuar como dreno de CO₂ em relação às variações ambientais (Bonneville et al., 2008).

Em uma análise dessa fitofisionomia localizada na Estação Ecológica de Águas Emendadas/DF, foram quantificados, em média, 300 g kg⁻¹ de M.O. em até 20 cm de profundidade do solo (Correia et al., 1999), demonstrando ser um sistema natural com grande capacidade de estocar carbono na forma de M. O.

Meirelles et al. (2006) avaliaram o estoque de carbono no solo, assim como, relacionaram a altura do lençol freático com os fluxos diurnos de CO₂ em um Campo Limpo Úmido (Brasília, DF). Os teores de carbono do solo decresceram com a profundidade e variaram de 17,22 dag kg⁻¹ na profundidade de 0 a 5 cm até 1,25 dag kg⁻¹ na profundidade de 50 a 60 cm. O estoque de carbono orgânico estimado até 60 cm de profundidade foi de 241 Mg ha⁻¹, sendo maior que os teores encontrados para um metro de profundidade sob fitofisionomia de Cerrado (200 Mg ha⁻¹; Silva et al., 2008) e pastagens (entre 97 e 113 Mg ha⁻¹; Silva et al., 2004). Além disso, Meirelles et al. (2006) encontraram uma forte tendência sazonal, com maiores taxas de emissão de CO₂ pelo solo ocorrendo ao final do período seco do ano (Figura 2.10), quando o lençol freático estava muito abaixo da superfície do solo, (entre 50 e 100 cm de profundidade), com forte correlação negativa entre o fluxo de CO₂ do solo e altura do nível do lençol freático, que explicou 94% da variação ($r = 0,94$; $p = 0,005$).

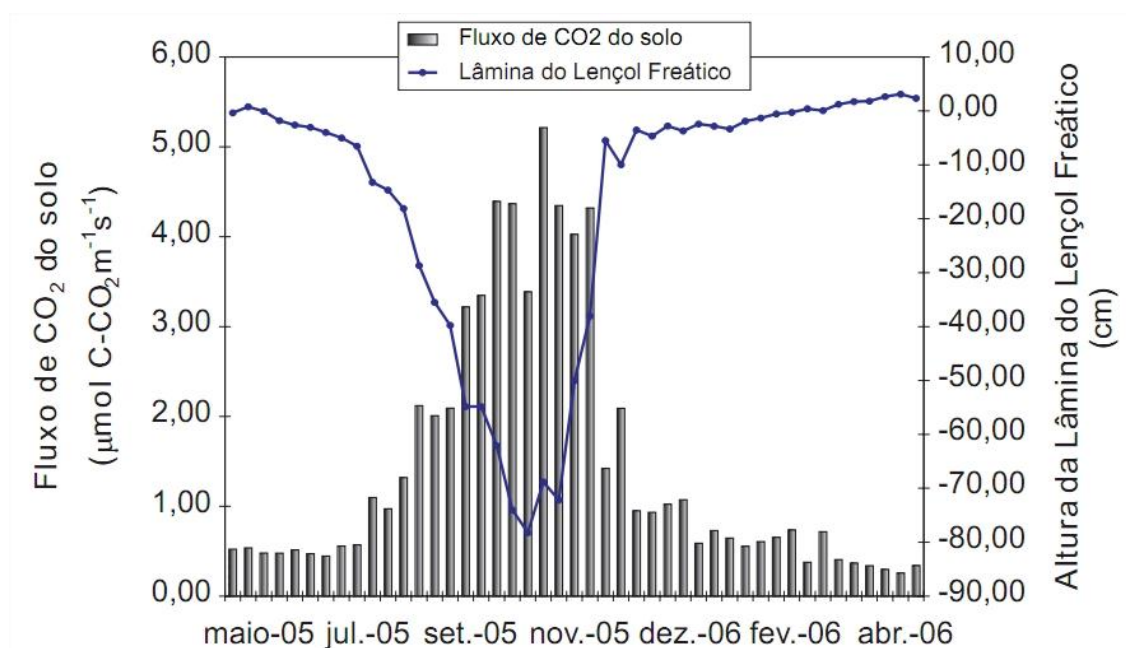


Figura 2.10: Fluxo de CO₂ ($\mu\text{mol C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) do solo e distância entre o lençol freático e a superfície do solo – média dos pontos 01 a 09 de maio de 2005 a abril de 2006. Fonte: Meirelles et al. (2006).

No sistema natural, o estoque de carbono no solo é formado devido ao ganho da entrada de carbono pelo processo de fotossíntese em relação à saída, principalmente, através dos fluxos de CO₂ (dióxido de carbono) e CH₄ (metano) (Mittra, 2005). Entretanto, quando drenados para o uso agrícola, sofre mudanças significativas e

contínuas nas suas características, podendo eliminar a M.O. por oxidação gradativa (Miranda, 1990).

Para que a estimativa de estoque de carbono seja quantificada devem-se seguir essencialmente dois passos: 1) amostragem de solo no campo para análise de carbono total e densidade do solo; 2) determinação de carbono total em amostras e quantificação dos estoques em Mg C ha⁻¹. A coleta de amostras de solos no campo e determinação da densidade do solo é essencial para se calcular a massa ou o estoque de carbono total do solo a partir da concentração de carbono total do solo (C; g C kg⁻¹ solo). A medição da densidade do solo é imprescindível em qualquer situação, pois somente através desta medida será possível quantificar a massa de solo presente em determinada profundidade. O cálculo do estoque de carbono (EC; Mg C ha⁻¹) para uma determinada profundidade, dá-se da seguinte maneira:

$$EC = C \cdot Da \cdot e/10 \quad (2)$$

Onde:

EC = estoque de C orgânico em determinada profundidade (Mg ha⁻¹)

C = teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g kg⁻¹)

Da = densidade aparente do solo da profundidade (kg dm⁻³)

e = espessura da camada considerada (cm)

Os estoques de carbono estão diretamente associados a dinâmica espaço-temporal das fitofisionomias assim como estão relacionados às alterações ambientais. Ferreira et al. (2008) avaliaram o estoque de carbono no solo e a influência das alterações ambientais sazonais no fluxo de CO₂ da interface solo-vegetação em uma área de Campo Limpo Úmido no Distrito Federal. As análises indicaram que o fluxo de CO₂ do solo aumentou em função do decréscimo da lâmina de água do lençol freático e as maiores taxas de emissão ocorreram no final do período seco quando o lençol freático estava muito abaixo da superfície do solo (Ferreira et al., 2008). O nível da lâmina do lençol tem efeitos importantes nas emissões de CO₂ do solo em áreas úmidas já que a saturação do solo limita a difusão de oxigênio atmosférico, diminuindo a atividade microbiana e a taxa de decomposição (Chimner e Cooper, 2003). Considerando que a respiração aeróbia é mais eficiente na produção de CO₂ que a respiração anaeróbia, um

declínio da lâmina do lençol aumenta a difusão de oxigênio em solos permitindo a decomposição aeróbia e aumentando as emissões de CO₂.

Neste trabalho, Ferreira et al. (2008) estimaram a quantidade anual de carbono liberado pelo solo via fluxo de CO₂. O fluxo anual total estimado para o período de maio/dezembro de 2005, ficou em torno de 2,69 Mg de C-CO₂ ha⁻¹, sendo 2,38 Mg de C-CO₂ ha⁻¹ para todo o ano de 2006. Esses valores são bem menores daqueles obtidos em Cerrado *sensu stricto* por Ferreira (2002), onde foram estimados fluxos anuais entre 9,01 e 14,2 Mg C-CO₂ ha⁻¹. Porém, os ambientes são distintos, em Cerrado *sensu stricto* prevalece à oxidação que se contrapõe as áreas úmidas, que são um ambiente de redução. A correlação entre o fluxo de CO₂ do solo e a temperatura do solo foi fraca ($r = 0,19$; $P < 0,05$; $n = 68$) indicando que no caso de Campo Limpo Úmido no Cerrado, a temperatura do solo tem pouca influência sobre emissões de CO₂ no intervalo de temperatura estudado (média = $18,7 \pm 2,96$).

Ações antrópicas, como o aumento do uso da água subterrânea e alterações no manejo do solo à montante, ou uma alteração hipotética no ciclo hidrológico devido à mudanças climáticas, podem acarretar a uma área nativa de Campo Limpo Úmido, rebaixamento do lençol freático. Ocorreria assim, um aumento significativo na densidade do fluxo anual de CO₂ na interface solo-vegetação devido ao aumento da oxidação da matéria orgânica, gerando uma redução gradual e permanente no estoque de carbono deste solo (Ferreira et al., 2008).

3. MAPEAMENTO DE ÁREAS DE CAMPO LIMPO ÚMIDO NO DISTRITO FEDERAL A PARTIR DE FUSÃO DE IMAGENS MULTIESPECTRAIS

RESUMO

As áreas úmidas são cientificamente reconhecidas por seus diversos valores funcionais, entretanto, apesar da importância ecológica dessas áreas, são escassos os estudos e os conjuntos de dados existentes que incluam informações a respeito da localização e extensão. Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho é discriminar e quantificar áreas de Campo Limpo Úmido (CLU) no Distrito Federal por meio de fusão de imagens multiespectrais – Landsat5/TM e CBERS2B/HRC. Imagens de maio a outubro de 2008, da estação seca, foram fusionadas a partir da técnica de processamento IHS. Os resultados mostraram que houve melhora na identificação das áreas de CLU na medida em que permitiu um aumento na discriminação dos alvos já que integrou a maior resolução espacial da banda pancromática à maior resolução espectral das demais bandas. O mapa de distribuição das áreas de CLU indicou um total de aproximadamente 846,61 ha localizadas essencialmente em unidades de conservação. Conclui-se que a técnica de fusão de imagens considerada no presente estudo, é uma alternativa para a melhor discriminação das áreas de CLU já que esta fitofisionomia do Cerrado possui dimensões espaciais reduzidas em relação às fitofissionomias associadas às áreas secas, o que dá um grande potencial para as imagens de alta resolução espacial.

3.1 INTRODUÇÃO

Ainda que o predomínio das fitofissionomias no Bioma Cerrado seja as associadas a solos bem drenados, ocorrem neste bioma diferentes fitofissionomias sobre solos periodicamente inundado correspondendo a ecossistemas de áreas úmidas tais como Mata de Galeria, Veredas e Campo Úmido (Eiten, 1994; Ribeiro e Walter, 1998). Esses ecossistemas, no Cerrado, ocorrem em extensas áreas - nas planícies de grandes rios como o rio Araguaia que em conjunto com o rio Javaés formam a Planície do Bananal que apresenta campos alagados devido às cheias desses rios – assim como, em áreas restritas em solos temporária ou permanentemente encharcados, devido ao afloramento do lençol freático associado à deficiência de drenagem – como no caso dos Campos Limpos Úmidos que ocorrem no Distrito Federal.

Essas áreas são cientificamente reconhecidas por seus diferentes valores funcionais como, por exemplo, a capacidade de manter o regime hídrico dos rios, perenizar os cursos d'água, recarga de águas subterrâneas e armazenar carbono, dentre outras (Dugan, 1990; Yavitt, 1994; Mitra et al., 2005). Na região do Cerrado, as áreas úmidas são de grande importância não só pelas razões acima expostas, mas também porque na maioria dos casos são sistemas de transição (ecótonos) com ampla conexão de entradas e saídas de matéria e energia em relação aos sistemas adjacentes tais como a atmosfera, os cursos d'água e as formações savânicas e florestais (Meirelles et al., 2006).

Apesar da importância destas áreas, são escassos os estudos e conjuntos de dados existentes que incluam informações a respeito da localização, extensão e outras características básicas desses ambientes (Melack e Hess, 2004). O estudo das áreas úmidas é um desafio, devido à diversidade de tipos/classes, a dinâmica sazonal desses ecossistemas, ocorrência e localização, e principalmente as dificuldades de acesso que limitam o conhecimento sobre tais áreas, o que faz do sensoriamento remoto uma forma viável para sua caracterização e monitoramento (Novo et al., 1998; Barbosa et al., 2000). Para este tipo de estudo, a tecnologia de sensoriamento remoto favorece a obtenção de informações sobre amplas áreas e fornece imagens de cobertura global da Terra em crescente qualidade e resolução, possibilitando o monitoramento das variações espaço-temporais das áreas alagáveis (Lehner e Döll, 2004).

Os dados de sensoriamento remoto em várias resoluções temporais, espaciais e espectrais, inclusive com dados disponibilizados gratuitamente, como por exemplo, o sistema sensor HRC (High Resolution Camera) do satélite sino-brasileiro de recursos terrestres CBERS-2B, assim como, imagens históricas do satélite LANDSAT/TM podem fornecer subsídios para responder a questões como: qual a extensão da área úmida; qual o tipo de área úmida; qual o tipo de cobertura da paisagem na área úmida; e se existe vegetação emergente e submergente na área úmida?.

A gratuidade e a facilidade de acesso para aquisição das imagens tanto as do CBERS quanto as do LANDSAT foram incentivadores da utilização destas imagens neste trabalho, em detrimento a outras que podem oferecer melhores resultados no

mapeamento de áreas úmidas como as imagens de Radar ou até mesmo as de altas resoluções espectrais e espaciais assim como, aerofotogrametrias.

É nesse contexto que se insere esse trabalho que tem como principal objetivo identificar e quantificar áreas de Campo Limpo Úmido no Distrito Federal por meio de fusão de imagens multiespectrais – Landsat5/TM e CBERS2B/HRC.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

As áreas de estudo compreendem Campos Limpos Úmidos localizados preferencialmente em unidades de conservação do Distrito Federal do Brasil, que situa-se entre os paralelos 15° 30' e 16° 03' de latitude e os meridianos de 47° 25' e 48° 12' de longitude (Figura 3.1).

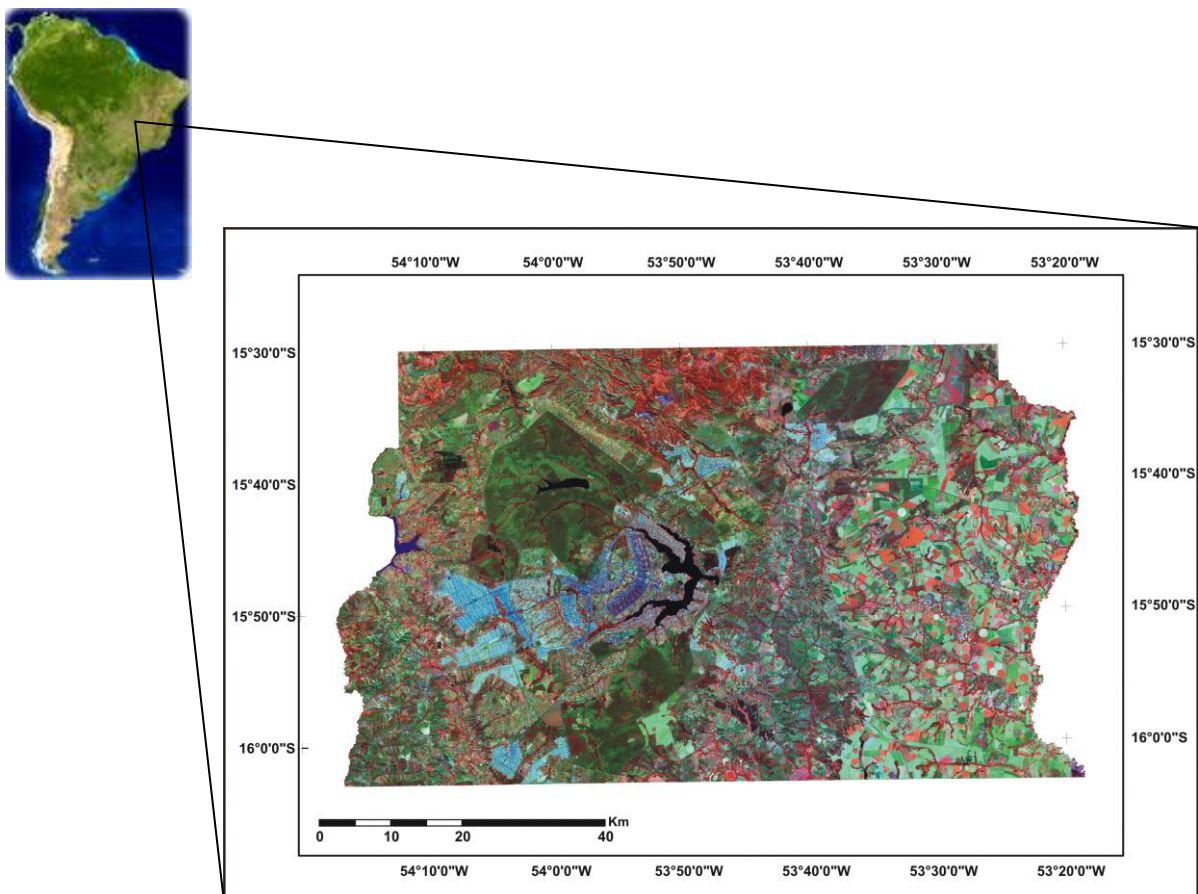


Figura 3.1: Localização da área de estudo.

O clima da região, de acordo com a classificação de Koppen, é o Aw, tropical com uma estação seca; a média da diferença entre a temperatura média do mês mais frio

e a do mês mais quente é menos de 5 °C (Eiten, 2001). A média anual das precipitações varia entre 1.200 mm a 1.700 mm, entretanto, a média dos últimos anos apresenta uma variação em torno de 1.200 mm a 1.400 mm. O período mais chuvoso corresponde aos meses de novembro a janeiro. A estação seca dura cerca de 5 meses, geralmente do meio de maio até meados de setembro.

O Distrito Federal foi selecionado como limite para a escolha de coletas de solos em áreas de Campos Limpos Úmidos tendo em vista: 1) facilidade de acesso para coleta de amostras de solo e validação de mapeamento; 2) a presença de áreas de Campo Limpo Úmido em unidades de conservação de relevante interesse para a preservação do Bioma Cerrado; 3) são áreas úmidas preservadas; e 4) representatividade quanto aos solos predominantes em áreas úmidas, ou seja, Plintossolos e Gleissolos.

Para a realização desta pesquisa, foram utilizadas cenas do satélite CBERS2B/HRC e LANDSAT5/TM correspondentes à época seca. Estas imagens foram utilizadas principalmente devido à facilidade e aos custos de aquisição. A facilidade de acesso às imagens e de sua utilização – sem ônus e de forma praticamente ilimitada – não só proporciona benefícios e vantagens concretas aos usuários, como permite a experimentação e a descoberta de novos usos.

As imagens LANDSAT5/TM e CBERS2B/HRC possibilitaram a integração de dados gratuitos que fusionados fornecem informações de alta resolução espacial, característica essencial para o mapeamento de áreas úmidas. As imagens foram referentes à época seca devido principalmente a pouca cobertura de nuvens. As imagens estão disponíveis gratuitamente no endereço eletrônico <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Para aplicar a técnica de fusão de imagens IHS, foram utilizadas as bandas espectrais TM3 (faixa do vermelho, de 0,63 a 0,69 μm); TM4 (na faixa do infravermelho próximo, de 0,78 a 0,90 μm); TM5 (na faixa do infravermelho médio, de 1,55 a 1,75 μm) e a banda pancromática do HRC (de 0,50 a 0,80 μm).

As características das imagens estão apresentadas na Tabela 3.1. Na construção do banco de dados geográficos e processamento das imagens, foi utilizado o *software* SPRING 4.2 (Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas). Já para a edição vetorial e conseqüentemente o mapeamento das áreas úmidas, foi utilizado o

software ArcGis 9.3. Essas imagens foram georreferenciadas para o sistema de projeção UTM e datum WGS/84 e posteriormente foram recortadas segundo o limite físico do Distrito Federal.

Tabela 3.1: Datas de passagem e época das imagens da área de estudo.

Satélite/Sensor	Órbita/Ponto	Data de Passagem	Época
LANDSAT-5/TM	221/71	28/05/2008	Seca
CBERS-2B/HRC	157_A/117_5	13/10/2008	Seca
	157_A/118_1		
	157_A/118_2		
CBERS-2B/HRC	157_B/117_5	05/06/2008	Seca
	157_B/118_1		
	157_B/118_2		
CBERS-2B/HRC	157_C/117_5	22/08/2008	Seca
	157_C/118_2		
CBERS-2B/HRC	157_D/118_1	27/07/2008	Seca

Os procedimentos metodológicos na área de sensoriamento remoto compreenderam as seguintes etapas: (1) seleção de imagens em diferentes resoluções; (2) restauração das imagens LANDSAT/TM; (3) registro das imagens TM e HRC; (4) fusão IHS; (5) recorte; (6) segmentação; (7) classificação; (8) edição vetorial; e (9) análise da exatidão de mapeamento (Figura 3.2).

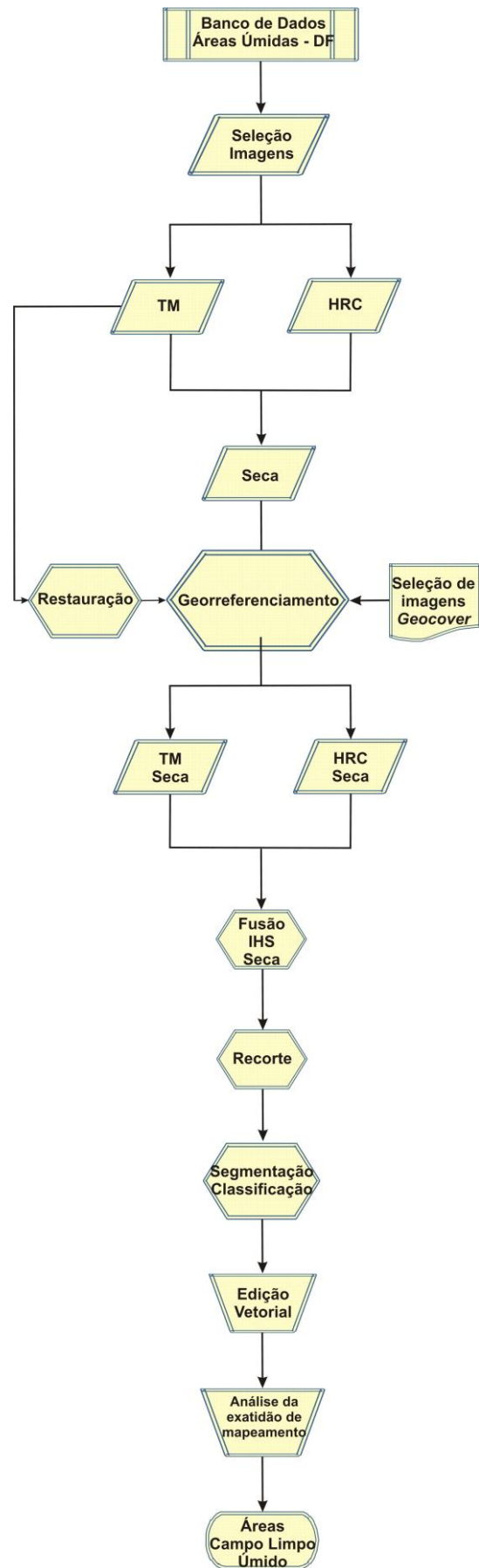


Figura 3.2: Fluxograma das etapas do mapeamento de áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal.

As imagens LANDSAT5/TM foram restauradas para amenizar a diferença de resolução espacial das imagens TM e HRC, para isso o programa RESTAU, baseado no filtro inverso modificado (Fonseca et al., 1993) foi utilizado. O filtro inverso modificado foi projetado considerando a Função de Transferência de Modulação que caracteriza o comportamento do sensor no domínio das frequências espaciais (Fonseca et al., 1993). Esta função é determinada em função dos valores de EIFOV obtidos para cada banda.

O objetivo da restauração é realçar as componentes em frequência da imagem que foram suavizadas durante o processo de formação da imagem. As componentes em altas frequências estão relacionadas com os detalhes na imagem (bordas, feições lineares, contornos dos objetos, etc.) (Fonseca et al., 1993). A restauração corrige as distorções inseridas pelo sensor na geração das imagens e tem parâmetros de acordo com as características do sensor. As bandas TM têm resolução espacial de 30 metros e a imagem HRC tem resolução de 2,5 metros. O uso desta técnica permite gerar a partir da imagem de uma banda TM com resolução espacial de 30 metros uma nova imagem com resolução espacial de 10 metros. Para maiores informações a respeito da técnica de restauração o leitor poderá consultar Fonseca et al. (1993) e Boggione (2003).

As imagens restauradas foram georreferenciadas utilizando o software SPRING 4.2, com base em imagens *Geocover* adquiridas gratuitamente pelo endereço eletrônico <<http://www.glc.f.umd.edu/data/>> que já se encontram georreferenciadas com projeção UTM/WGS84. O procedimento de registro de imagens com base nas imagens *Geocover* é feito através da coleta de pontos de controle correspondentes entre elas. Desses se conhece as coordenadas atuais na imagem a ser registrada e as coordenadas que deverão ter, conforme a imagem *Geocover*. A partir dos pontos de controle, o programa vai definir através de uma equação, um ângulo de rotação da imagem a ser registrada, para que corresponda o máximo possível com a imagem base.

Após o georreferenciamento, foi aplicado nas imagens a técnica de fusão IHS que foi realizada utilizando o software SPRING 4.2. Este processamento permitiu integrar a maior resolução espacial da banda pancromática à maior resolução espectral das demais bandas, produzindo uma composição colorida da imagem que reúne ambas as características.

Esse processamento utiliza os conceitos de Hue (H), Saturation (S) e Intensity (I) para explicar a idéia de cor. A intensidade (Intensity) é a medida da energia refletida presente em todos os comprimentos de onda, sendo responsável pela sensação de brilho; o matiz (Hue) de um objeto é a medida do comprimento de onda médio da luz que ele reflete, responsável pela definição da cor do objeto; e a saturação (Saturation) é o grau de pureza da cor; pode ser considerado como a proporção de branco misturado com a cor. A cor pura é 100% saturada (Crósta, 1992).

A transformação IHS é feita em múltiplas etapas. Primeiramente, nas três bandas selecionadas, o programa faz a transformação para IHS, representando intensidade, matiz e saturação do triplete original. A seguir, aplica-se um aumento linear de contraste e faz-se a reversão das três imagens para o espaço RGB (Crósta, 1992). Os procedimentos e o resultado da fusão IHS entre os sensores TM e HRC estão representados pelas Figuras 3.3.

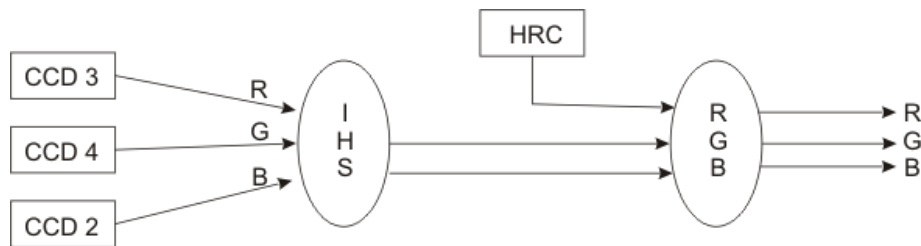


Figura 3.3: Procedimento de fusão de três bandas de imagem CCD com HRC.

Com o objetivo de otimizar o tempo de processamento, assim como, para facilitar a interpretação as imagens fusionadas foram recortadas. Foi criado um “buffer” referente às Áreas de Preservação Permanente (APPs) ao longo dos cursos d’água delimitadas pelo Código Florestal (Lei 4.771/1965). O buffer foi criado a partir da rede de drenagem do Distrito Federal na escala de 1:50.000, importada para o banco de dados. A extensão do “buffer” é de 500 metros e foi delimitado pelas Áreas de Preservação Permanente definidas pelo Código Florestal são apresentadas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2: Áreas de Preservação Permanente ao longo de rios ou de qualquer curso d'água.

Cursos d'água (m)	Largura mínima (m)
< 10	30
10 a 50	50
50 a 200	100
200 a 600	200
> 600	500

Fonte: Lei 4.771/1965.

As imagens recortadas foram segmentadas a partir da técnica de segmentação de imagens por crescimento de regiões, disponível no aplicativo SPRING 4.2 (Câmara et al., 1996). Este método foi aplicado com o objetivo de compor segmentos específicos para as áreas de Campo Limpo Úmido, separando-as das fitofissionomias associados a solos bem drenados, como as áreas de Campo Limpo. A técnica por crescimento de regiões é um processo interativo pelo qual os pixels vão sendo agrupados segundo algum critério de similaridade, formando regiões (Bins et al., 1996).

Para iniciar este processo, o usuário deve fornecer dois limiares: similaridade e área mínima. A similaridade define a diferença mínima entre o valor de um pixel e o valor médio da região contígua a ele, para que este pixel possa ser agrupado a esta região. Se a diferença entre o valor de pixel e a média da região vizinha for maior que o valor de similaridade definida pelo usuário, o pixel não será agrupado àquela região. A área mínima define o menor tamanho de região permitida pelo usuário, ou seja, não haverá regiões com área em pixel menor do que o valor definido pelo usuário (Barbosa et al., 2000). Não existem valores ideais de similaridade e área, pois dependem basicamente: (1) características dos dados de sensores; (2) data da coleta dos dados; (3) características da área de estudo e (4) parâmetros de processamento de imagens definidos. Nesta pesquisa, foram realizados vários testes, o melhor resultado obteve valores de similaridade e área mínima iguais a 20 e 30, respectivamente.

Após a segmentação, foi realizada a classificação das imagens fusionadas. A classificação não supervisionada ISOSEG, na qual o algoritmo de classificação avalia

em qual classe alocar cada região em função de seus atributos estatísticos, de média, matriz de covariância, e também pela área foi a utilizada devido: (1) à grande variabilidade de ambientes; (2) tipos de cobertura vegetal e (3) insuficiência de dados de campo. A técnica utilizada nesta pesquisa foi a ISOSEG, disponível no aplicativo SPRING.

O classificador ISOSEG foi utilizado nesta pesquisa em detrimento ao classificador por regiões BATTACHARYA devido a este utilizar a medida da distância de Battacharya, para medir a separabilidade estatística entre um par de classes espectrais. Ou seja, mede a distância média entre as distribuições de probabilidades de classes espectrais. Áreas de estudo com fitofisionomias que possuem características de resposta espectral similares, como a área utilizada nessa pesquisa, podem influenciar os algoritmos de classificação, podendo não produzir, bons resultados na delimitação de classes para este trabalho. As classes de Campo Limpo Seco e Campo Limpo Úmido possuem características de resposta espectral similar, assim como, a Mata Seca quando a vegetação é “sadia”, densa e uniforme, possuem respostas similares às da Floresta de Galeria. Para maiores informações a respeito da distância de Battacharya o leitor poderá consultar Mather (1993).

Na classificação ISOSEG o usuário faz uma identificação a posteriori das classes resultantes. Uma análise visual das imagens originais, do resultado de classificação e de informações adicionais disponíveis para algumas áreas, permite esta identificação (Barbosa et al., 2000).

O classificador ISOSEG é um algoritmo que procura agrupar regiões, a partir de uma medida de similaridade entre elas e utiliza os atributos estatísticos das regiões, a matriz de covariância e o vetor de média, para estimar o valor central de cada classe (Bins et al., 1996). A medida de similaridade utilizada consiste na distância de Mahalanobis entre a classe e as regiões candidatas à relação de pertinência com esta classe. Para maiores informações a respeito deste algoritmo o leitor poderá consultar Bins et al. (1996).

Os polígonos gerados pela classificação das imagens foram convertidos para o formato *shape* e exportados para o aplicativo Arc GIS 9.3™. Esse procedimento foi

realizado para subsidiar a edição vetorial objetivando a correção dos erros do mapeamento, resultantes da aplicação da técnica de classificação automática adotada. A rotulação de classes de Campo Limpo Úmido e Campo Limpo Seco de cada polígono foi feita diretamente no monitor da tela de computador, sobrepondo-se a composição colorida das imagens fusionadas com o mapa vetorial da classificação em uma escala de visualização de aproximadamente 1:50.000. Para subsidiar a interpretação de imagens, foram considerados os elementos espectrais (cores), texturais e padrões geométricos, assim como, por dados de campo e a partir de análise visual das imagens de alta resolução disponíveis no programa Google Earth®.

A última etapa desse estudo foi a análise da exatidão de mapeamento, conduzida com base na verificação em campo de 28 pontos de amostragem. Para aferir a qualidade do mapeamento, foram realizados trabalhos de campo onde foram selecionados 28 pontos de forma aleatória, porém, próximos às principais rodovias para melhor acesso. As campanhas ocorreram nos dias 15 e 26 de março de 2011. A exatidão de mapeamento fornece a confiabilidade do mapa temático confeccionado. A sua análise é normalmente realizada por meio de matrizes de confusão (Figura 3.4), expressos em termos de índices de exatidão global (EG), Kappa (K) ou Tau (τ). Brites et al. (1996) e Figueiredo e Vieira (2007), ao avaliarem a eficácia desses três índices, indicaram que a EG tende a apresentar índices mais altos em relação aos outros dois e que a diferença entre os índices K e τ é pequena. Além disso, K e τ são mais consistentes que a EG por envolverem, no índice final, todas as células da matriz de confusão.

		Classificação				Total
		1	2	...	c	
V e r d a d e	1	x_{11}	x_{12}	...	x_{1c}	x_{1+}
	2	x_{21}	x_{22}	...	x_{2c}	x_{2+}
	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
	c	x_{c1}	x_{c2}	...	x_{cc}	x_{c+}
	Total	x_{+1}	x_{+2}	...	x_{+c}	n

Figura 3.4: Matriz de erro usada para a aplicação de técnicas estatísticas descritivas como, por exemplo, o índice de exatidão global.

A estatística mais simples derivada da matriz de erro é a Exatidão Global que é calculada dividindo a soma da diagonal principal da matriz de erros x_{ij} , pelo número total de amostras coletadas n , ou seja:

$$G = \frac{\sum x_{ij}}{n} \quad (3.1)$$

Em uma análise mais rigorosa, devem-se levar em consideração os valores nas células marginais da matriz. No caso das linhas, os valores indicam o número de amostras que, pertencendo a uma determinada categoria, não foram incluídos nela. A estimativa Kappa expressa a medida da diferença entre a concordância dos dados de referência e a classificação automática, e a probabilidade de concordância entre os dados de referência e a classificação aleatória, sendo expressa por:

$$K = \frac{\theta_1 - \theta_2}{1 - \theta_2} \quad (3.2)$$

Onde:

θ_1 = observado, ou seja, soma dos acertos/total pontos

θ_2 = esperado, ou seja, soma da diagonal dos produtos totais marginais/soma dos totais marginais.

O índice Tau é obtido por meio da seguinte relação:

$$\tau = \frac{\text{observado} - \frac{1}{m}}{1 - \frac{1}{m}} \quad (3.3)$$

Em que, *observado* = valor global da percentagem correta, ou seja, o somatório dos elementos presentes na diagonal da matriz de confusão, dividido pelo total de elementos; e m = número de categorias.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

É importante ressaltar que este trabalho de mapeamento não teve como objetivo criar uma nova metodologia para mapeamento de fitofisionomias. Seu objetivo foi

identificar áreas de Campo Limpo Úmido e conseqüentemente sua espacialização total para que esta informação seja utilizada no estudo da estimativa de estoque de carbono em solos sob áreas de Campos Limpos Úmidos do Distrito Federal.

Neste trabalho, foram utilizadas cenas do satélite CBERS2B/HRC e LANDSAT5/TM correspondentes à época seca. Há duas condições que justificam o uso da fusão destas imagens: (1) neste caso os dados Landsat têm baixa precisão, devido à resolução espacial, quando comparados às dimensões que as áreas de interesse medem, neste caso áreas de Campo Limpo Úmido e (2) os dados HRC têm boa precisão das formas e, portanto de áreas, só que são pobres espectralmente para discernir a feição de interesse do seu entorno.

A escolha das imagens TM em detrimento às do CCD está relacionada à melhor qualidade radiométrica da imagem TM em relação à CCD, resultando em uma melhor qualidade visual das imagens fusão (Figura 3.5). De acordo com Fonseca et al. (2004), a banda 4 das imagens CCD têm apresentado altos valores de brilho e contraste em relação às bandas 1, 2 e 3, que, por vez, leva à saturação dos valores de nível de cinza.

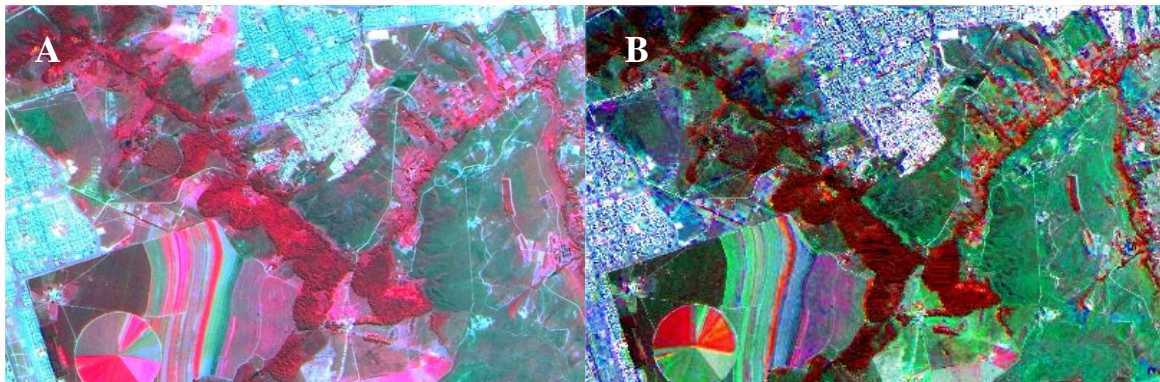


Figura 3.5: (A) Fusão de três bandas (432) da imagem CCD com HRC, recorte da cena referente à grade do HRC - Órbita/Ponto, 157B/118-1. (B) Fusão de três bandas (453) da imagem TM com HRC, recorte da cena referente à grade do HRC - Órbita/Ponto, 157B/118-1.

As bandas do TM escolhidas para o desenvolvimento deste trabalho – 3, 4 e 5 – apresentam características úteis para o mapeamento de áreas de Campo Limpo Úmido:

- Banda 3: apresenta bom contraste entre diferentes tipos de cobertura vegetal (ex.: campo, cerrado e floresta);
- Banda 4: os corpos de água absorvem muita energia nesta banda e ficam escuros, permitindo o mapeamento da rede de drenagem e delineamento de corpos de água;
- Banda 5: apresenta sensibilidade ao teor de umidade das plantas, servindo para observar estresse na vegetação, causado por desequilíbrio hídrico.

A opção pela utilização da composição colorida RGB453 é decorrência desta apresentar uma melhor composição de cores, permitindo uma imagem de melhor qualidade para a interpretação visual.

As imagens LANDSAT5/TM foram restauradas para amenizar a diferença de resolução espacial das imagens TM e HRC. Este processamento reduziu o efeito de borramento e, portanto obteve uma imagem realçada, já que a restauração é uma técnica cujo objetivo é corrigir as distorções inseridas pelo sensor óptico no processo de geração das imagens digitais (Fonseca, 1988). Devido à normalização dos coeficientes dos filtros de restauração, as imagens restauradas mantêm, praticamente, os mesmos valores de média das imagens originais (Fonseca et al., 1993).

O resultado da fusão IHS para as imagens desses sensores obtêm um melhor resultado utilizando a restauração das imagens TM com resolução espacial de 10 metros, ao invés da resolução original. A sugestão de melhorar a resolução espacial, não exclui a possibilidade de fusão com imagens TM em sua resolução original. No entanto, tal sugestão objetiva amenizar o erro médio quando da correção geométrica da imagem HRC, bem como a diferença de resolução espacial entre elas.

A precisão de georreferenciamento das imagens foi superior a 0,5 pixels e foram utilizados de 7 a 15 pontos de controle. Na Tabela 3.3 são mostradas as precisões de georreferenciamento das imagens TM e HRC.

Tabela 3.3: – Erro quadrático médio do georreferenciamento das imagens TM e HRC.

Satélite/Sensor	Órbita/Ponto	Erro Quadrático Médio (pixel)
LANDSAT-5/TM	221/71	0,43
CBERS-2B/HRC	157_A/117_5	0,49
	157_A/118_1	0,34
	157_A/118_2	0,45
CBERS-2B/HRC	157_B/117_5	0,39
	157_B/118_1	0,45
	157_B/118_2	0,47
CBERS-2B/HRC	157_C/117_5	0,42
	157_C/118_2	0,44
CBERS-2B/HRC	157_D/118_1	0,46

Após o georreferenciamento, foi aplicado nas imagens a técnica de fusão IHS que foi realizada utilizando o software SPRING 4.2. Um procedimento de fusão de imagens alternativo a este utilizado neste trabalho e que também permite integrar dados de diferentes resoluções é o método de transformação por componentes principais.

O procedimento de transformação por componentes principais não foi utilizado por que testes realizados pela DPI/INPE não obtiveram resultados satisfatórios <<http://wiki.dpi.inpe.br/doku.php?id=spring:fusaopc/>>. A imagem fusionada por Componentes Principais não tem a mesma nitidez da fusionada por transformação RGB-IHS. Uma das causas é a faixa do espectro da imagem HRC não cobrir a região da banda 4 do sensor TM.

As Figuras 3.6a e 3.6b ilustram as imagens utilizadas para a realização da fusão pelo método IHS, e a Figura 3.6c apresenta o resultado da imagem fusionada. Pode-se observar que a imagem fusionada apresenta uma riqueza de detalhes, pois integra a resolução espacial da banda pancromática com a resolução espectral das bandas espectrais. Esta característica foi um dos determinantes no momento de discriminar as áreas de Campo Limpo Úmido, pois a imagem fusionada, a partir do método IHS,

ocasionou uma observação com grande detalhamento dos objetos da superfície, característica importante para estudos dessa natureza, pois a estimativa adequada da extensão, sazonalidade e tipos de cobertura vegetal destas áreas necessita de imageamento em grandes escalas.

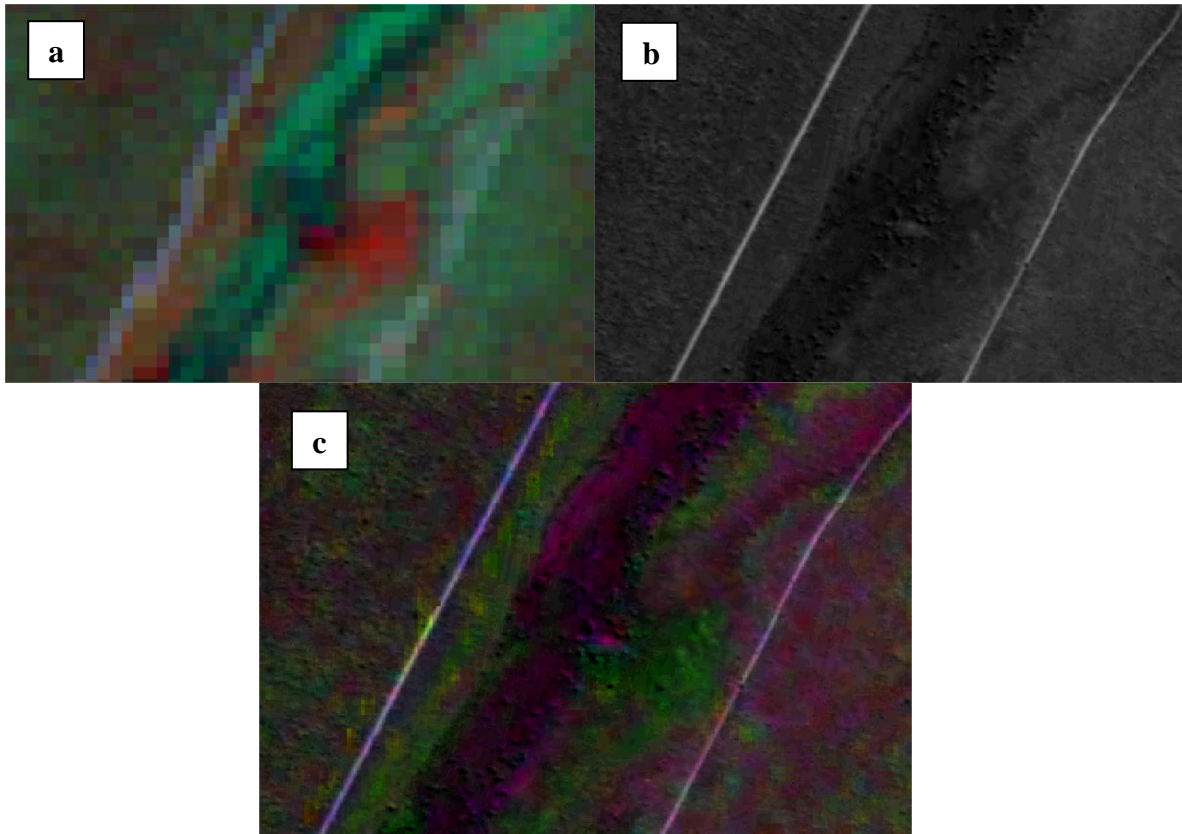


Figura 3.6: (a) Imagem Landsat/TM; (b) Imagem HRC; (c) Fusão de três bandas de imagem TM com HRC, área localizada na Estação Ecológica de Águas Emendadas - Brasília/DF.

As imagens fusionadas da área de estudo, foram recortadas utilizando o buffer produzido e descrito na metodologia (Tabela 3.2 e Figura 3.7). Os Campos Limpos Úmidos ocorrem em diversas posições topográficas, entretanto, são encontrados com maior frequência, nos olhos d'água, circundando as Veredas e na borda das Matas de Galeria (Ribeiro e Walter, 1998). Portanto, o mapeamento englobou principalmente os Campos Limpos Úmidos localizados em áreas englobadas no “*buffer*”, ou seja, até 500 metros distantes da rede de drenagem.

O uso dessa máscara permitiu suprimir as fitofisionomias de áreas secas e outros tipos de classes que não são de interesse dessa pesquisa como, por exemplo, áreas

urbanas. Esse processamento permitiu otimizar a interpretação das imagens, assim como, o tempo de segmentação e determinação de parâmetros adequados para a segmentação das imagens com objetivo de mapear as áreas de Campo Limpo Úmido.

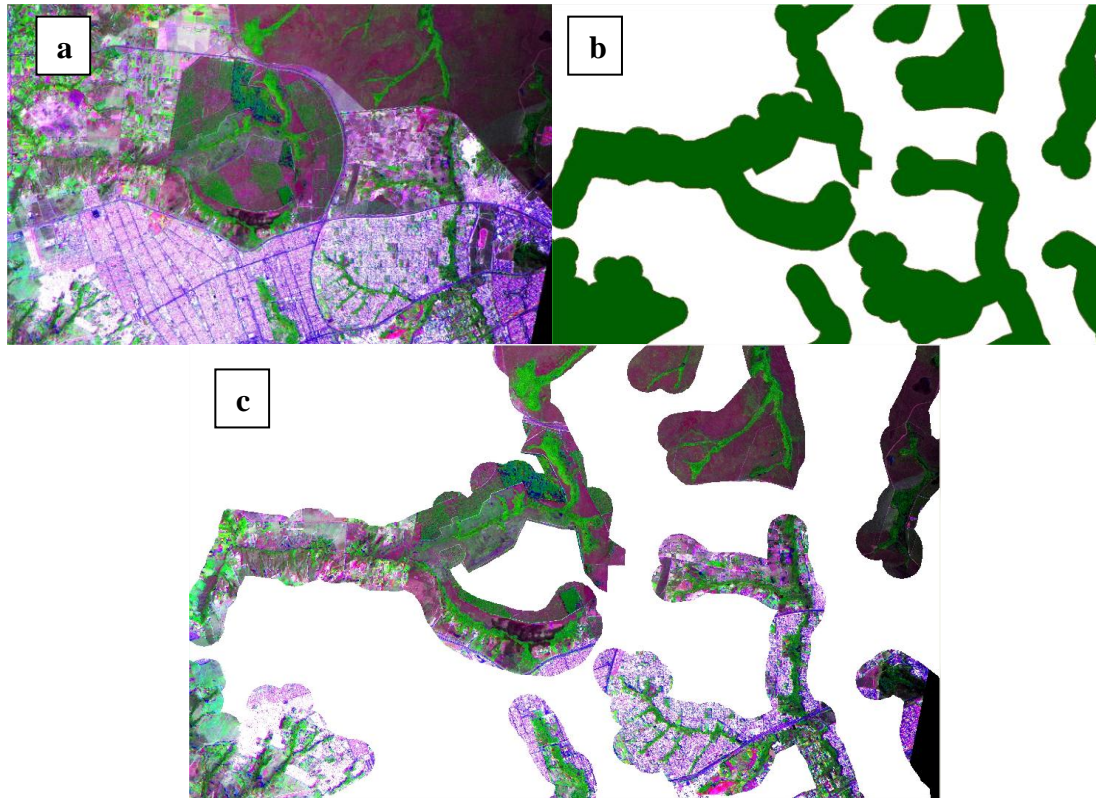


Figura 3.7: (a) Fusão de três bandas de imagem TM com HRC; (b) Máscara gerada utilizando o “buffer” criado a partir da rede de drenagem do Distrito Federal; (c) Imagem fusão recortada.

Para a delimitação das áreas de Campo Limpo Úmido, os limiares de similaridade e área mais adequados foram 20 e 30, respectivamente. Estes limiares permitiram seccionar mais a imagem, o que possibilitou uma melhor delimitação das áreas de Campo Limpo Úmido, que possuem áreas em média menores que $1,5 \text{ km}^2$ (Figura 3.8).

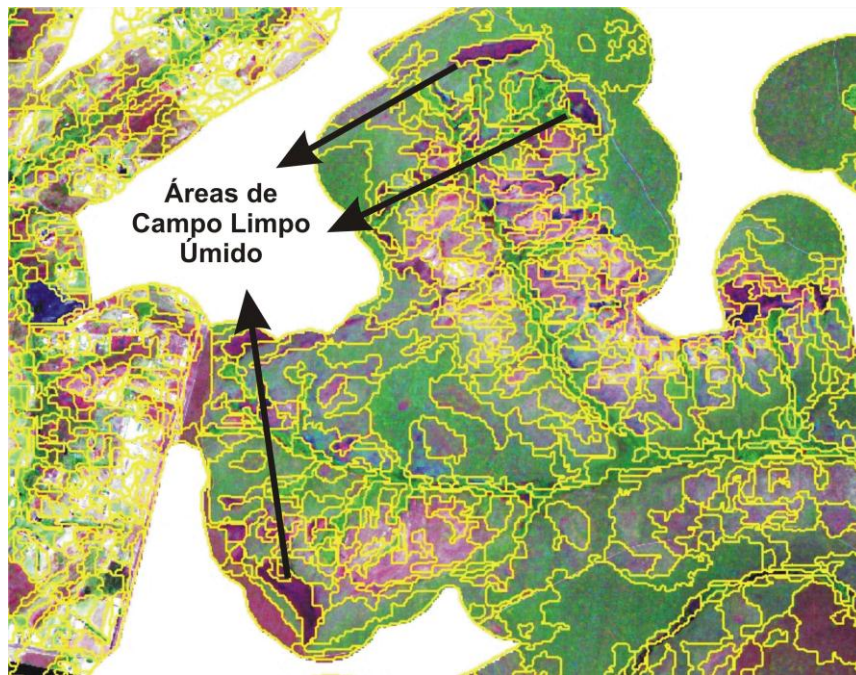


Figura 3.8: Segmentação da imagem fusionada e recortada – limiar de similaridade 20 e limiar de área 30.

Após a execução do processo de segmentação, efetuou-se a classificação da imagem. O classificador ISOSEG é um dos algoritmos disponíveis no SPRING para classificar regiões de uma imagem segmentada. Optou-se pelo uso do limiar de aceitação 95% considerado o mais adequado para os objetivos deste trabalho (Figura 3.9).

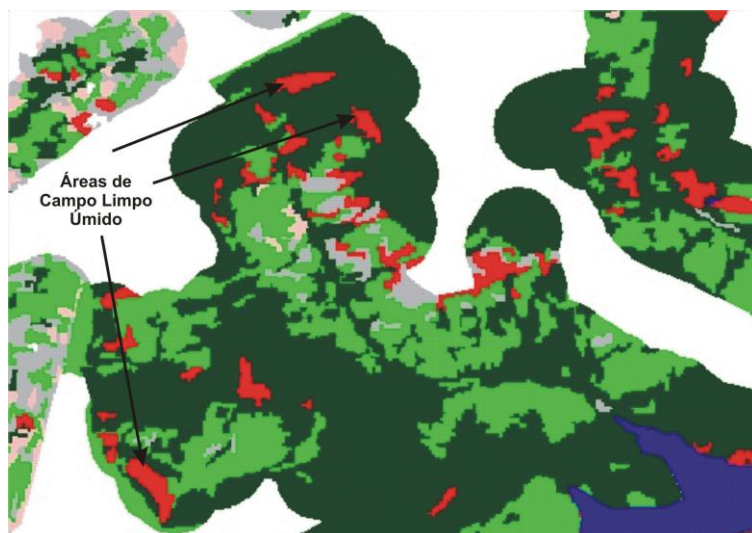


Figura 3.9: Imagem classificada a partir do classificador ISOSEG – limiar de aceitação 95%.

As áreas de Campo Limpo Úmido ocorrem associadas a veredas que possuem dimensões espaciais limitadas e em alguns casos do total destes ambientes preservam-se apenas alguns indivíduos de buriti (*Mauritia flexuosa*), tornando difícil a individualização dessas duas fitofisionomias – Campo Limpo Úmido e Vereda – por sensoriamento remoto, mesmo utilizando imagens com alta resolução espacial. Portanto, nesta pesquisa as áreas de Campo Limpo Úmido são consideradas em conjunto com as de Veredas. As classes de Campo Limpo Seco e Campo Limpo Úmido possuem características de resposta espectral similar e influenciaram os algoritmos de classificação, não produzindo, portanto, um bom resultado na delimitação das áreas de Campo Limpo Úmido.

A conversão da imagem classificada para o formato *shape* e conseqüentemente a sua exportação para o aplicativo Arc GIS 9.3™, permitiu a correção dos erros do mapeamento, resultantes da aplicação da técnica de processamento automático adotado. O objetivo do mapeamento foi identificar e discriminar os Campos Limpos Úmidos, portanto, outros tipos de classes foram eliminados e os limites das áreas de Campo Limpo Úmido foram melhor definidos (Figura 3.10). No contexto dessa pesquisa, estes foram os erros de classificação considerados.

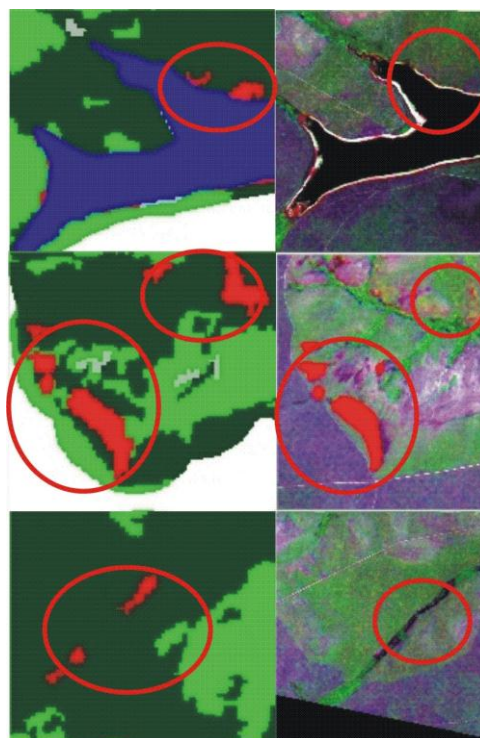
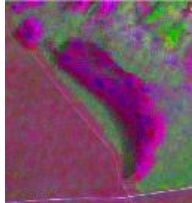



Figura 3.10: Erros corrigidos na edição do *shape*, resultantes da aplicação da técnica de processamento automático adotado.

O mapeamento em si, ou seja, a identificação dos alvos de interesse foi realizado diretamente no monitor da tela de computador, sobrepondo-se a composição colorida da imagem fusão com o mapa vetorial de segmentação. Para subsidiar a análise/interpretação das imagens, foi definida uma chave de interpretação em que foram considerados os elementos espectrais (cores), texturais e forma (Tabela 3.4).

Tabela 3.4: Exemplo de chave de interpretação utilizada para mapeamento de Campo Limpo Úmido e Campo Limpo.

Classe	Padrões Característicos de Interpretação	Composição Colorida
Campo Limpo Úmido	Cor: magenta Textura: lisa Forma: irregular	
Campo Limpo	Cor: magenta a vermelho claro Textura: intermediária Forma: irregular	

A partir da análise do mapa elaborado (Figura 3.11) e da quantificação da classe Campo Limpo Úmido mapeada, foi possível observar que 847 hectares do Distrito Federal são cobertos por essa fitofisionomia e que estão localizadas essencialmente em áreas protegidas. Esses ecossistemas estão fortemente ameaçados em todo planeta e grande parte já foi destruída, inclusive, por causa da drenagem para uso agrícola (Suso e Llamas, 1993).

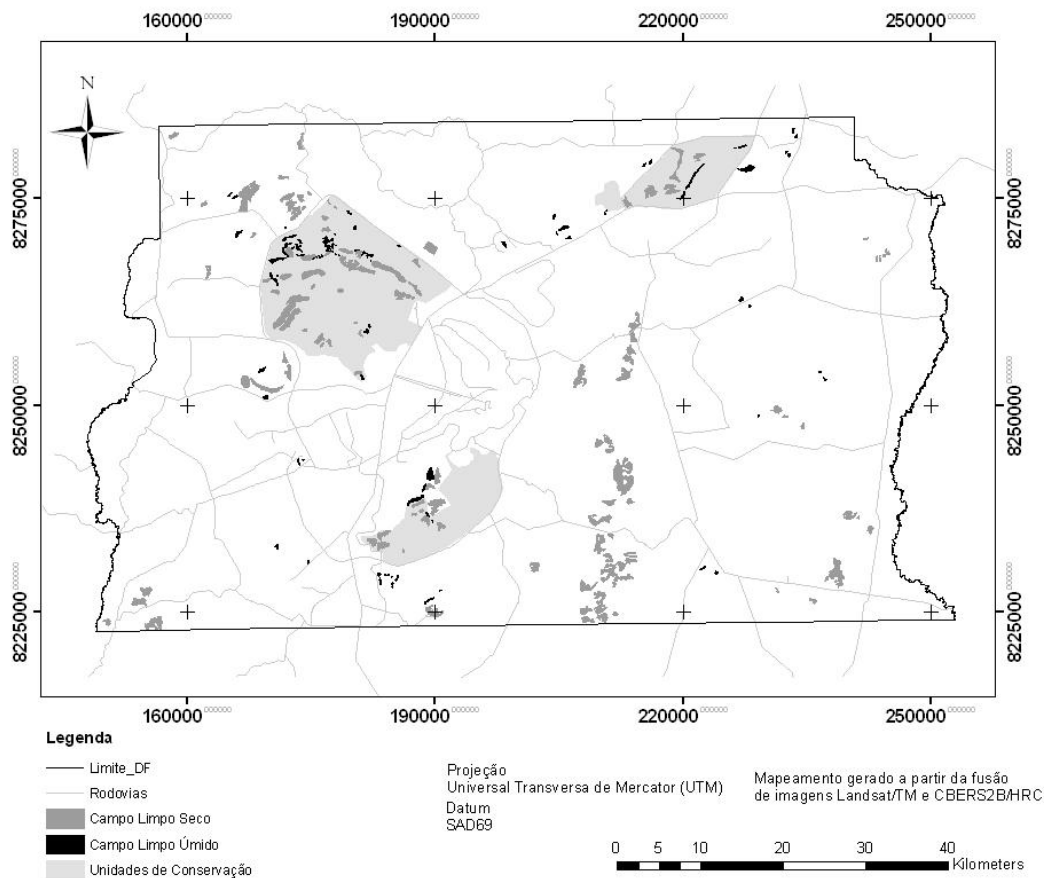


Figura 3.11: Mapa dos Campos Limpos (úmidos e secos) do Distrito Federal.

Comparando esse resultado com outros existentes na literatura, referente ao mapeamento de fitofisionomias localizadas no Distrito Federal observou-se que apesar de o limite das áreas de Campo Limpo Úmido não serem os mesmos em todos os trabalhos as localizações são coincidentes. No mapeamento da vegetação do Parque Nacional de Brasília realizado por Farias (2008), foi obtido o agrupamento de fitofisionomias e área de uso sobre ambientes secos ou úmidos, ou seja, os fitoambientes, que coincidiram com a localização de grande parte dos Campos Limpos Úmidos mapeados no Parque Nacional de Brasília por esse trabalho de tese. O posicionamento destas áreas também foi coincidente com o mapeamento da vegetação ao nível de subfisionomias do Parque Nacional de Brasília realizado por Bispo et al. (2010) que geraram o mapeamento com base em análises discriminantes de variáveis morfométricas.

Do conjunto de 28 pontos verificados em campo (Tabela 3.3), 25 foram mapeados corretamente, obtendo um índice de exatidão global de 89,28%. Baseado

apenas neste resultado, poderia se concluir que este índice foi excelente. No entanto, Congalton (1991) alertou que, com base apenas no índice de exatidão global, as inferências feitas podem gerar equívocos. Segundo Brites et al. (1996), a exatidão global apresenta maiores valores em relação aos demais índices, pelo fato de considerar apenas a diagonal principal da matriz de contingência, ignorando a ocorrência de concordância casual entre as classes. Por outro lado, o coeficiente Kappa, é considerado mais consistente que a exatidão global por envolver, no índice final, todas as células da matriz de confusão. Nas Tabelas 3.5 e 3.6 estão dispostos os valores da matriz de confusão, gerada pela verificação em campo e pela imagem classificada, a partir dos quais foi obtido o índice Kappa.

Tabela 3.5: Classificação visual x verdade de campo. Campo Limpo Úmido = CLU; e CLS = Campo Limpo Seco.

		Classificação		
		CLU	CLS	TOTAL
Verdade de Campo	CLU	10	2	12
	CLS	1	15	16
	TOTAL	11	17	28

Tabela 3.6: Matriz de erros de mapeamento de CLU do DF.

		Classificação		
		CLU	CLS	TOTAL
Verdade de Campo	CLU	132	204	336
	CLS	176	272	448
	TOTAL	308	476	784

O conjunto de pontos verificados obteve um índice de Kappa de aproximadamente 78%. Esse valor, determinado através da equação 3.2, é comparado aos valores contidos na Tabela 3.7, desenvolvida por Landis e Koch (1977). Observando os valores da Tabela 3.7, conclui-se que a qualidade do mapa temático foi muito boa.

$$K = \frac{\theta_1 - \theta_2}{1 - \theta_2} \quad (3.2)$$

Onde:

$\theta_1 =$ observado = soma dos acertos/total ponto = $25/28 = 0,8928$ ou 89%

$\theta_2 =$ esperado = soma da diagonal dos produtos totais marginais/soma dos totais marginais = $404/784 = 0,5153$

$$K = \frac{0,89 - 0,51}{1 - 0,51} = 0,7789$$

Tabela 3.7: Qualidade da classificação associada aos valores da estatística Kappa.

Valor de Kappa	Qualidade do mapa temático
< 0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Ruim
0,20 – 0,40	Razoável
0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito Boa
0,80 - 100	Excelente

Adaptada de Landis e Koch (1977).

Brites et al. (1996) e Figueiredo e Vieira (2007), ao avaliarem a eficácia de três índices que refletem a exatidão de mapeamento - Exatidão Global (EG), Kappa (K) e Tau (τ) - indicaram que a EG tende a apresentar índices mais altos em relação aos outros dois e que a diferença entre os índices K e τ é pequena. Em relação aos índices K e τ , o último é mais fácil de calcular e interpretar (Ma e Redmond, 1995), obtido por meio da seguinte relação:

$$\tau = \frac{\text{observado} - \frac{1}{m}}{1 - \frac{1}{m}} \quad (3.3)$$

Em que:

observado = somatório dos elementos presentes na diagonal da matriz de confusão/total de elementos = $25/28 = 0,892$

m = número de categorias = 2

$$\tau = \frac{0,892 - \frac{1}{2}}{1 - \frac{1}{2}} = 0,78$$

3.4 CONCLUSÕES

A fusão das imagens Landsat5/TM e Cbers2B/HRC, a partir da técnica de processamento IHS, é uma técnica recomendável para a discriminação e quantificação das áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal. O mapa de distribuição das áreas de CLU indicou um total de aproximadamente 847 ha localizadas essencialmente em unidades de preservação/conservação. Esta fitofisionomia do Cerrado possui dimensões espaciais reduzidas em relação às fitofissionomias associadas a áreas secas o que dá um grande potencial para as imagens de alta resolução espacial. Uma possível limitação no emprego dessas imagens é a quantificação da área total de abrangência das áreas úmidas no Cerrado devido à grande extensão desse bioma - mais de 200 milhões de hectares.

Os resultados obtidos pelos índices de mapeamento foram de: Exatidão Global = 0,89; Kappa = 0,77 e Tau = 0,78 e indicaram que no geral, a diferença entre os índices Kappa e Tau foi muito pequena. Embora a Exatidão Global apresente um valor mais alto, os coeficientes de concordância Kappa e Tau são mais consistentes por envolver no valor final todas as células da matriz de confusão

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barbosa, C.; Hess, L.; Melack, J.; Novo, E. M. L. M. Mapping Amazon basin wetlands through region growing segmentation and segmented-based classification JERS-1 data. **Anais**. IX Simpósio Latino Americano de Percepcion Remota y Sistemas de Informacion Espacial. p. 1165-1176, 2000.

Bins, L. S.; Fonseca, L. M. G.; Erthal, G. J.; Mitsuo II, F. Satellite imagery segmentation: a region growing approach. **Anais**. VII Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Salvador. Brasil, 1996.

Brites, R. S.; Soares, V. P.; Ribeiro, C. A. A. S. Verificação da exatidão em classificações de uma imagem orbital mediante a utilização de três índices. **Revista Árvore**, v.20, p.415-424, 1996.

Bispo, P. C.; Valeriano, M. M.; Kuplich, T. M. Relação entre as variáveis morfométricas extraídas de dados SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) e a vegetação do Parque Nacional de Brasília. **Acta bot. bras.** 24(1): 96-103. 2010.

Boggione, G. A. **Restauração de imagens do satélite Landsat-7**. Dissertação. (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, p. 160, 2003.

Câmara, G.; Medeiros, J. S. Geoprocessamento para projetos ambientais. In: Câmara, G.; Barbosa, C. C. F.; Freitas, U. M. (eds.). **Operações de Análise Geográfica**. São José dos Campos: INPE, 1998. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/tutoriais/gis_ambiente/3opera.pdf> Acesso em: 20 jan. 2011.

Chuvieco, E. **Fundamentos de Teledetection Espacial**. Madrid: Unigraf, 1990. 453p.

Código Florestal. Lei 4.771/1965 que Institui o novo Código Florestal. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm> Acesso em 20 de nov. de 2008.

Congalton, R.G. A review of assessing the accuracy classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing Environment**, v. 37, p.35-46, 1991.

Crósta, A. P. **Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Campinas, Editora UNICAMP. p. 170, 1992.

Dugan, P. **Wetland Conservation**. IUCN, 1990. p. 95.

Eiten, G. Vegetação do Cerrado. In: **Cerrado**. Pinto, M. N. (ed.). SEMATEC, Brasília/DF. p. 17-76. 1994.

Eiten, G. **Vegetação Natural do Distrito Federal**. Ed. UnB. SEBRAE/DF, Brasília, DF. 2001.

Farias, M. F. R. Integração de parâmetros morfométricos e interpretação de imagens orbitais para o auxílio no mapeamento de solos no Parque Nacional de Brasília, 136p. **Dissertação de Mestrado** (UnB GEA, Mestre, Gestão Ambiental e Territorial, 2008).

Figueiredo, G. C.; Vieira, C. A. O. Estudo do comportamento dos índices de exatidão global, Kappa e Tau, comumente usados para avaliar a classificação de imagens de sensoriamento remoto. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13, Florianópolis. **Anais**. São José dos Campos: INPE, p. 5755-5762, 2007.

Fonseca, L. M. G. **Restauração de imagens do satélite Landsat por meio de técnicas de projeto de filtros FIR**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Eletrônica) - Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, p. 148, 1988.

Fonseca, L. M. G.; Prasad, G. S. S. D.; Mascarenhas, N. D. A. Combined Interpolation Restoration of Landsat Images Through a FIR Filter Design Techniques. **International Journal of Remote Sensing**, v.13, n.14, p.1247-2561, 1993.

Fonseca, L. M. G.; Ponzoni, F.; Cartaxo, R. **Radiometric quality assessment of CBERS-2**. São José dos Campos: INPE, 17 p., 2004.

GLCF. Global Land Cover Facility. **Landsat Geocover**. Disponível em: <<http://www.glcg.umd.edu/data/>> Acesso em 15 de Junho de 2009.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Catálogo de imagens**. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>> Acesso em 20 de Junho de 2009.

DPI/INPE. Divisão de Processamento de Imagens/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Fusão de Imagens por Transformação de Componentes Principais**. Disponível em: <<http://wiki.dpi.inpe.br/doku.php?id=spring:fusaopc/>> Acesso em 18 de Julho de 2011.

Landis, J. R.; Koch, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

Lehner, B.; Döll, P. Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. **Journal of Hydrology**, v. 296, p. 1-22, 2004.

Lillesand, T. M.; Kiefer, R. W.; Chipman, J. W. **Remote Sensing and Interpretation**. 5^a ed. Madison: Wiley, 2004. 763p.

Ma, Z.; Redmond, R. L. Tau coefficients for accuracy assessment of classifications of remote sensing data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 61, n. 4, p. 435-439, 1995.

Mather, P. M. **Geographical information handling: Research and applications**. John Wiley and Sons, Chichester, v.1, p. 343, 1993.

Mitra, S.; Wassmann, R.; Vlek, P. L. G. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. **Current Science**, v. 88, p. 25-35, 2005.

Meirelles, M. L.; Ferreira, E. A. B.; Franco, A. C. **Dinâmica Sazonal do Carbono em Campo Úmido do Cerrado**. (Série Documentos, 164) Planaltina: Embrapa Cerrados, 29p., 2006.

Melack, J. M.; Hess, L. L. Remote sensing of wetlands on a global scale. **SIL News**, v. 42, p. 1-5, 2004.

Novo, E. M. L. M.; Shimabukuro, Y. E.; Mertes, L. O rio Amazonas em mosaico. **Ciência Hoje**, v. 24, n. 144, p. 59-61, 1998.

Ratter, J. A.; Ribeiro, J. F.; Bridgewater, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, p. 223-230, 1997.

Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. (eds.). **Cerrado: Ambiente e Flora**. Embrapa Cerrados, p. 86-166, 1998.

Suso, J.; Llamas, M. R. Influence of groundwater development on the Donana National Park ecosystems. **Journal of Hydrology**, v. 141, p. 239-269, 1993.

Yavitt, J. B. Carbon dynamics in Appalachian peatlands of west Virginia and western Maryland. **Water, Air and Soil pollution**, v.77. p. 271-290, 1994.

4. FUNÇÃO DE PEDOTRANSFERÊNCIA PARA ESTIMATIVA DE TEOR DE CARBONO EM SOLO DE ÁREAS DE CAMPO LIMPO ÚMIDO DO DISTRITO FEDERAL

RESUMO

A estimativa dos teores de carbono a partir de variáveis de obtenção menos laboriosa, como textura do solo, representa uma medida útil não só para a quantificação do carbono, mas também para facilitar o cálculo de estoques de carbono em solo, que dependem da disponibilidade de dados sobre conteúdo de carbono (em g de C kg⁻¹ de solo) e densidade aparente. O objetivo deste trabalho foi obter uma função de pedotransferência para estimativa do teor de carbono em áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal. A pedofunção foi descrita por uma regressão não-linear e a avaliação da sua eficiência da predição foi obtida com base no coeficiente de determinação (R^2), no erro-padrão da estimativa (EPE) e interpretação gráfica. Os teores de carbono em solos de Campo Limpo Úmido das classes Gleissolos e Plintossolos, foram estimados com sucesso, com coeficiente de determinação ($R^2 > 0,8$).

4.1 INTRODUÇÃO

Preocupações com as mudanças climáticas globais e a contribuição do acúmulo de carbono à sua mitigação têm requerido estimativas nacionais do estoque de carbono (Eswaran et al., 1993). Segundo Lal (1999), o compartimento de matéria orgânica no solo é o maior estoque de carbono da maioria dos ecossistemas terrestres. A matéria orgânica do solo pode ser definida como a soma de todas as substâncias orgânicas do solo, composta por uma mescla de resíduos animais e vegetais, em diversos estádios de decomposição (Kiehl, 1979). O estoque de carbono de um solo sob vegetação natural representa o balanço dinâmico entre a adição de material vegetal morto e a perda pela decomposição ou mineralização (Scholes et al., 1997). A variação do estoque de C orgânico de um solo ao longo do tempo é dependente do tipo de uso e dos sistemas de manejo utilizados e seus efeitos sobre as adições e perdas de C. Assim, quando há igualdade entre as quantidades adicionadas e perdas de C orgânico no solo, não há variação no estoque de C (Addiscott, 1995).

Estimativas do estoque de carbono do solo dependem da disponibilidade de dados sobre conteúdo de carbono (g C kg^{-1}) e densidade aparente. Entretanto, procedimentos analíticos usuais para a quantificação dos teores de carbono no solo são laboriosos, pouco precisos e/ou geram impactos negativos no meio ambiente (Machado, 2005). Há necessidade de se desenvolver métodos ágeis, de baixo custo e precisos para a quantificação do estoque de carbono no solo (Machado, 2005), nesse caso, o uso de funções de pedotransferência para as estimativas de teor de carbono apresentam grande potencial como método alternativo.

Estas funções são preditivas de características edáficas de difícil obtenção e de maior custo a partir de outras mais facilmente obtidas e de menor custo (Lin et al., 1999; Budiman et al., 2003). Em geral, os trabalhos com pedofunções utilizam a análise de regressão múltipla, mas novos métodos de predição estão sendo apresentados com base em outras avaliações (Budiman et al., 2003). No entanto, estas equações não devem ser usadas indiscriminadamente, pois, em sua maioria, foram desenvolvidas com solos de clima temperado e seu uso requer calibrações locais (Oliveira et al., 2002). As funções de pedotransferência tendem ser tão mais acuradas quanto mais homogêneos forem os solos que compõem a base de dados e quão mais próximos destes estiverem os que terão seus dados estimados (Oliveira et al., 2002).

Kiehl (1979) encontrou as seguintes correlações entre os teores de carbono (C%) e outras propriedades do solo, como densidade aparente (Da), areia total, silte e argila:

- C% x Da: correlação negativa; maior C%, menor Da; $r = -0,73$.
- C% x areia total: correlação negativa; maior areia total %, menor C%; portanto, solo mais arenoso, mais pobre em matéria orgânica; $r = -0,58$.
- C% x silte % ou argila %: correlação positiva; mais silte% ou argila% mais C%; $r = 0,59$ para silte e $r = 0,55$ para argila.

Zinn et al. (2005) encontraram uma forte relação por profundidade entre o carbono orgânico e a combinação de silte + argila, em Latossolos do Cerrado. Essa relação linear decresce com a profundidade e não ocorreu se considerado apenas a argila. Baseados nessa relação (carbono x silte + argila), Zinn et al. (2005)

desenvolveram uma função de pedotransferência para estimar a distribuição vertical de carbono orgânico em Latossolos do Cerrado.

É nesse contexto que se insere esse trabalho que tem como objetivo obter funções de pedotransferência para estimativa do teor de carbono em áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal, baseada na forte relação linear entre densidade aparente e % carbono (C) (Kiehl, 1979; Bernoux et al., 1998) assim como, entre a relação a % argila e % C e % de silte e % C (Kiehl, 1979; Zinn, et al., 2005).

4.2. MATERIAIS E MÉTODOS

Os procedimentos metodológicos referentes à função de pedotransferência para os estoques de carbono em solos de Campos Limpos Úmidos compreenderam as seguintes etapas: (1) seleção de áreas e amostragens de campo; (2) preparação das amostras; (3) análises laboratoriais e (4) modelagem estatística (Figura 4.1).

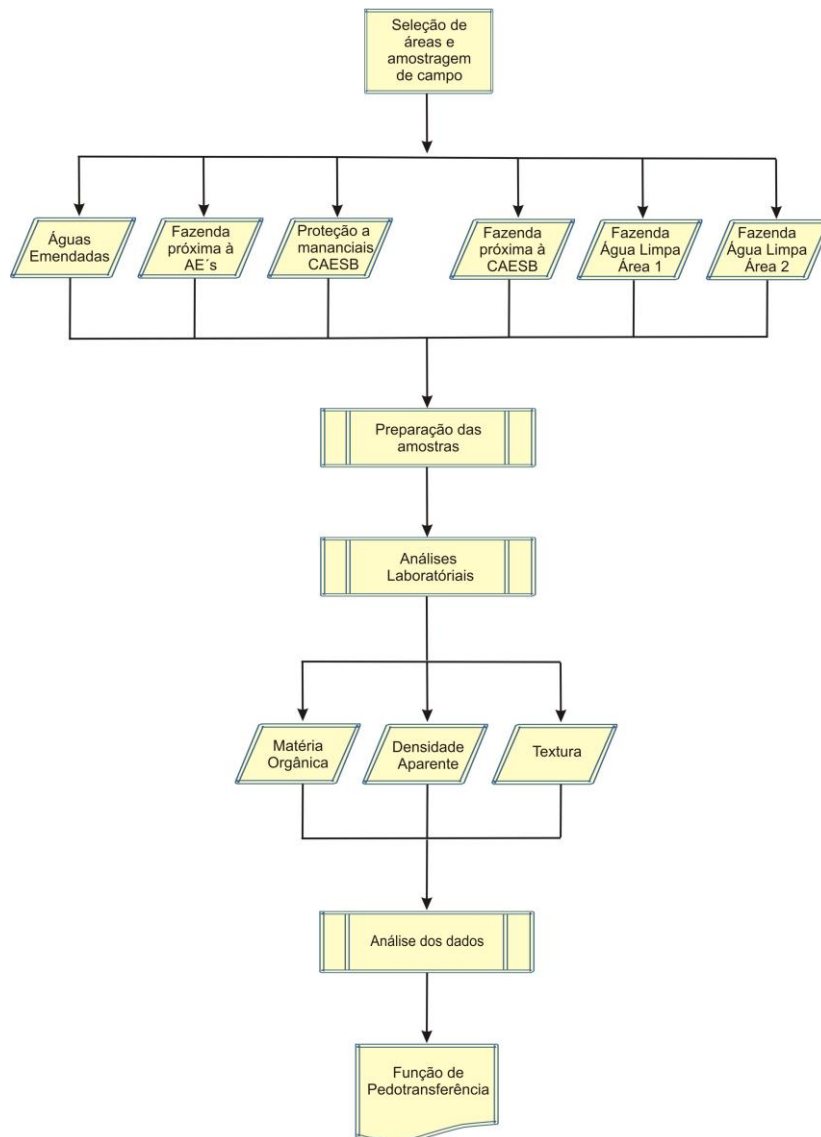
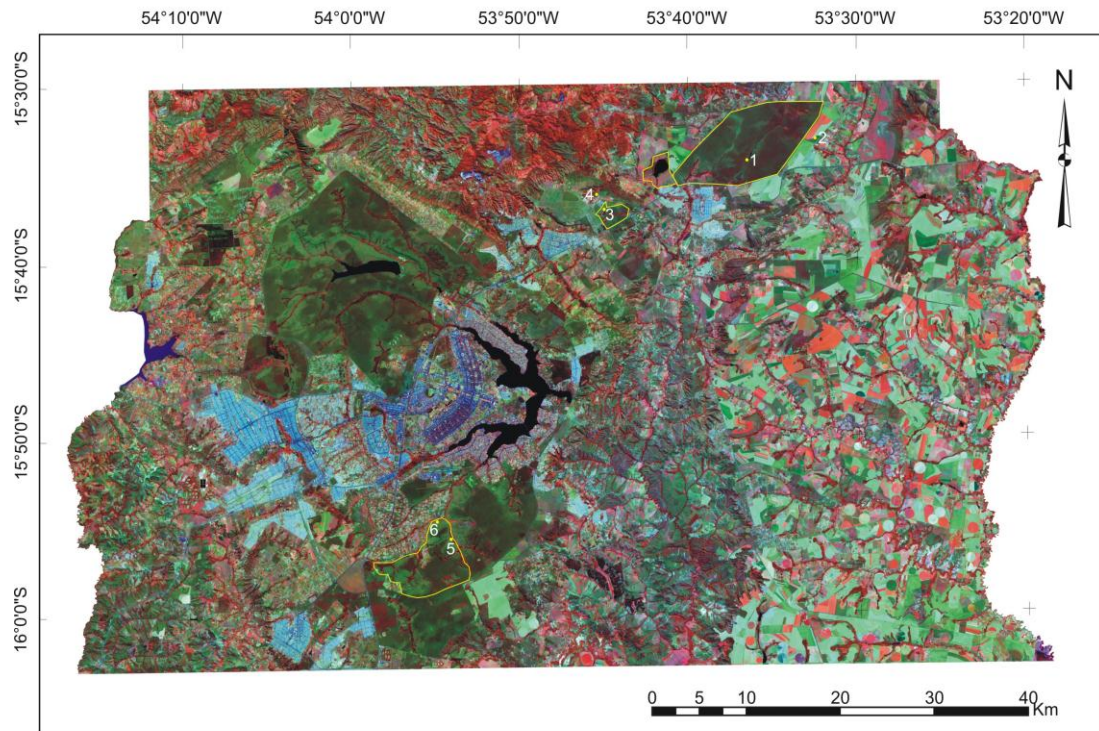


Figura 4.1: Fluxograma das etapas de desenvolvimento da função de pedotransferência para estimativa de estoques de carbono em solo de áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal.

O mapeamento das áreas de Campo Limpo Úmido realizado deu subsídio à escolha dos locais destinados à amostragem de solos e coletas de dados. Foram selecionadas seis áreas distintas localizadas preferencialmente em Unidades de Conservação ou próximas a estas, sendo três áreas sob Plintossolos e três áreas sob Gleissolos (Figuras 4.2 e 4.3).







LEGENDA

PONTOS DE COLETA

- | | | |
|--------------------------------------|------------------------------------|---------------------------|
| 1. Águas Emendadas | 3. Proteção de mananciais CAESB | 5. Fazenda Água Limpa UNB |
| 2. Fazenda próxima à Águas Emendadas | 4. Fazenda próxima à área da CAESB | 6. Fazenda Água Limpa UNB |

Figura 4.2: Áreas de estudo e coletas de solo.

Área	Nome	Fitofisionomia - Classe de solo	Foto
1.	Águas Emendadas	Campo Limpo Úmido – Gleissolo	

2.	Fazenda próxima à Águas Emendadas	Campo Limpo Úmido com Murundu – Plintossolo	
3.	Proteção de mananciais – CAESB	Campo Limpo Úmido com Murundu – Plintossolo	
4.	Fazenda próxima à CAESB	Campo Limpo Úmido – Gleissolo	



5.	Fazenda Água Limpa – Área 1	Campo Limpo Úmido com Murundu – Plintossolo	
6.	Fazenda Água Limpa – Área 2	Campo Limpo Úmido – Gleissolo	

Figura 4.3: Áreas de estudo e coletas de solo.

As áreas selecionadas para coletas de solo são áreas de Campo Limpo Úmido preferencialmente localizadas em Unidades de Conservação ou próximas a estas presentes em Áreas de Preservação Permanente. Este principal critério de escolha das áreas destinadas a coletas de solo é devido à conversão de ecossistemas naturais para uso agrícola exercer uma grande influência no destino do carbono estocado nos solos. Dependendo das características da área e do sistema de manejo adotado, essas alterações podem representar uma mudança no papel do solo como reservatório de C, alterando as taxas de emissão de CO₂ e CH₄.

Além disso, estas áreas foram selecionadas para a amostragem e coletas de solos tendo em vista: 1) facilidade de acesso; 2) são áreas de Campo Limpo Úmido presentes em Unidades de Conservação de relevante interesse para a preservação do Bioma

Cerrado; e 3) são representativas quanto aos solos predominantes em áreas úmidas, ou seja, Plintossolos e Gleissolos.

A vegetação das áreas de Campo Limpo Úmido, nos limites da área de estudo, consiste no predomínio de uma camada rasteira dominada por graminóides, sem camada lenhosa (Figura 4.4) quando há ausência de murundus, e ocorrem normalmente na transição entre as Florestas e o Cerrado *sensu stricto*, desempenhando uma importante ligação entre essas fisionomias (Eiten, 2001).

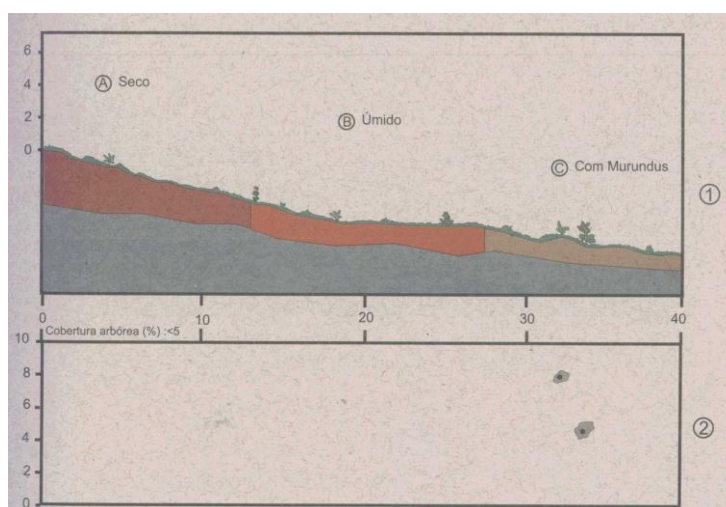


Figura 4.4: Diagrama do perfil. (1) cobertura arbórea (2) de um Campo Limpo representado em uma faixa de 40 m de comprimento e 10 de largura, onde a porção (a) mostra a vegetação em local mais seco, (b) em local mais úmido e (c) em local mal drenado com murunduns. Fonte: Sano et al. (2008).

Ocorrem em diversas posições topográficas, entretanto, foram encontrados com maior frequência nas encostas, nos olhos d'água, circundando as Veredas e na borda das Florestas de Galeria, sobre solos hidromórficos com gradações de umidade, e faixas de Campo Limpo Úmido onde o lençol freático é superficial, especialmente em áreas de nascentes, em encostas e nos fundos dos vales, seguido por Campo Limpo Seco em solo bem drenado. Dentre as classes de solos predominantes que ocorreram nas áreas de Campo Limpo Úmido estudadas, encontram-se os Plintossolos e os Gleissolos (Figura 4.5).





Tipo de Solo	Ambiente de Ocorrência	Perfil
Plintossolos		
Gleissolos		

Figura 4.5: Solos predominantes em áreas de Campo Limpo Úmido.

Nas áreas de Campo Limpo Úmido os Plintossolos apresentam drenagem variável. Àqueles com drenagem imperfeita são pouco coesos permitindo que a vegetação do tipo Campo Limpo Úmido, possa desenvolver-se, especialmente pela maior umidade do solo nesses ambientes. São solos que apresentam grande variabilidade em suas propriedades químicas, podendo ter na sua camada superficial alto ou baixo teor de carbono orgânico.

Além dos Plintossolos, ocorrem nas áreas de Campo Limpo Úmido, os Gleissolos, que apresentam drenagem dos tipos: mal drenado ou muito mal drenado, ocorrendo, com frequência, espessa camada escura de matéria orgânica mal decomposta sobre uma camada acinzentada (gleizada), resultante de ambiente de oxirredução.

As amostragens de solo foram realizadas nas seis áreas selecionadas (Figuras 4.2 e 4.3) - três áreas sob Plintossolo e três áreas sob Gleissolo - durante a época seca nos meses de agosto e setembro de 2010. Foi delimitado na região central de cada Campo Limpo Úmido, um transecto, iniciando na borda do Cerrado *sensu stricto* e finalizando

na Mata de Galeria ou na Vereda, atravessando toda a extensão do Campo Limpo Úmido. Estes transectos foram definidos em função da largura do Campo Limpo Úmido e em cada área foram demarcados 4 pontos amostrais (Figura 4.6).

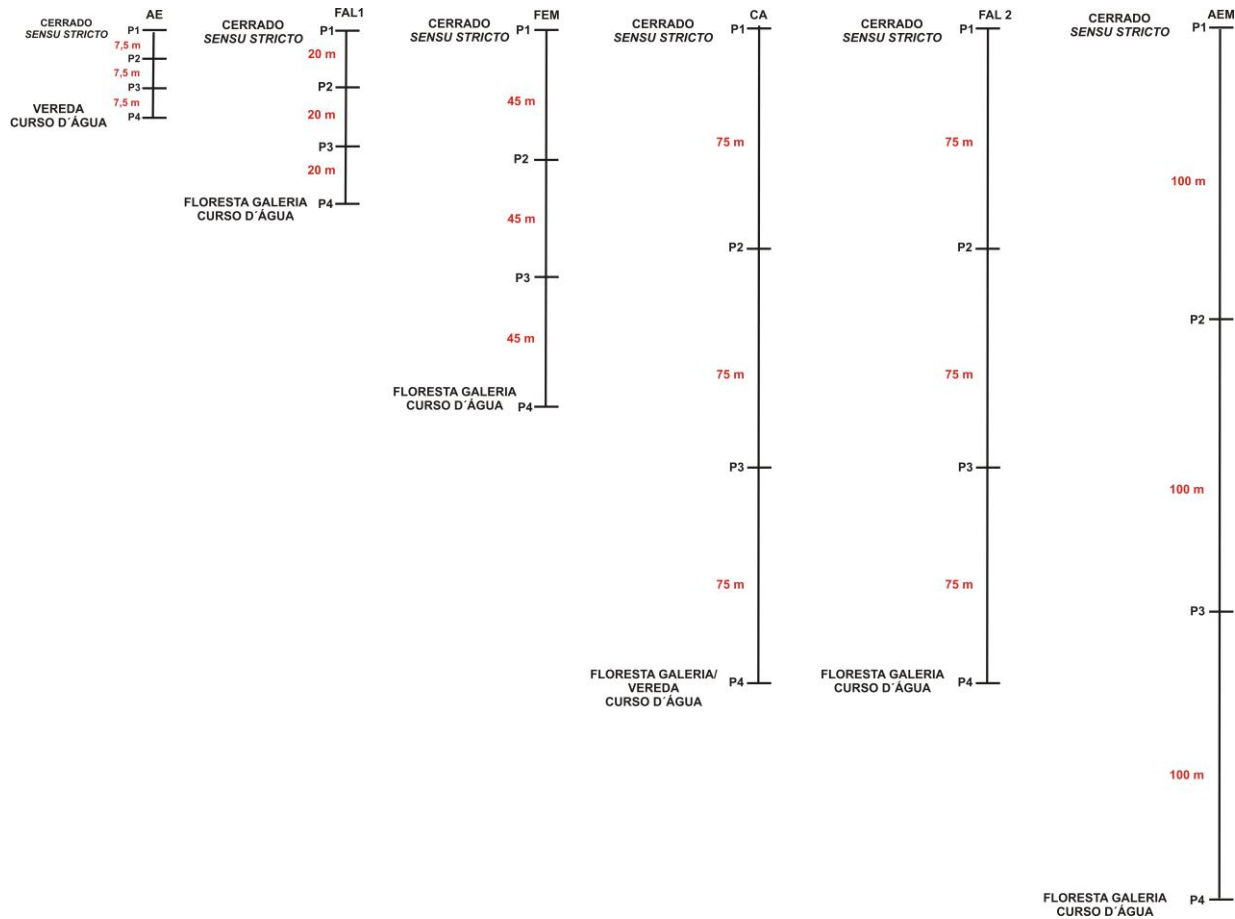


Figura 4.6: Transectos demarcados em cada área experimental.

Para determinação da matéria orgânica e textura do solo, foram coletadas amostras deformadas utilizando trado holandês (Figura 4.7A) e para a determinação da densidade aparente foram coletadas amostras indeformadas com auxílio de anéis volumétricos (Figura 4.7B); ambas as amostragens foram realizadas em sete profundidades: 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm e 50-60 cm, totalizando 168 amostras (6 áreas x 4 pontos x 7 profundidades), sendo 84 amostras referentes as áreas de Campo Limpo Úmido sob Gleissolos e 84 amostras referentes as áreas de Campo Limpo Úmido sob Plintossolos (84 + 84 = 168 amostras).



Figura 4.7: (A) Coleta deformada de solo utilizando trado holandês e (B) Coleta indeformada de solo utilizando trado com anel volumétrico.

As amostras de solo coletadas foram secas ao ar no laboratório de solos da Embrapa Cerrados e posteriormente foram destorroadas manualmente utilizando um rolo e passadas em peneira de 2 mm para obtenção da fração denominada terra fina seca ao ar menor que 2 mm (TFSA). Essas amostras foram trituradas com o auxílio de um moedor de café tomando-se sempre o cuidado com a contaminação. A cada troca de amostra foi realizada a higienização com álcool e folhas de papel toalha tanto do moedor de café, quanto das peneiras. Além disso, a cada 4 amostras, as peneiras eram lavadas com detergente neutro e água. No gral e no pistilo, utilizaram-se água e detergente neutro para retirar o solo e logo após lavava-os com álcool. O solo foi moído e passado em peneira de malha de 0,25 mm o material retido era triturado utilizando a ajuda do gral de pedra e do pistilo até o solo conseguir passar pela malha.

Em seguida, subamostras foram pesadas entre 20 e 30 mg, com precisão de 4 casas decimais, em cápsulas de estanho (Figura 4.8), logo após as pesagens iniciou-se as análises via combustão seca.

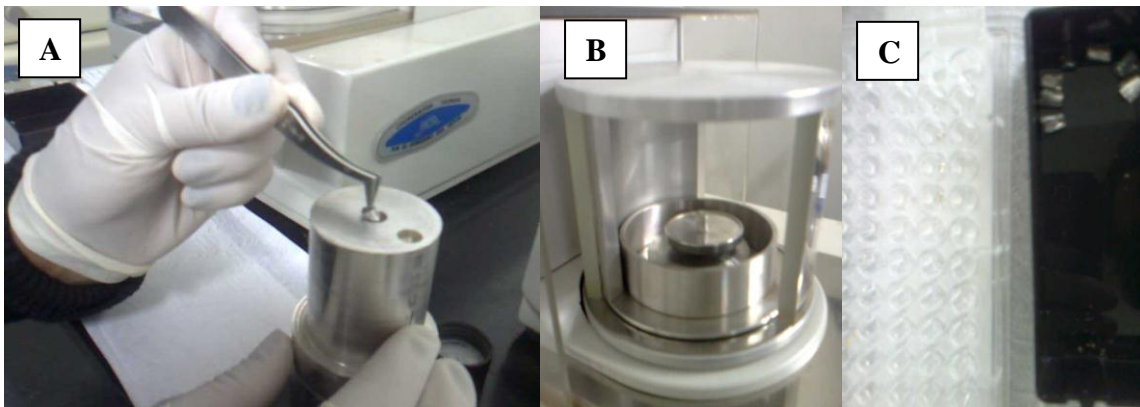


Figura 4.8: (A) Preparação para preenchimento com solo da cápsula de estanho; (B) Balança de precisão com cápsula sendo pesada e (C) Cápsulas prontas para serem analisadas e cápsulas de estanho vazias.

Para determinação do teor de C total no solo, foi utilizado o método analítico por combustão seca, a 900°C (CHNS/O) em analisador elementar (Perkin Elmer, PE-2400 Séries II) (Figura 4.9). A cada 10 amostras o aparelho foi calibrado com amostras-padrão - cistina. Essas análises foram realizadas no laboratório de solos da Embrapa Cerrados.



Figura 4.9: Analisador elementar - Perkin Elmer, PE-2400 Séries II - no laboratório de solos da Embrapa Cerrados.

O multianalisador utiliza método de combustão para converter os elementos na amostra em gases simples (CO₂, H₂O e N₂). A amostra é primeiramente oxidada num ambiente puro e rico em oxigênio. Os produtos produzidos na zona de combustão incluem CO₂, H₂O e N₂. Os gases resultantes são homogeneizados e controlados em condições exatas de pressão, temperatura e volume. Os gases homogeneizados são levados a despressurização através de uma coluna onde são separados e detectados em função de suas condutividades térmicas.

A textura do solo foi determinada pela análise granulométrica – procedimentos para determinação em anexo - a qual permite classificar os componentes sólidos em classes de acordo com seus diâmetros. Esse método baseia-se na velocidade de queda das partículas que compõem o solo. Fixa-se o tempo para o deslocamento vertical na suspensão do solo com água, após a adição de um dispersante químico. Pipeta-se um volume da suspensão, para determinação da argila que seca em estufa é pesada. As frações grosseiras (areia fina e grossa) são separadas por peneiração, secas em estufa e pesadas para obtenção dos respectivos percentuais. O silte corresponde ao complemento dos percentuais para 100%. É obtido por diferença das outras frações em relação à amostra original (EMBRAPA, 1997).

Os métodos empregados na determinação da densidade aparente fundamentam-se na obtenção de dois dados principais: a massa e o volume da amostra do solo. A massa é facilmente determinada pesando-se a amostra depois de seca em estufa a 110°C. Para a determinação do volume, neste trabalho, foi utilizado o método do anel volumétrico que se fundamenta no uso de um anel de aço, de bordos cortantes e capacidade interna conhecida, que neste caso foi de 100 cm³. Obtida a amostra de solo com sua estrutura natural, indeformada, a mesma é secada em estufa e logo após a amostra é pesada, podendo calcular a densidade aparente pela seguinte fórmula:

$$D_a = M/V \quad (4.1)$$

Sendo:

D_a = densidade aparente;

M = massa em gramas; e

V = volume em centímetros cúbicos.

Para o desenvolvimento da função de pedotransferência foi aplicado uma regressão não-linear múltipla onde o teor de carbono - %C - é a variável dependente e a densidade aparente em g.cm^{-3} (Da), % argila (A), % silte (S), % areia (Ar) e profundidade da camada em cm (p), considerando como valor de profundidade a metade da camada são as variáveis independentes.

Tradicionalmente, transformam-se as variáveis de alguns modelos não lineares de forma a linearizar a relação e a permitir a sua análise através da regressão linear. Atualmente, a capacidade de processamento dos PC e a disponibilidade de software possibilitam o ajuste de funções não lineares diretamente aos dados – análise da regressão não-linear (Esteves, 2010). O modelo geral é representado por:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{1i}^a + \dots + \beta_m x_{mi}^m \quad (4.2)$$

Onde o y_i é a variável dependente, x_i as independentes, a e m os expoentes e β são os coeficientes. Pretende-se ajustar a função aos dados empíricos de forma a minimizar os erros $\varepsilon = (y - y_i)$, sendo y o valor medido e y_i o valor estimado. O objetivo é estimar o parâmetro da função de modo a minimizar a soma dos quadrados dos erros, SQE, este procedimento é designado método dos mínimos quadrados (MMQ).

$$SQE = \sum (y - y_i)^2 \quad (4.3)$$

No caso de funções não-lineares, não é possível obter as estimativas dos parâmetros num único passo, como no caso de regressões lineares (Esteves, 2010). Sendo assim, a SQE foi minimizada através de um processo iterativo (cíclico) utilizando um algoritmo apropriado, no caso a ferramenta Solver® do Microsoft Excel 2007® que necessita dos valores iniciais dos coeficientes e expoentes.

A ferramenta Solver® é acessada pelo menu Ferramentas do Excel®. Caso não conste da lista de ferramentas, poderá ser instalado selecionando Suplemento Solver na caixa de diálogo que se abre através de Ferramentas>Suplementos. Se a opção

Suplemento Solver não surgir nesta caixa de diálogo, então será necessário instalar software recorrendo ao CD de instalação do Microsoft Office®.

Para iniciar o processo de estimação dos parâmetros – coeficientes e expoentes - do modelo de regressão não-linear utilizando o Solver® necessariamente, deve se indicar: a célula destino (neste caso, a expressão que será minimizada é a SQE), o tipo de otimização (maximização, minimização ou atingir determinado valor-alvo, neste caso, o tipo de otimização escolhida foi minimização) e as células que contêm os valores (iniciais) dos parâmetros que serão estimados – coeficientes e expoentes - e que irão variar durante o processo de otimização. As estimativas iniciais dos parâmetros podem ser especificadas simplesmente com base em um palpite. Nesse trabalho utilizaram-se como parâmetros iniciais o “1” para coeficientes e “1” para os expoentes.

Caso o número de iterações máximas (que por *default* é igual a 100) seja excedido sem que se tenha chegado a uma solução, surge um caixa de diálogo de aviso que permite parar ou continuar o processo iterativo. Logo após a convergência do processo de otimização, uma caixa de diálogo surge. Neste caso, é possível Aceitar a solução proposta pelo Solver® ou repor valores originais, e obter relatórios mais completos das soluções encontradas pelo Solver®. No final do processo de otimização, e após aceitar a solução proposta pelo Solver®, as estimativas dos parâmetros são apresentadas nas células destino.

A avaliação da eficiência da predição da função de pedotransferência obtida foi feita com base no coeficiente de determinação (R^2), no erro-padrão da estimativa (EPE) e análises gráficas da regressão e resíduos. O coeficiente de determinação mede a proporção da variação em x que é explicada pela variável independente y no modelo de regressão (Levine et al., 2008). É obtido pela soma dos quadrados da regressão (ou seja, a variação explicada) dividida pela soma total dos quadrados (ou seja, a variação total).

$$r^2 = \frac{\text{soma dos quadrados da regressão}}{\text{soma total dos quadrados}} = \frac{SQReg}{STQ} \quad (4.4)$$

Embora o método dos mínimos quadrados resulte na linha que ajusta os dados com a quantidade mínima de erro, a menos que todos os pontos de dados observados se

posicionem em uma linha reta, a linha de previsão não se configura como um mecanismo perfeito de previsão (Levine et al., 2008). Uma estatística importante, chamada de **erro-padrão da estimativa**, mede a variabilidade em torno da linha de previsão dos valores de y previstos para cada x da regressão. Ele é mensurado nas mesmas unidades da variável dependente, y (Levine et al., 2008). O erro-padrão da estimativa, representado pelo símbolo S_{yx} , é definido pela equação:

$$S_{yx} = \sqrt{\frac{SQR}{n-2}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{n-2}} \quad (4.5)$$

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Inicialmente foram selecionados dois subconjuntos de dados considerados independentes: 140 amostras para o desenvolvimento da pedofunção e 28 amostras para teste e validação. Os dados utilizados na validação abrangem valores de teores de carbono, silte, areia, argila e densidade aparente, da faixa de valores utilizados no desenvolvimento da FPT.

A amplitude de variação para as diferentes propriedades utilizadas é apresentada nas Tabelas 4.1 e 4.2. Para o conjunto de dados utilizados na função de pedotransferência a textura dos solos variou de arenosa (com teores de areia de até 870 g kg⁻¹ de solo) a muito siltosa (teores de argila de 800 g kg⁻¹ de solo). Os valores de densidade do solo variaram de 0,17 a 1,50 g cm⁻³ e sua média foi de 0,67 g cm⁻³. Solos com altos teores de matéria orgânica tendem a possuir baixos valores de densidade aparente, verificados nos dados analisados neste trabalho. Os teores de carbono variaram de 5,70 a 179,50 g kg⁻¹ com valores de média e mediana de 61,80 e 59,05 g kg⁻¹, respectivamente.

Tabela 4.1: Estatísticas descritivas das variáveis utilizadas na função de pedotransferência.

Estatísticas	Dados utilizados na função de pedotransferência					
	Profundidade	Da	C	Areia	Argila	Silte
	Cm	g.cm ⁻³	%			
Média	30,71	0,67	6,18	18,42	41,74	39,84
Mediana	30	0,58	5,91	10	42	39
Desvio- Padrão	19,05	0,34	4,26	21,54	17,99	19,26
Mínimo	5	0,17	0,57	2	6	3
Máximo	60	1,50	17,95	87	74	80
N	140	140	140	140	140	140

Tabela 4.2: Estatísticas descritivas das variáveis utilizadas na validação da função de pedotransferência.

Estatísticas	Dados utilizados na validação da função de pedotransferência					
	Profundidade	Da	C	Areia	Argila	Silte
	cm	g.cm ⁻³	%			
Média	30,71	1,09	2,22	45,57	31,43	21
Mediana	30	1,11	1,73	46	29	19
Desvio- Padrão	19,33	0,33	1,70	31,02	19,95	14,17
Mínimo	5	0,40	0,39	10	8	5
Máximo	60	1,71	6,79	85	58	55
N	28	28	28	28	28	28

No desenvolvimento da função de pedotransferência, para a estimativa do teor de carbono em áreas de Campo Limpo Úmido, em um primeiro momento foram utilizadas como variáveis independentes todas propriedades do solo consideradas neste estudo (Tabela 4.3), baseada na forte relação linear entre densidade aparente e % carbono (C) (Kiehl, 1979; Bernoux et al., 1998), assim como entre % argila e % C e entre % silte e % C (Kiehl, 1979).

O tamanho das partículas tem influência direta nas propriedades físicas e químicas do solo. Normalmente as partículas menores são as mais ativas. Por isso, a proporção dos componentes de tamanho menor (argila e silte) e maior (areia e cascalho), juntamente com seu arranjo em agregados irá determinar no solo algumas características bastante importantes, como tamanho e quantidade de poros, permeabilidade à água, grau de plasticidade, pegajosidade, facilidade de trabalhos com máquinas e resistência à erosão (Lepsch, 2002).

Quanto mais ricos de areia forem os solos, mais quentes e arejados serão e, conseqüentemente, mais favoráveis à decomposição da matéria orgânica e mais pobres em carbono e nitrogênio. Já o aumento dos conteúdos de carbono e de nitrogênio graças à elevação dos teores de silte e argila no solo, é consequência, dentre outros fatores, da diminuição da aeração, do menor aquecimento pela radiação solar e pela maior umidade, fatores que contribuem para o acúmulo de matéria orgânica e, conseqüentemente, de carbono e nitrogênio (Kiehl, 1979). Além disso, os solos argilosos possuem mais pontes de cátions (Fe^{3+} e Al^{3+} em solos ácidos) entre as superfícies de argila e moléculas orgânicas que são prontamente lixiviadas em solos arenosos (Resck et al., 2008).

A densidade aparente geralmente aumenta com a profundidade do perfil, pois, as pressões exercidas pelas camadas superiores sobre as subjacentes, provocam o fenômeno da compactação, reduzindo a porosidade. A movimentação do material fino dos horizontes superiores para os inferiores, por eluviação, também concorre para reduzir os espaços porosos e aumentar a densidade dessas camadas (Kiehl, 1979; Cerri et al., 2006). Incrementos no teor de matéria orgânica do solo podem determinar redução na densidade do solo pelo aumento da agregação e porosidade e também porque a densidade de partícula de resíduos vegetais é menor do que partículas minerais.

O carbono do solo diminui em profundidade e vários estudos demonstram seu decaimento (Arrouays e Pelissier, 1994; Bernoux et al., 1998; Brossard et al., 1997; Machado, 2005; Meirelles et al., 2006).

Na Tabela 4.3, é apresentada a equação de regressão não-linear para a estimativa do teor de carbono em áreas de Campo Limpo Úmido, assim como, os valores de coeficiente de regressão (R^2) e erro-padrão da estimativa (EPE). O coeficiente de determinação (R^2) indicou a qualidade da regressão que, a um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), obteve valor de 0,84, ou seja, mais de 80% da variação total é comum aos elementos que constituem os pares analisados. Ao gerar a função foi estabelecida uma restrição aos resultados das estimativas dos teores de carbono, ou seja, $y_i \geq 0$.

Tabela 4.3: Equação para estimativa do teor de carbono em solos de áreas de Campo Limpo Úmido do DF e respectivos coeficientes de determinação e erro-padrão da estimativa.

Variável Independente	Equação	R^2	EPE
Conjunto único de dados			
C% =	$26,3 * Da^{(-0,19)} + 16,91 * a^{0,01} + (-114,13) * ar^{(-2,44)} + 0,001 * s^{1,74} + 167,49 * p^{(-0,001)} + (-208,83)$	0,84	1,55

Da = densidade aparente; a = areia; ar = argila; s = silte e p = profundidade.

Se analisarmos a pedofunção gerada observamos que uma das consequências do aumento do teor de matéria orgânica no solo é a redução da densidade do solo. Essa relação ocorre em campo, como já demonstrado por Kiehl (1979) e Cerri et al. (2006), entretanto, as práticas de manejo podem alterar a densidade do solo e, assim, ao se considerar uma mesma profundidade de uma área cultivada e de uma área sob vegetação nativa, as massas de solo serão diferentes, podendo levar a interpretações equivocadas (Pillon, 2000; Jantalia et al., 2006; Fernandes e Fernandes, 2008). Portanto, comparar camadas de solo idênticas também é fator decisivo na interpretação dos resultados, especialmente de conteúdo C, pois camadas mais espessas implicam em uma maior massa equivalente de solo, com reflexos diretos sobre o conteúdo total (Pillon, 2000; Fernandes e Fernandes, 2008).

Ressalta-se, que como no estudo de caso desta pesquisa, quando a intenção do trabalho é apenas quantificar esses estoques para uma área, esse cálculo é desnecessário.

Neste caso, basta considerar a concentração de C do solo determinada, multiplicada pela densidade aparente e espessura da camada estudada.

O modelo descreveu bem os teores de carbono em solo de áreas de Campo Limpo Úmido do DF (Figura 4.10 A). O grau de correlação entre os valores estimados e observados dá uma idéia da dispersão das estimativas em relação à regressão linear dos dados. Nessa comparação, quanto mais próximo de um for o coeficiente angular e mais próximo de zero for o coeficiente linear, menor é o desvio em relação à linha 1:1 e maior é a concordância entre os valores observados e os estimados pelo modelo. O coeficiente de determinação (R^2) indicou a qualidade da regressão que, a um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), obteve valor de 0,84, ou seja, mais de 80% da variação total é comum aos elementos que constituem os pares analisados.

Para os dados utilizados na validação do modelo o gráfico que apresenta a relação entre os dados preditos e observados mostra que há uma boa concordância na estimativa (Figura 4.10 B) que a um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) apresentaram um coeficiente de determinação (R^2) de 0,91 e um erro-padrão da estimativa (EPE) de 0,70.

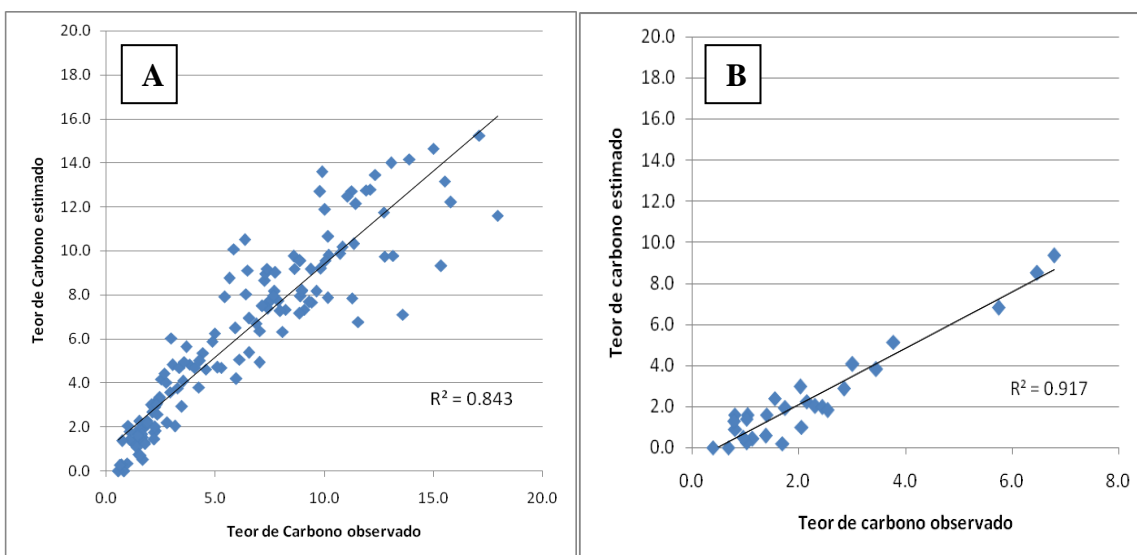


Figura 4.10: (A) Diagrama de dispersão das 140 amostras de teores de carbono observados e estimados pelo modelo proposto. (B) Diagrama de dispersão das 28 amostras utilizadas na validação da função para estimativa de teores de carbono.

Na tentativa de melhorar a capacidade preditiva da função de pedotransferência, foi realizada análise de correlação para evitar o uso de variáveis independentes redundantes, isto é, que tenham alto coeficiente de correlação entre si (Tabela 4.4). Observa-se a elevada correlação da variável silte com a densidade aparente, assim como, do silte com a areia. Pode-se destacar ainda, as correlações da densidade aparente com a areia e a areia com a argila (Tabela 4.4).

Tabela 4.4: Análise de correlação entre as variáveis estudadas.

VARIÁVEL	Da	Areia	Argila	Silte	Profundidade
Da	1				
Areia	0,53	1			
Argila	0,14	-0,53	1		
Silte	-0,73	-0,61	-0,33	1	
Profundidade	0,48	0,02	0,21	-0,22	1

Com base nos resultados da análise de correlação foi desenvolvida uma função de pedotransferência apenas com as variáveis independentes densidade aparente, argila e profundidade (Tabela 4.5), ou seja, foram isoladas as variáveis silte e areia devido as elevadas correlações da variável silte com a densidade aparente, assim como, silte com a areia e areia com a densidade aparente (Tabela 4.4). Ao gerar a função foi estabelecida uma restrição aos resultados das estimativas dos teores de carbono, ou seja, $y_i \geq 0$.

Tabela 4.5: Equação para estimativa do teor de carbono em solos de áreas de Campo Limpo Úmido do DF e respectivos coeficientes de determinação e erro-padrão da estimativa.

Variável Independente	Equação	R ²	EPE
Conjunto com silte e areia isoladas			
C% =	$10,5*Da^{(-0,47)} + 2,52 *ar^{(-0,03)} + 46,6* p^{(-13,21)}+(-10,3)$	0,80	1,67

Da = densidade aparente; a = areia; ar = argila; s = silte e p = profundidade.

No desenvolvimento da FPT, foi constatado que as variáveis silte e areia podem ser utilizadas como variáveis independentes, juntamente com as variáveis, densidade,

areia e silte ou podem ser isoladas da função, conforme é indicado pelos R^2 obtidos (Tabela 4.3 e 4.5) (Figura 4.11A e 4.11B), ou seja, a ausência das variáveis silte e areia na FPT de maneira geral, não produziu melhorias consideráveis na capacidade preditiva da pedofunção, visto que o coeficiente de determinação está acompanhado por um aumento no erro-padrão da estimativa.

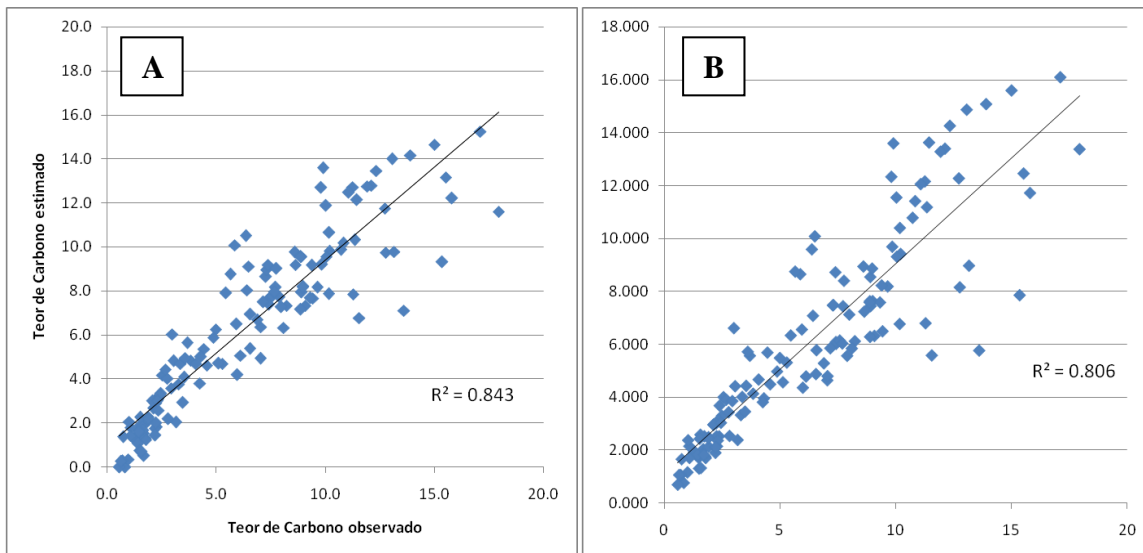


Figura 4.11: (A) Diagrama de dispersão das 140 amostras de teores de carbono observados e estimados pelo modelo proposto utilizando um conjunto único de dados. (B) Diagrama de dispersão das 140 amostras de teores de carbono observados e estimados pelo modelo proposto utilizando um conjunto sem as variáveis silte e areia.

Foi verificada a presença de valores anômalos através da análise dos resíduos gerados a partir da estimativa dos teores de C pelos modelos propostos, ou seja, a diferença entre os valores de %C medidos e os valores de %C previstos (Figuras 4.12 e 4.13). Foram considerados anômalos valores acima da média ± 2 desvios padrão. Para a função que utilizou todas variáveis o intervalo de valores anômalos encontra-se acima de 3,39 e -3,34 já para a função que isolou silte e areia foram considerados valores anômalos acima de 3,93 e -3,56.

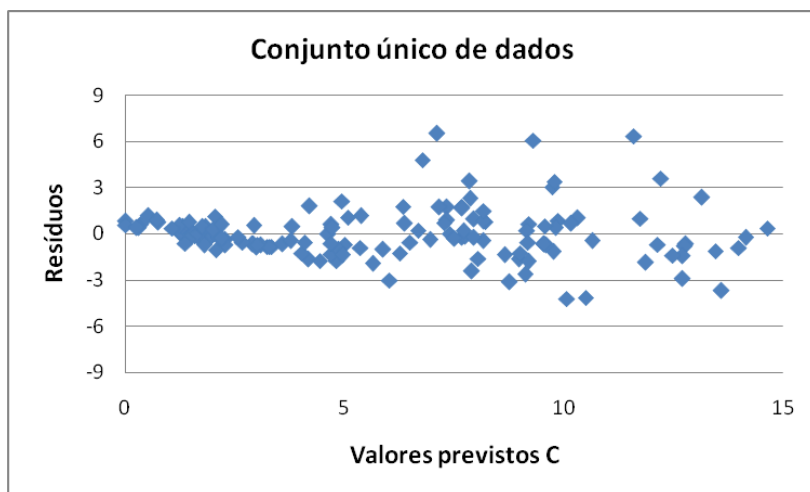


Figura 4.12: Diagrama de dispersão dos resíduos gerados por meio das diferenças entre os valores de %C medidos e os %C previstos pela pedofunção que utilizou todas variáveis.

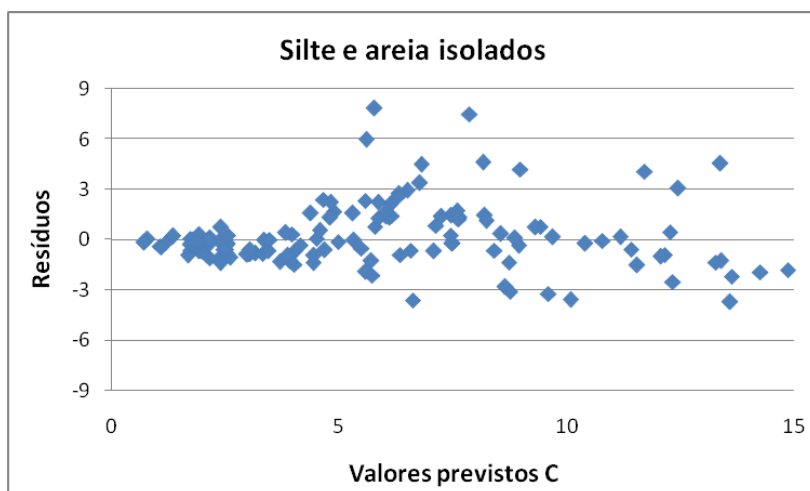


Figura 4.13: Diagrama de dispersão dos resíduos gerados por meio das diferenças entre os valores de %C medidos e os %C previstos pela pedofunção que isolou as variáveis silte e areia.

Os gráficos mostram que os resíduos ocorrem aleatoriamente, com dispersão sem tendência forte para ser maior ou menor que zero. Entretanto, verificou-se uma maior dispersão para os maiores valores de C previstos. Estes valores contribuíram negativamente para a eficiência das pedofunções e podem ser associados à utilização de dados de dois tipos de solos diferentes – Plintossolos e Gleissolos - para gerar as funções. Na tentativa de melhorar a capacidade preditiva das funções de pedotransferência, procedeu-se à separação dos tipos de solo.

Para tanto, foram selecionados quatro subconjuntos de dados considerados independentes:

- Subconjunto 1: 56 amostras para o desenvolvimento da pedofunção para áreas de Campo Limpo Úmido sob Gleissolos;
- Subconjunto 2: 28 amostras referentes a áreas sob Gleissolos para teste e validação;
- Subconjunto 3: 56 amostras para o desenvolvimento da pedofunção para áreas de Campo Limpo Úmido sob Plintossolos;
- Subconjunto 4: 28 amostras referentes a áreas sob Plintossolos para teste e validação.

No desenvolvimento das funções de pedotransferência, para a estimativa do teor de carbono em áreas de Campo Limpo Úmido, tanto sob Gleissolos quanto sob Plintossolos, foram utilizadas como variáveis independentes todas propriedades do solo consideradas neste estudo (Tabela 4.6), baseada na forte relação linear entre densidade aparente e % carbono (C) (Kiehl, 1979; Bernoux et al., 1998), assim como entre % argila e % C e entre % silte e % C (Kiehl, 1979). Os dados utilizados na validação abrangem valores de teores de carbono, silte, areia, argila e densidade aparente, da faixa de valores utilizados no desenvolvimento da FPT.

Na Tabela 4.6, são apresentadas as equações de regressão não-linear para a estimativa do teor de carbono em áreas de Campo Limpo Úmido sob Gleissolos, assim como, para áreas de Campo Limpo Úmido sob Plintossolos. Os valores de coeficientes de regressão (R^2) e erros-padrão das estimativas (EPE), também são apresentados na tabela. O coeficiente de determinação (R^2) indicou a qualidade da regressão que, a um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), obteve valor de 0,86, para as áreas de Campo Limpo Úmido sob Gleissolos e um valor de R^2 de 0,75 para as áreas de Campo Limpo Úmido sob Plintossolos. Ao gerar a função foi estabelecida uma restrição aos resultados das estimativas dos teores de carbono, ou seja, $y_i \geq 0$.

Tabela 4.6: Equações para estimativa do teor de carbono em solos de áreas de Campo Limpo Úmido do DF sob Gleissolos assim como, para áreas de Campo Limpo Úmido sob Plintossolos e respectivos coeficientes de regressão e erros-padrão das estimativas.

Variável Independente	Equação	R ²	EPE
Gleissolos			
C% =	$1,33 * Da^{(-1,35)} + 10,35 * a^{(-4,33)} + 0,51 * ar^{(0,27)} + 0,42 * s^{0,63} + 14,30 * p^{(-3,63)} + (-2,58)$	0,86	1,54
Plintossolos			
C% =	$2,13 * Da^{(-1,16)} + 3,92 * a^{(-0,82)} + 1,70 * ar^{(-0,45)} + (-3,71) * s^{(-3,77)} + 12,84 * p^{(-3,41)} + (-0,05)$	0,75	1,18

O modelo desenvolvido para as áreas de Campo Limpo Úmido sob Gleissolos descreveu bem os teores de carbono em solo (Figura 4.14A), apresentando melhorias na capacidade preditiva para este tipo de solo. Nos gráficos quanto menor é o desvio dos pontos em relação à linha maior é a concordância entre os valores observados e os estimados pelo modelo. O coeficiente de determinação (R²) indicou a qualidade das regressões que, a um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), para as áreas sob Gleissolos obteve valor de 0,86, ou seja, mais de 80% da variação total é comum aos elementos que constituem os pares analisados e para áreas sob Plintossolos o valor do coeficiente de determinação foi de 0,75 (Figura 4.14B).

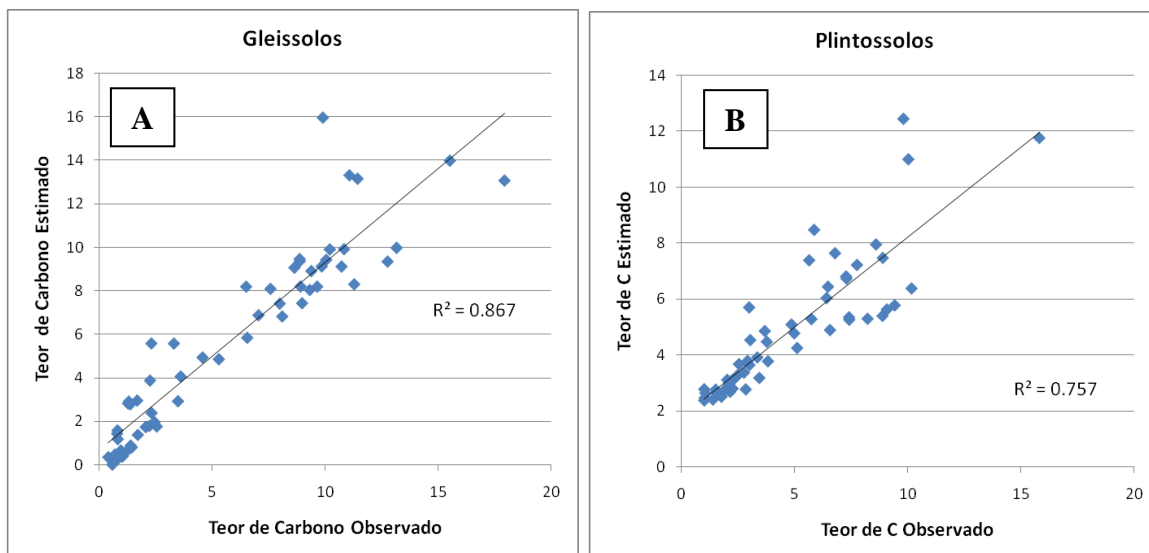


Figura 4.14: (A) Diagrama de dispersão das 56 amostras de teores de carbono observados e estimados pelo modelo proposto utilizando o conjunto de dados dos Gleissolos. (B) Diagrama de dispersão das 56 amostras de teores de carbono observados e estimados pelo modelo proposto utilizando o conjunto de dados dos Plintossolos.

Para os dados utilizados nas validações dos modelos os gráficos que apresentam a relação entre os dados preditos e observados mostram que para as áreas de Campo Limpo Úmido sob Gleissolos houve uma boa concordância na estimativa (Figura 4.15A) que a um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) apresentou um coeficiente de determinação (R^2) de 0,95. Entretanto, para os resultados referentes à validação das áreas de Campo Limpo Úmido sob Plintossolos o coeficiente de determinação foi de 0,54 (Figura 4.15B).

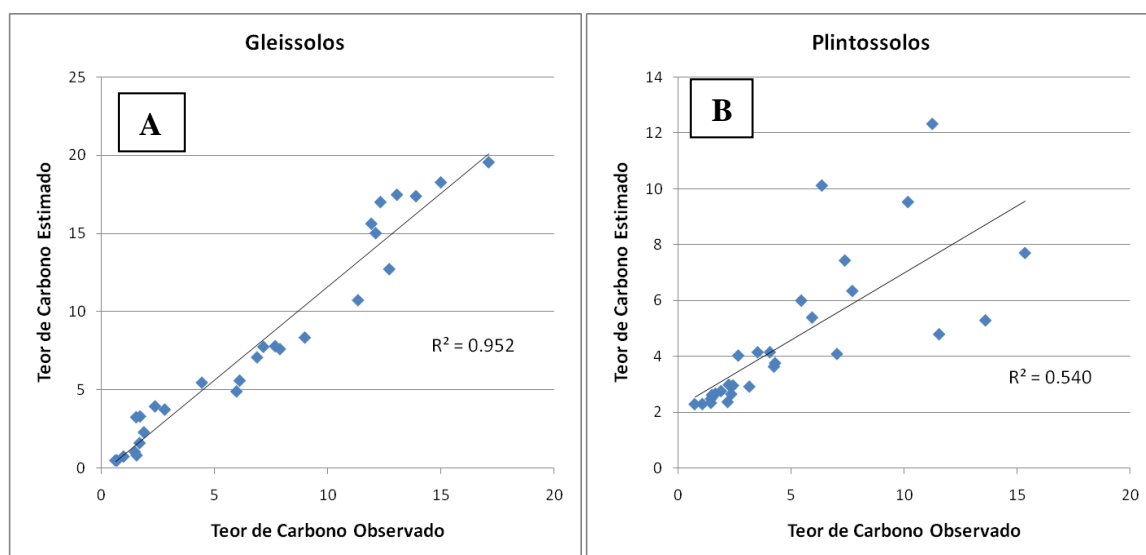


Figura 4.15: (A) Diagrama de dispersão das 28 amostras utilizadas na validação da função para estimativa de teores de carbono utilizando o conjunto de dados dos Gleissolos. (B) Diagrama de dispersão das 28 amostras utilizadas na validação da função para estimativa de teores de carbono utilizando o conjunto de dados dos Plintossolos.

Através da análise dos resíduos foi verificada a maior presença de valores anômalos para os dados referentes às áreas de Campo Limpo Úmido sob Plintossolos (Figuras 4.16 e 4.17). Foram considerados anômalos valores acima da média ± 2 desvio padrão. Para a função que utilizou os dados de Gleissolos o intervalo de valores anômalos encontra-se acima de 3,42 e -3,21 já para a função que utilizou os dados de Plintossolos foram considerados valores anômalos acima de 3,18 e -3,33. Os *outliers* estão presentes com frequência nos valores mais altos de teor de C e ocorrem nas camadas superficiais do solo, para até 20 cm.

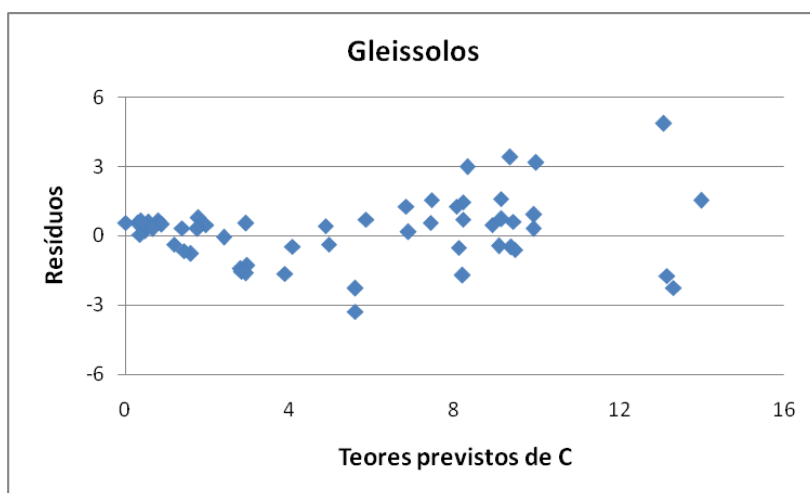


Figura 4.16: Diagrama de dispersão dos resíduos gerados por meio das diferenças entre os valores de %C medidos e os %C previstos pela pedofunção que utilizou dados das áreas de Campo Limpo Úmido sob Gleissolos.

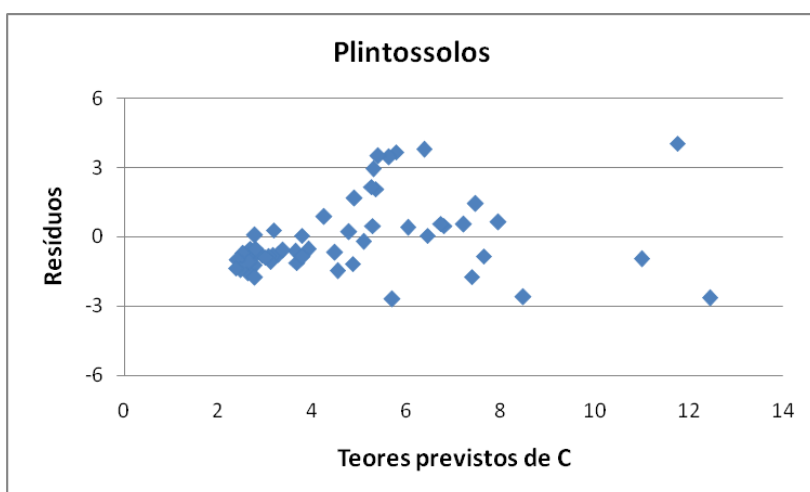


Figura 4.17: Diagrama de dispersão dos resíduos gerados por meio das diferenças entre os valores de %C medidos e os %C previstos pela pedofunção que utilizou dados das áreas de Campo Limpo Úmido sob Plintossolos.

Foi verificado a partir das avaliações das eficiências da predição das funções de pedotransferências, ou seja, com base nos coeficientes de determinação (R^2), nos erros-padrão das estimativas (EPE) e análises gráficas da regressão e resíduos, que para os Gleissolos o modelo desenvolvido descreveu bem os teores de carbono em solo (Figuras 4.14, 4.15, 4.16 e 4.17). Entretanto, o modelo desenvolvido para os Plintossolos não apresentou, com tanto vigor, melhorias na capacidade preditiva em comparação aos outros modelos desenvolvidos.

Os Plintossolos apresentam uma maior oscilação do lençol freático em comparação aos Gleissolos, o que conseqüentemente afeta sua dinâmica associada à acumulação da matéria orgânica. As variações no hidroperíodo afetam fortemente os processos edáficos de decomposição e determinam a entrada e a saída de materiais no sistema, principalmente o carbono (Ferreira et al., 2008).

Os Plintossolos são solos formados sob condições de algum impedimento ao movimento da água gravitativa, mormente em locais em que há grande oscilação do lençol freático facilitando a formação da plintita (Lepsch, 2002). Esta classe corresponde a solos minerais hidromórficos, com séria restrição à percolação de água, encontrados em situações de alagamento temporário e, portanto, escoamento lento (Reatto et al., 1998).

Já os Gleissolos são solos desenvolvidos em materiais inconsolidados (sedimentos ou saprolito) e muito influenciados por ocorrências de encharcamento prolongado. Tais condições são normalmente ocasionadas por um lençol freático próximo à superfície, pelo menos em alguns meses do ano, o que deixa os poros saturados com água por tempo relativamente prolongado. Essa saturação, na presença de matéria orgânica, diminui o oxigênio dissolvido e provoca a redução química e dissolução dos óxidos de ferro, que é transformado, e parcialmente removido, o que faz com que surjam cores cinzentadas no horizonte subsuperficial (Lepsch, 2002).

As pedofunções publicadas mostram grandes diferenças de desempenho quando aplicadas em outros ambientes que não aqueles em que foram ajustadas.

Portanto, indica-se que os modelos publicados devem ser empregados com cuidado quando aplicados em outros ambientes que não aquele para o qual foi desenvolvido.

4.4 CONCLUSÕES

O valor médio de C% para as amostras solos de áreas de Campo Limpo Úmido do DF utilizadas no desenvolvimento da FPT foi 6,18%, variando entre 0,57 e 17,95%. Em um primeiro conjunto de dados (número de observações = 140), um modelo foi desenvolvido utilizando regressão não-linear múltipla e o C% pode ser estimado a partir das seguintes variáveis: densidade aparente, argila, silte, areia e profundidade da camada. Essas variáveis explicam 84% da variação de C%. Um segundo conjunto de dados (número de observações = 28) descreveu 91% da variação de C%. No desenvolvimento da FPT, foi constatado que as variáveis silte e areia podem ser utilizadas como variáveis independentes, juntamente com as variáveis, densidade, areia e silte ou podem ser isoladas da função, conforme é indicado pelos R^2 obtidos.

Na tentativa de melhorar a capacidade preditiva das funções de pedotransferência, procedeu-se à separação dos tipos de solo, ou seja, Gleissolos e Plintossolos. Para os Gleissolos o modelo desenvolvido descreveu bem os teores de carbono em solo. Entretanto, para os Plintossolos o modelo desenvolvido não apresentou, com tanto vigor, melhorias na capacidade preditiva em comparação aos outros modelos desenvolvidos.

A função não-linear foi útil para estimar os teores de carbono a partir de outras propriedades do solo – textura e densidade aparente. Considerando que a densidade aparente e a textura ou são rapidamente obtidas em levantamento de solos de todo o Brasil ou que são menos onerosas do que a obtenção de teor de carbono, um modelo contendo essas variáveis foi desenvolvido para estimar C%. Nesse caso, o uso de funções de pedotransferência para as estimativas de teor de carbono apresentam grande potencial como método alternativo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Addiscott, T. M. Entropy and sustainability. **European Journal of Soil Science**, v.46, n.2, p.161-168, 1995.

Arrouays, D.; Pelissier, P. Modeling carbon storage profiles in temperate forest humic loamy soils of France. **Soil Science**, v. 157, n. 3, p. 185-192, 1994.

Bernoux, M.; Arrouays, D.; Cerri, C. C; Borennane, H. Modeling vertical distribution of carbon in Oxisols of the Western Brazilian Amazon (Rondonia). **Soil Science**, v. 163, p. 941-951, 1998.

Brossard, M.; Lopes Assad, M. L.; Chapuis, L.; Barcellos, A. O. Estoques de carbono em solos sob diferentes fitofisionomias de cerrados. In: Leite, L. L.; Saito, C. H. (orgs.). **Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado**. UnB: Brasília, p. 272-277, 1997.

Budiman, M.; Bratney, A. B. M. C.; Mendonça-Santos, M. L.; Santos, H. G. Revisão sobre funções de pedotransferência (PTFs) e novos métodos de predição de classes e atributos do Solo. Rio de Janeiro, RJ. **Embrapa Solos. Documentos, n. 45**, p.50, 2003.

Cerri, C.C.; Bernoux, M.; Cerri, C.E.P.; Lal, R. Challenges and Opportunities of Soil Carbon Sequestration in Latin America. In: Lal, R.; Cerri, C.C.; Bernoux, M.; Etchevers, J.; Cerri, E. **Carbon Sequestration in Soils of Latin America**. Haworth Press, 2006, p. 41-48.

Eiten, G. **Vegetação Natural do Distrito Federal**. Ed. UnB. SEBRAE/DF, Brasília, DF. 2001.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2^a ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro. p. 212, 1997.

Esteves, E. Regressão não-linear utilizando a ferramenta Solver® do Microsoft Excel®. Instituto Superior de Engenharia da Universidade do Algarve, Faro, 2010. Disponível

em: <<http://w3.ualg.pt/~eesteves/docs/RegressaoNaoLinearSolver .pdf>> Acesso em: 20 fev. 2011.

Eswaran, H.; Van Den Berg, E.; Reich, P. Organic carbon in soils of the world. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, n. 1, p. 192-194, 1993.

Fernandes, F. A.; Fernandes, A. H. B. M. **Cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo**. Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 69. Corumbá: Embrapa Pantanal, 4p., 2009.

Ferreira, E. A. B.; Meirelles, M. L.; Franco, A. C.; Santos, J. L. M. Influência de variações ambientais sobre o fluxo de CO₂ em solos sob Campo Limpo Úmido no Cerrado. In: Simpósio Nacional do Cerrado, 9, 2008, Brasília. **Anais**. Brasília, Embrapa-CPAC, 2008.

Jantalia, C. P.; Alves B. J. R.; Zotarelli, L.; Bodey, R. M.; Urquiaga, S. Mudanças no estoque de C do solo em áreas de produção de grãos: avaliação do impacto do manejo de solo. In: Alves, B. J. R.; Urquiaga, S.; Aita, C.; Bodey, R. M.; Jantalia, C. P.; Camargo, F. A. O. (eds.). **Manejo de sistemas agrícolas: impacto no sequestro de C e nas emissões de gases do efeito estufa**. Porto Alegre: Embrapa Agrobiologia, p. 35-57, 2006.

Kiehl, E. J. **Manual de Edafologia – Relações Solo-Planta**. Editora Agronômica Ceres – São Paulo. p. 263, 1979.

Lal, R. World soils and the greenhouse effect. **Global Climate Newsletter**, v. 37, 1999.

Lepsch, I. F. **Formação e conservação dos solos**. Oficina de Textos: São Paulo. 178p. 2002.

Levine, D. M.; Stephan, D. F.; Krehbiel, T. C.; Berenson, M. L. **Estatística. Teoria e Aplicações**. LTC – Rio de Janeiro. p. 752, 2008.

Lin, H. S.; McInnes, K. J.; Wilding, L. P.; Hallmark, C. T. Effects of soil morphology on hydraulic properties: II. Hydraulic pedotransfer functions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, n. 4, p. 955-961, 1999.

Machado, P. L. O. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, v. 28, p. 329-334, 2005.

Meirelles, M. L.; Ferreira, E. A. B.; Franco, A. C. **Dinâmica Sazonal do Carbono em Campo Úmido do Cerrado**. (Série Documentos, 164) Planaltina: Embrapa Cerrados, 29p., 2006.

Oliveira, J. B.; Jacomine, P. K. T.; Camargo, M. N. **Classes Gerais de Solos do Brasil. Guia Auxiliar para seu Reconhecimento**. Jaboticabal, FUNEP, p. 201, 1992.

Oliveira, L. B.; Ribeiro, M. R.; Jacomine, P. K. T.; Rodrigues, J. J. V.; Marques, F. A. Funções de pedotransferência para predição da umidade retida a potenciais específicos em solos do Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, n.2, p.315-323, 2002.

Pillon, C. N. Alterações no conteúdo e qualidade da matéria orgânica do solo induzidas por sistemas de cultura em plantio direto. **Tese**. (UFRGS/ Faculdade de Agronomia – Doutorado em Ciência do Solo). 232 p., 2000.

Reatto, A.; Spera, S. T.; Correia, J. R.; Martins, E. S.; Milhomen, A. Solos de ocorrência em duas áreas sob matas de galeria no Distrito Federal: aspectos pedológicos, uma abordagem química e físico hídrica. In: Ribeiro, J. F.; Souza-Silva, J. C.; Lazarine, C. E. (eds.). **Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina: Embrapa Cerrados, p. 115-140. 1998.

Resck, B.S.; Resck, D.V.S.; Ferreira, E.A.B.; Gomes, A.C. Estoque de carbono do solo sob diferentes sistemas de manejo na Bacia Hidrográfica do Córrego Taquara, Distrito Federal. In: Simpósio Nacional do Cerrado, 9, 2008, Brasília. **Anais**. Brasília, Embrapa-CPAC, 2008.

Resende, M.; Curi, N.; Santana, D. P. **Pedologia e fertilidade do solo: interações e interpretações**. Piracicaba, MEC/ESALQ/POTAFOS, p. 83, 1988.

Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. (eds.). **Cerrado: Ambiente e Flora**. Embrapa Cerrados, p. 86-166, 1998.

Sano, S. M.; Almeida, S. P.; Ribeiro, J. F. (orgs.). **Cerrado: Ecologia e Flora – Volume 1**. Embrapa Cerrados, p. 408, 2008.

Scholes, M.C.; Powlson, D.; Tian, G. Input control of organic matter dynamics. **Geoderma**, v.79, p.25-47, 1997.

Zinn, Y. L.; Lal, R.; Resck, D. V. S. Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for Brazilian Cerrado soils. **Geoderma**, v. 127, p. 168-173, 2005.

5. ESTIMATIVA DE ESTOQUES DE CARBONO EM SOLOS SOB ÁREAS DE CAMPO LIMPO ÚMIDO DO DISTRITO FEDERAL

RESUMO

Em virtude das mudanças climáticas globais, uma série de trabalhos científicos tem sido desenvolvidos com a finalidade de quantificar os reservatórios de carbono, já que um dos condicionantes dos processos que regulam a emissão de CO₂ são as quantidades de carbono que armazenam os ecossistemas naturais. É nesse contexto que se insere este trabalho que teve como principal objetivo estimar os estoques de carbono em solos sob áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal. Foi realizada uma comparação entre a quantificação dos estoques que utilizou tanto dados medidos em campo quanto dados estimados por função de pedotransferência. A partir da análise do mapa de áreas de Campo Limpo Úmido e da quantificação da sua área foi possível estimar os estoques de carbono por extrapolação realizando a multiplicação da área total de Campos Limpos Úmidos do DF por seu estoque de carbono correspondente. Considerando uma densidade aparente média do solo de aproximadamente 0,7 g.cm⁻³, o estoque de carbono estimado até 60 cm de profundidade foi de 184 toneladas/hectare para os dados medidos e de 183 toneladas/hectare para os dados previstos. O estoque estimado para o total de áreas úmidas do DF (846,61 ha) foi de 155.590 Mg C ha⁻¹ para os dados medidos e de 154.710 Mg C ha⁻¹ para os dados previstos. O teste *t* aplicado para os estoques de carbono demonstraram que não houve diferenças entre os estoques de carbono no solo estimado por dados de teores de carbono medidos e por dados de teores adquiridos pela função de pedotransferência.

5.1 INTRODUÇÃO

O aumento da concentração de Gases de Efeito Estufa (GEE) – CO₂, N₂O e o CH₄ - na atmosfera terrestre e sua estreita relação com as mudanças climáticas torna de grande importância o estudo desses elementos no meio ambiente, principalmente do carbono, que é emitido em maiores quantidades, se comparado aos outros GEE, devido à queima de combustíveis fósseis, desmatamentos e/ou queimadas (IPCC, 2001). Um dos condicionantes dos processos que regulam a emissão de CO₂ são as quantidades de carbono que armazenam os ecossistemas naturais, tendo em vista que a variação no

estoque de C regula os teores desse elemento emitidos para a atmosfera (Rangel e Silva, 2007).

Em virtude das questões que envolvem as mudanças climáticas globais, uma série de trabalhos científicos tem sido desenvolvidos com a finalidade de quantificar os reservatórios de carbono, assim como de entender os fatores que controlam a dinâmica destes reservatórios. Dentre os principais reservatórios de carbono, estão os solos que representam um importante componente no ciclo biogeoquímico do carbono, armazenando cerca de quatro vezes mais carbono que a biomassa vegetal e quase três vezes mais que a atmosfera (Lal, 1999). Estimativas de estoque de carbono nos solos do Brasil, em nível nacional, são poucas e se deparam com a falta de informações disponíveis sobre a quantidade de carbono orgânico nos solos sob diferentes ecossistemas e usos para diferentes regiões do Brasil (Bernoux et al., 2005).

No Brasil, áreas de extensão considerável têm sido desmatadas nos mais diferentes ecossistemas, para ceder lugar a áreas de pastagens cultivadas, culturas anuais e reflorestamento, contribuindo para o aumento da emissão de CO₂. Dentre esses ecossistemas encontram-se as áreas úmidas que estão entre os recursos ambientais atualmente mais ameaçados. Grande parte delas em muitos países tem sido destruída principalmente por sua drenagem para o uso agrícola (Suso e Llamas, 1993). Nesses ambientes a matéria orgânica se decompõe lentamente por anaerobiose por causa da inundação do solo, o que ocasiona acumulação substancial de matéria orgânica (Yavitt, 1994) e as torna importantes estocadoras de carbono.

O estoque de carbono do solo é uma estimativa da massa total de carbono de um solo, levando em consideração os teores de carbono, a profundidade (espessura) do solo e sua densidade. No entanto, a determinação dos dados de teor de carbono em laboratório é laboriosa e em sua grande maioria gera impactos negativos ao meio ambiente (Machado, 2005). Portanto, o uso das chamadas pedofunções, para a determinação dos teores de carbono são de grande valia, pois é considerado um método ágil para a sua determinação.

É nesse contexto que se insere esse trabalho que tem como principal objetivo a quantificação dos estoques de carbono em solo de áreas de Campo Limpo Úmido. Além

disso, faz-se uma comparação entre os estoques calculados tanto com dados coletados em campo – medidos – quanto com os dados adquiridos a partir da função de pedotransferência gerada – dados previstos.

5.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Os procedimentos metodológicos referentes à estimativa dos estoques de carbono compreenderam as seguintes etapas: (1) seleção e amostragem; (2) quantificação de estoque de carbono, utilizando dados de teor de C amostrados; (3) quantificação de estoque de carbono utilizando teores estimados pela função de pedotransferência; (4) cálculo dos estoques de carbono em solo de áreas de Campo Limpo Úmido do DF, utilizando dados de teor de C amostrados; e (4) cálculo dos estoques de carbono em solo de áreas de Campo Limpo Úmido do DF, utilizando teores estimados pela função de pedotransferência (Figura 5.1).

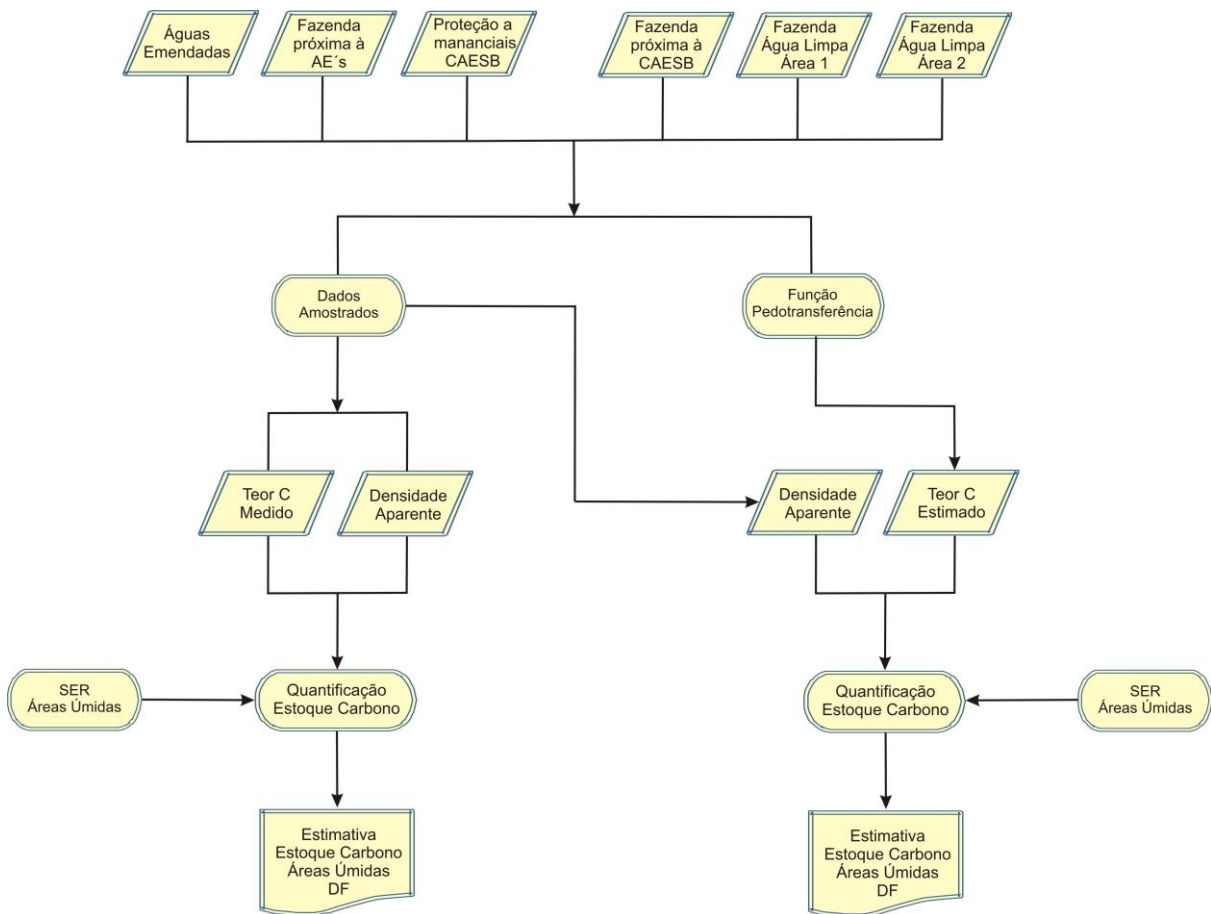


Figura 5.1: Fluxograma das etapas da estimativa dos estoques de carbono em solo de áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal.

Para que a estimativa de estoque de carbono seja quantificada devem-se seguir essencialmente dois passos: 1) amostragem de solo no campo para análise de carbono total e densidade do solo; 2) determinação de carbono total em amostras e quantificação dos estoques em Mg C ha^{-1} . A coleta de amostras de solos no campo e determinação da densidade do solo é essencial para se calcular a massa ou o estoque de carbono total do solo a partir da concentração de carbono total do solo (g C kg^{-1}). A medição da densidade do solo é imprescindível em qualquer situação, pois somente através desta medida será possível quantificar a massa de solo presente em determinada profundidade.

A seleção das áreas de Campo Limpo Úmido, para levantamento do estoque de carbono, foi realizada com auxílio do mapa das áreas de Campo Limpo Úmido do DF (Figura 3.11). As áreas selecionadas estão apresentadas nas Figuras 4.2 e 4.3 e encontram-se preferencialmente localizadas em Unidades de Conservação ou próximas a estas, presentes em Áreas de Preservação Permanente. Este principal critério de escolha das áreas destinadas a coletas de solo é devido à conversão de ecossistemas naturais para uso agrícola exercer uma grande influência no destino do carbono estocado nos solos. Dependendo das características da área e do sistema de manejo adotado, essas alterações podem representar uma mudança no papel do solo como reservatório de C, alterando as taxas de emissão de CO_2 e CH_4 .

Além disso, estas áreas foram selecionadas para a amostragem e coletas de solos tendo em vista: 1) facilidade de acesso; 2) são áreas de Campo Limpo Úmido presentes em Unidades de Conservação de relevante interesse para a preservação do Bioma Cerrado; e 3) são representativas quanto aos solos predominantes em áreas úmidas, ou seja, Plintossolos e Gleissolos.

Sendo assim, as amostras de solo foram coletadas em seis áreas de Campo Limpo Úmido, listadas na Tabela 5.1:

Tabela 5.1: Áreas de Campo Limpo Úmido onde foram coletadas amostras de solo.

ÁREAS		TIPO DE SOLO
1	AE - Estação Ecológica de Águas Emendadas	Gleissolo
2	FEM - Fazenda próxima à área de proteção de mananciais da CAESB	Gleissolo
3	FAL2 - Fazenda Água Limpa/UnB – Área 2	Gleissolo
4	AEM - Fazenda próxima a Águas Emendadas	Plintossolo
5	CA - Área de proteção de mananciais da CAESB	Plintossolo
6	FAL1 - Fazenda Água Limpa/UnB – Área 1	Plintossolo

As amostragens de solo foram realizadas nas seis áreas selecionadas (Figuras 4.2 e 4.3) - três áreas sob Plintossolo e três áreas sob Gleissolo - durante a época seca nos meses de agosto e setembro de 2010. Foi delimitado na região central de cada Campo Limpo Úmido, um transecto, iniciando na borda do Cerrado sensu stricto e finalizando na Mata de Galeria ou na Vereda, atravessando toda a extensão do Campo Limpo Úmido. Nestes transectos, foram demarcados 4 pontos amostrais, em cada área.

Para determinação da matéria orgânica, foram coletadas amostras deformadas utilizando trado holandês (Figura 4.7A) e para a determinação da densidade aparente foram coletadas amostras indeformadas com auxílio de anéis volumétricos (Figura 4.7B); ambas as amostragens foram realizadas em sete profundidades: 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm e 50-60 cm, totalizando 168 amostras (6 áreas x 4 pontos x 7 profundidades), sendo 84 amostras referentes as áreas de Campo Limpo Úmido sob Gleissolos e 84 amostras referentes as áreas de Campo Limpo Úmido sob Plintossolos (84 + 84 = 168 amostras).

Para determinação do teor de C total no solo, foi utilizado o método analítico por combustão seca, a 900°C (CHNS/O) em analisador elementar (Perkin Elmer, PE-2400 Séries II) (Figura 4.9). A cada 10 amostras o aparelho foi calibrado com amostras-padrão - cistina. Essas análises foram realizadas no laboratório de solos da Embrapa Cerrados.

Os métodos empregados na determinação da densidade aparente fundamentam-se na obtenção de dois dados principais: a massa e o volume da amostra do solo. A massa é facilmente determinada pesando-se a amostra depois de seca em estufa a 110°C. Para a determinação do volume, neste trabalho, foi utilizado o método do anel volumétrico que se fundamenta no uso de um anel de aço, de bordos cortantes e capacidade interna conhecida, que neste caso foi de 100 cm³. Obtida a amostra de solo com sua estrutura natural, indeformada, a mesma é secada em estufa e logo após a amostra é pesada, podendo calcular a densidade aparente pela seguinte fórmula:

$$D_a = M/V \quad (4.1)$$

Sendo:

D_a = densidade aparente;

M = massa em gramas; e

V = volume em centímetros cúbicos.

Com os dados de densidade aparente e de teores de carbono tanto os medidos – coletados em campo – quanto os previstos – gerados pela função de pedotransferência (Eq. 5.1), já definidos foi possível realizar a quantificação do estoque de carbono no solo.

$$\%C = 26,3 * D_a^{(-0,19)} + 16,91 * a^{0,01} + (-114,13) * ar^{(-2,44)} + 0,001 * s^{1,74} + 167,49 * p^{(-0,001)} - 208,83 \quad (5.1)$$

O estoque de carbono orgânico no solo foi quantificado em base volumétrica normalmente expressa em Mg C ha⁻¹, sendo 1 Mg = 1 megagrama ou 1 tonelada métrica (Machado, 2005) para as camadas 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm e 50-60 cm de profundidade. O cálculo do estoque de carbono para uma determinada profundidade (ρ , cm) foi realizado da seguinte maneira:

$$EC = C. \rho. p/10 \quad (5.2)$$

Onde:

EC = estoque de C orgânico em determinada profundidade (Mg ha⁻¹)

C = teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g kg⁻¹)

ρ = densidade aparente do solo da profundidade (kg dm^{-3})

e = espessura da camada considerada (cm)

Para cada uma das seis áreas de Campo Limpo Úmido amostradas foram estimados os estoques de carbono do solo até a profundidade de 60 cm. Foi considerado como valores de estoque total o valor médio nas profundidades descritas, ou seja, 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm e 50-60 cm de profundidade. Para o cálculo final da estimativa do estoque de carbono das áreas de Campo Limpo Úmido do DF, o valor médio de carbono foi multiplicado pela área ocupada por esse ecossistema; dado obtido pelo mapeamento das áreas úmidas.

O teste t de Student foi empregado para verificar se houve diferenças significativas entre os estoques de carbono no solo estimado por dados de teores de carbono medidos e por dados de teores adquiridos por função de pedotransferência. A estatística t é usada para traduzir uma diferença média amostral em unidades de erro padrão ($\sigma \bar{x}$) da diferença, obtida da equação:

$$t = \frac{\bar{X1} - \bar{X2}}{\sigma \overline{DIFX}} \quad (5.3)$$

Onde:

$\bar{X1}$ = média da primeira amostra; $\bar{X2}$ = média da segunda amostra; e $\sigma \overline{DIFX}$ = erro padrão da diferença.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram calculados os estoques de carbono das áreas de Campo Limpo Úmido amostradas. A profundidade máxima adotada foi de 60 cm. Os valores médios apresentados nas tabelas 5.2 e 5.3 variaram de 107,95 a 252,83 Mg C ha^{-1} , para os dados medidos e de 76,15 a 239,51 Mg C ha^{-1} para os dados previstos (Tabelas 5.2 e 5.3).

Tabela 5.2: Estoques de carbono no solo das áreas amostradas para as profundidades até 60 cm – dados medidos.

Estoque Médio (Mg.C.ha ⁻¹)	Áreas de Campo Limpo Úmido							
	Profundidade (cm)	AEM	FEM	AE	CA	FAL1	FAL2	Média
	0-5	12,37	15,12	21,63	17,13	19,07	15,93	16,88
	5-10	14,45	11,98	19,98	17,69	20,07	17,86	17,00
	10-20	29,53	24,86	44,95	35,03	37,46	36,72	34,76
	20-30	22,62	21,19	43,93	32,45	35,88	38,45	32,42
	30-40	20,06	15,74	45,16	29,82	31,41	39,82	30,34
	40-50	19,53	10,50	41,05	25,74	29,18	41,30	27,88
	50-60	18,97	8,51	36,10	22,83	21,29	39,10	24,47
	Σ 0-60	137,57*	107,94*	252,83**	180,73	194,39	229,22	183,78

*Valores mínimos. **Valor máximo.

Tabela 5.3: Estoques de carbono no solo das áreas amostradas para as profundidades até 60 cm – dados previstos.

Estoque Médio (Mg C ha ⁻¹)	Áreas de Campo Limpo Úmido							
	Profundidade (cm)	AEM	FEM	AE	CA	FAL1	FAL2	Média
	0-5	19,48	17,40	17,50	18,57	17,14	17,69	17,96
	5-10	19,40	10,62	18,38	18,11	18,41	17,73	17,07
	10-20	36,06	16,69	41,50	34,52	37,26	35,72	33,23
	20-30	29,75	11,34	41,42	31,46	37,39	36,46	30,89
	30-40	22,93	7,93	42,73	30,26	35,74	36,26	29,21
	40-50	19,64	6,63	40,89	30,22	31,09	37,54	27,67
	50-60	20,01	5,51	37,06	28,73	28,55	38,27	26,70
	Σ 0-60	167,30*	76,15*	239,51**	191,90	205,61	219,70	182,74

*Valores mínimos. **Valor máximo.

Para até a profundidade de 60 cm, as menores estimativas de estoque de carbono encontradas estão nas áreas FEM (Fazenda próxima a área de proteção de mananciais da CAESB) e AEM (Fazenda próxima a Águas Emendadas). Na área FEM os estoques de C possuem valores de aproximadamente 107,94 Mg C ha⁻¹ para os dados medidos e de 76,15 Mg C ha⁻¹ para os dados estimados e na área AEM os estoques de C possuem valores de aproximadamente 137,57 Mg C ha⁻¹ para os dados medidos e de 167,30 Mg C ha⁻¹ para os dados previstos. Estas áreas são APP's (Áreas de Preservação Permanente) localizadas dentro de propriedades privadas e encontram-se devidamente cercadas, entretanto mesmo a utilização de áreas adjacentes para usos agropecuários comprometem esses ecossistemas de áreas úmidas (Meirelles et al., 2004).

Ações antrópicas, como o aumento do uso da água subterrânea e alterações no manejo do solo à montante, podem acarretar a uma área nativa de Campo Limpo Úmido, rebaixamento do lençol freático (Meirelles et al., 2004). Ocorreria assim, um aumento significativo na densidade do fluxo anual de CO₂ na interface solo-vegetação devido ao aumento da oxidação da matéria orgânica, gerando uma redução gradual e permanente no estoque de carbono deste solo (Ferreira et al., 2008).

O nível da lâmina do lençol freático tem efeitos importantes nas emissões de CO₂ do solo em Áreas Úmidas já que a saturação do solo limita a difusão de oxigênio atmosférico, diminuindo a atividade microbiana e a taxa de decomposição (Chimner e Cooper, 2003). Considerando que a respiração aeróbia é mais eficiente na produção de CO₂ que a respiração anaeróbia, um declínio da lâmina do lençol aumenta a difusão de oxigênio em solos permitindo a decomposição aeróbia e aumentando as emissões de CO₂.

O valor máximo relativo à média dos estoques de C está presente na área da Estação Ecológica de Águas Emendadas – AE (Tabelas 5.2 e 5.3) tanto para os dados medidos como para os dados previstos. Esta e as demais áreas FAL1, FAL2 e CA são unidades de conservação ambiental, destinadas a conservação *in situ* da biodiversidade e da paisagem, bem como a manutenção do conjunto dos seres vivos em seu ambiente - plantas, animais, microrganismos, rios, lagos, cachoeiras etc - de modo que possam existir sem sofrer impactos diretos das ações humanas.

Os estoques médios de carbono obtidos nessa pesquisa foram semelhantes aos resultados encontrados por Meirelles et al., (2006) e por Ferreira et al. (2008) que avaliaram o estoque de carbono em uma área de Campo Limpo Úmido na Fazenda Água Limpa - área também estudada nessa pesquisa. O estoque de C estimado por Ferreira et al. (2006) até 60 cm de profundidade foi de 241 Mg ha⁻¹, sendo maior que os teores encontrados para um metro de profundidade sob fitofisionomia de Cerrado (200 Mg ha⁻¹; Silva et al., 2008) e pastagens (entre 97 e 113 Mg ha⁻¹; Silva et al., 2004).

Paiva e Faria (2007) determinaram o estoque de carbono orgânico no solo e nas raízes de diferentes diâmetros em uma área de cerrado *sensu stricto* localizado na Fazenda Água Limpa. A profundidade máxima adotada foi de 2 m. A maior parte do estoque de carbono correspondeu ao compartimento solo (88,7%), superando bastante as raízes (7,3%), onde as concentrações totais foram de 271,23 e 22,38 Mg C ha⁻¹, respectivamente. Os resultados de estoque de carbono no solo diferem daqueles registrados por Castro (1996) no cerrado denso, onde foi verificada a concentração total de 94,41 Mg C ha⁻¹ para até a profundidade de 2 m.

Resck et al. (2008) estudaram o efeito de diferentes sistemas de manejo nos estoques de carbono de três principais solos da Bacia Hidrográfica do Córrego Taquara, Distrito Federal. Para cada classe de solo e tipo de manejo, foram retiradas amostras indeformadas e deformadas para até a profundidade de 60 cm. Foram selecionados os seguintes solos: Latossolo Vermelho (66,5 Mg C ha⁻¹), Latossolo Vermelho-Amarelo (53,09 Mg C ha⁻¹) e Neossolo Quartzarênico (38,14 Mg C ha⁻¹), que representam as principais classes de solo sob uso antrópico no Domínio do Cerrado. Os sistemas de manejo escolhidos foram: plantio convencional (62,9 Mg C ha⁻¹), plantio direto (67,9 Mg C ha⁻¹), pastagem (64,0 Mg C ha⁻¹) e Cerrado nativo (44,6 Mg C ha⁻¹).

Na tabela 5.4, estão apresentadas de forma resumida as estimativas de estoques de carbono no solo sob diferentes fitofisionomias e sistemas de manejo no Domínio do Cerrado.

Tabela 5.4: Estoques de carbono no solo sob diferentes fitofisionomias e sistemas de manejo no Domínio do Cerrado.

Referência	Fitofisionomia - Sistema de manejo	Profundidade (m)	Estoque (Mg C ha ⁻¹)
Meirelles et al. (2006) e Ferreira et al. (2008)	Campo Limpo Úmido	0,60	241,25
Paiva e Faria (2007)	Cerrado <i>sensu stricto</i>	2,00	271,23
Castro (1996)	Cerrado denso	2,00	94,41
Resck et al. (2008)	Cerrado	0,60	44,60
Resck et al. (2008)	Pastagem	0,60	64,00
Resck et al. (2008)	Plantio Direto	0,60	67,9
Resck et al. (2008)	Plantio Convencional	0,60	62,9
França e Sano (essa tese)	Campo Limpo Úmido	0,60	183,78

As proporções entre ambos os compartimentos foram avaliados (Figuras 5.2 e 5.3) tanto para os dados medidos quanto para os previstos, o estoque de carbono encontra-se igualmente concentrado nas camadas de 0-30 cm (\cong 51%) e 30-60 cm (\cong 49%).

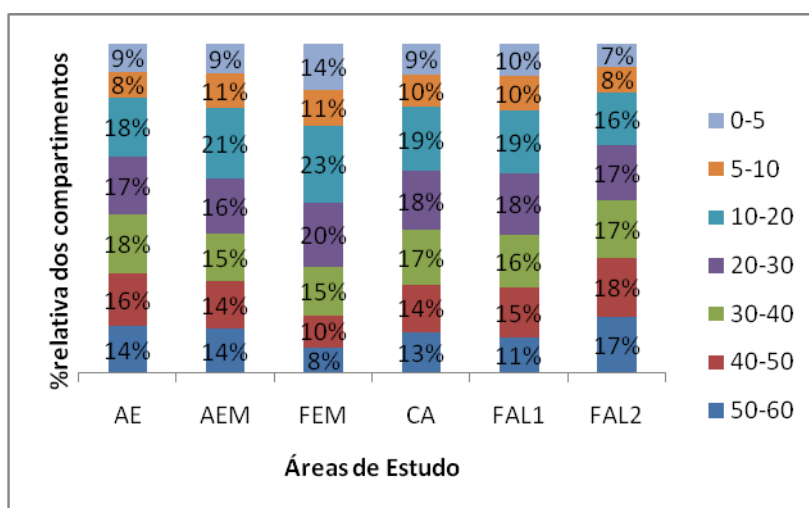


Figura 5.2: Estoques médios de carbono – proporção relativa dos compartimentos – em cada área de estudo – dados medidos.

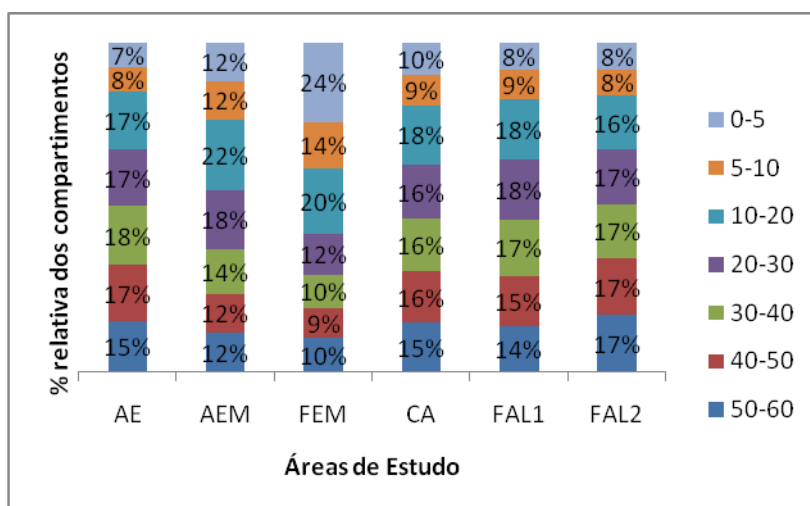
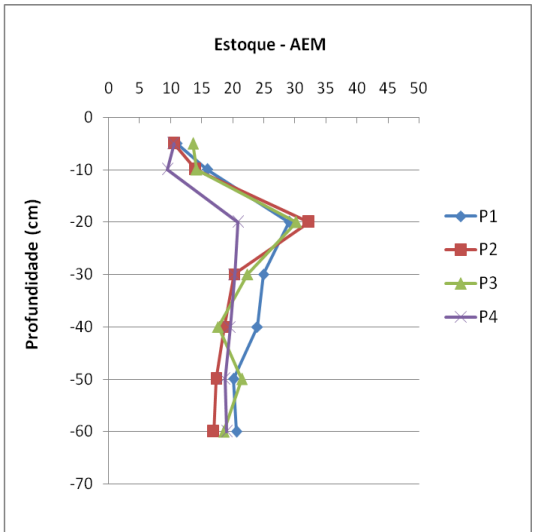
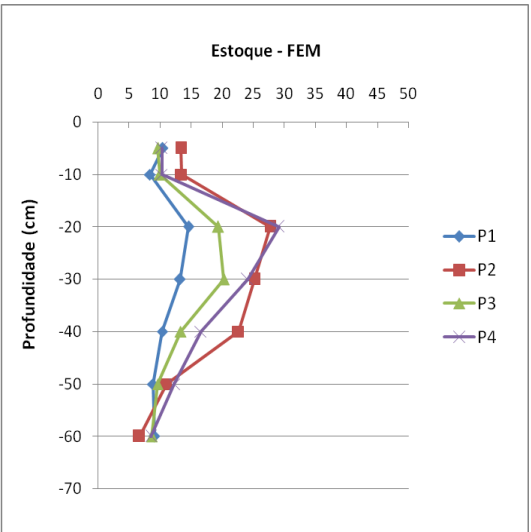
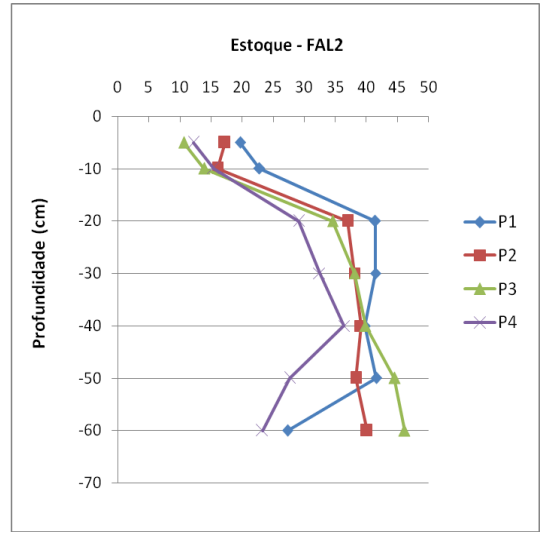
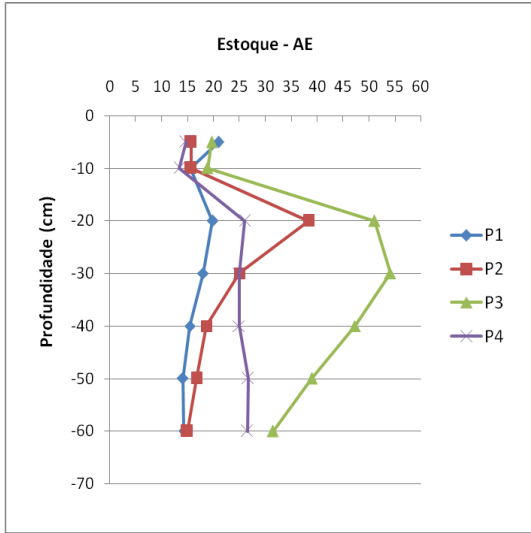


Figura 5.3: Estoques médios de carbono – proporção relativa dos compartimentos – em cada área de estudo – dados previstos.

Os estoques de carbono, Mg C ha^{-1} , decrescem com a profundidade em todos os perfis (Figura 5.4), entretanto, apresentaram maior variabilidade no conteúdo de carbono as camadas superficiais e aumento dos estoques na camada de 10 a 20. Nas camadas mais profundas, a partir da profundidade de 30 a 60, há redução dos estoques e sua variabilidade diminui. Esse fenômeno pode estar relacionado a alterações ambientais no solo. No solo, o acúmulo ou a destruição sofrem o efeito da atividade dos microrganismos, os quais são afetados pelas condições de umidade, aeração, temperatura e reação do meio (pH), além do indispensável suprimento de nutrientes e de fontes energéticas (Kiehl, 1979).



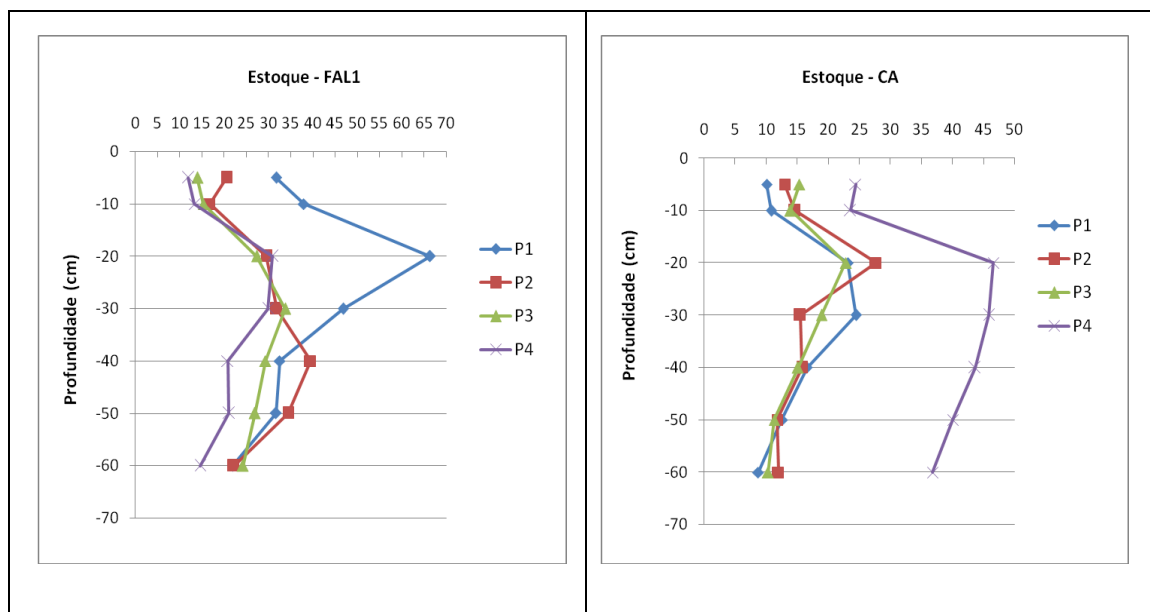


Figura 5.4: Estoques de carbono em profundidade.

Os gráficos de estoques de carbono em profundidade por área mostram que os comportamentos dos pontos são semelhantes, exceto em alguns casos onde ocorrem *outliers*, como por exemplo, os pontos: P3 da Águas Emendadas; P1 da Fazenda Água Limpa – Área 1 e o P4 da área da CAESB.

Os diferentes comportamentos dos estoques de carbono no perfil se comparadas às áreas, podem estar relacionados à espacialização dos pontos. As demarcações dos pontos e conseqüentemente as coletas das amostras foram definidas levando em consideração o tamanho das áreas experimentais selecionadas para esse estudo, portanto cada área devido às diferentes larguras dos Campos Limpos Úmidos teve diferente espaçamento (Figura 5.5).

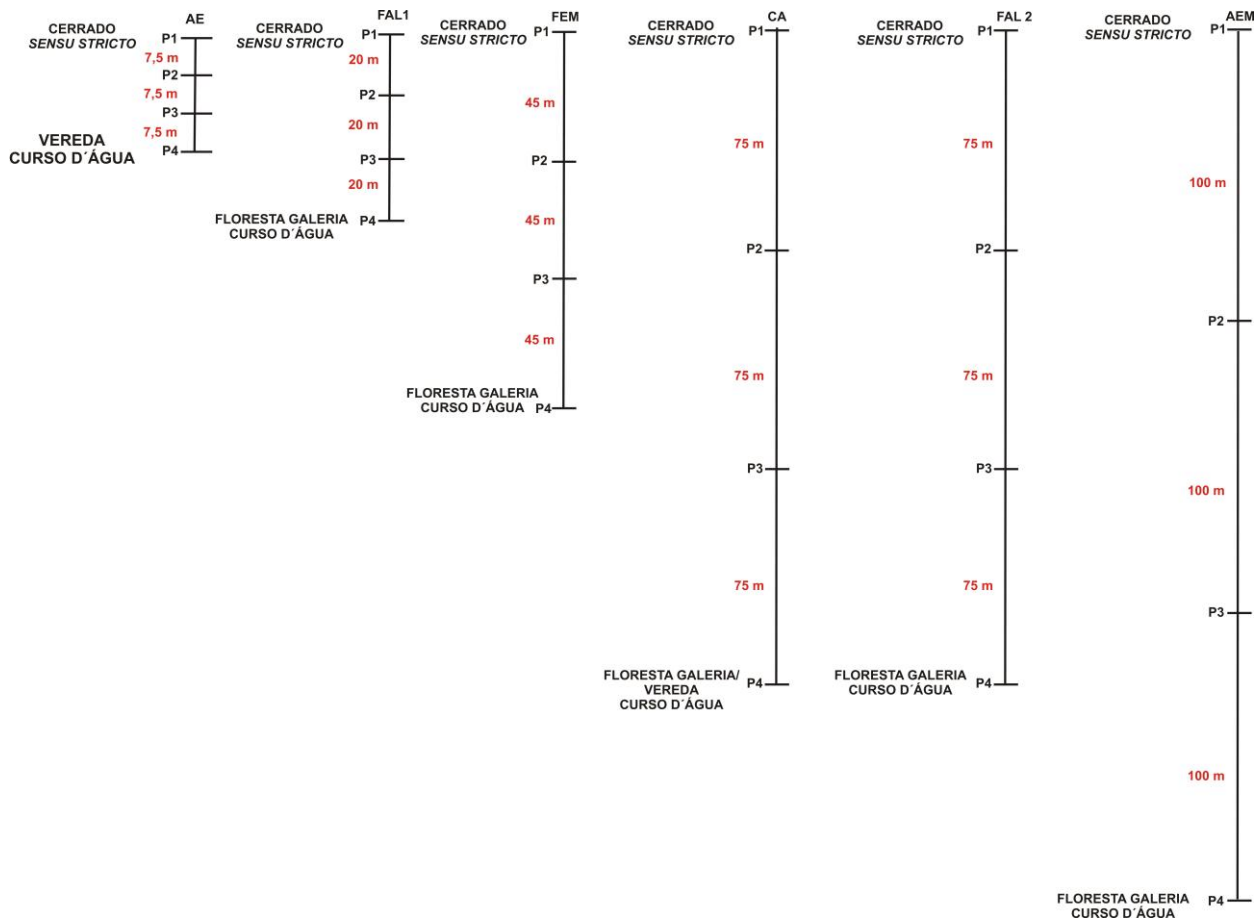


Figura 5.5: Transectos demarcados em cada área experimental.

As diferentes espacializações dos estoques podem ter influenciado nos estoques totais finais já que o conteúdo e a composição da matéria orgânica são consequência de fatores diversos tais como: o tipo de vegetação, a topografia, o clima, o tempo (idade), a dinâmica espaço-temporal e a alterações ambientais, como por exemplo, o nível da lâmina do lençol freático (Kiehl, 1979; Meirelles et al., 2006 e Ferreira et al., 2008).

Os cálculos dos estoques médios de carbono – medidos e previstos – foram submetidos ao teste t que para o nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) testou a seguinte hipótese nula:

$$H_0: \mu_1 = \mu_2$$

Ou seja, a hipótese nula estabelece que as médias dos estoques de carbono no solo estimado por dados de teores de carbono medidos não variam em relação às médias

dos estoques estimados por dados de teores adquiridos. A Tabela 5.5 apresenta os resultados dos testes t realizados.

Tabela 5.5: Teste t para valores médios dos estoques de carbono adquiridos com conteúdos medidos e previstos.

Parâmetros	Dados Medidos	Dados Previstos
Média	26,367	26,316
Variância	114,267	119,261
Observações	41	41
Graus de Liberdade	80	-
Nível de Significância	0,05	-
Estatística t	0,021	-
Valor crítico	0,983	-
Hipótese H ₀	Aceita	Aceita

Para valores obtidos nas estatísticas t menores que os valores críticos, estaremos na área de aceitação da hipótese nula. Os resultados do teste t (Tabela 5.3) indica que a um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), não houve uma diferença estatística significativa. Portanto, não há diferenças entre os estoques de carbono no solo estimado por dados de teores de carbono medidos e entre os estoques de carbono adquiridos com teores de carbono gerados pela função de pedotransferência.

O mapa de distribuição das áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal forneceu o total de área ocupada por essa fitofisionomia. A multiplicação da área por seu estoque de C correspondente permitiu a contabilização média tanto para os dados medidos quanto para os previstos (Tabela 5.6).

Tabela 5.6: Estimativas dos estoques totais de carbono no solo das áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal.

	Área	Média do Estoque C – Dados medidos	Média do Estoque C – Dados previstos	Estoque Total Estimado – Dados medidos	Estoque Total Estimado – Dados previstos
	ha	Mg C ha⁻¹			
Campos Limpos Úmidos - DF	846,61	183,78	182,74	155.590,00	154.710,00

5.4 CONCLUSÕES

Os resultados da pesquisa mostraram que os Campos Limpos Úmidos possuem elevado potencial para estocar C no solo, que em média possuem 183,78 Mg C ha⁻¹ para a profundidade máxima de 60 cm, sendo maior que os teores encontrados para um metro de profundidade sob fitofisionomia de Cerrado que possuem em média 200 Mg ha⁻¹.

O teste t aplicado para diferentes estoques de carbono adquiridos demonstrou que não há diferença estatística significativa entre os estoques de carbono no solo estimado por dados de teores de carbono medidos e entre os estoques de carbono adquiridos com teores de carbono gerados pela função de pedotransferência.

O mapeamento e consequentemente a espacialização das áreas de Campo Limpo Úmido possibilitou estimar os estoques de carbono por extrapolação. O estoque estimado para o total de áreas úmidas do DF (846,61 ha) foi de 155.590 Mg C ha⁻¹ para os dados medidos e de 154.710 Mg C ha⁻¹ para os dados previstos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bernoux, M.; Cerri, C. C.; Volkoff, B.; Carvalho, M. C. S.; Feller, C.; Cerri, C. E. P.; Eschenbrenner, V.; Piccolo, M. C.; Feigl, V. Gases de efeito estufa e estoques de carbono nos solos: Inventário do Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 1, p. 235-246, 2005.

Castro, E. A. Biomass, nutrient pools and response to fire in the Brazilian Cerrado. **Dissertação de Mestrado**. (Oregon State University, Oregon, USA), 118p., 1996.

Chimner, R. A.; Cooper, D. J. Influence of water table levels on CO₂ emissions in a Colorado subalpine fen: an in situ microcosm study. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 35, p.345-351, 2003.

Ferreira, E. A. B.; Meirelles, M. L.; Franco, A. C.; Santos, J. L. M. Influência de variações ambientais sobre o fluxo de CO₂ em solos sob Campo Limpo Úmido no Cerrado. In: Simpósio Nacional do Cerrado, 9, 2008, Brasília. **Anais**. Brasília, Embrapa-CPAC, 2008.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2001: Synthesis Report – A contribution of working groups I, II, III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press: Cambridge, 2001.

Kiehl, E. J. **Manual de Edafologia – Relações Solo-Planta**. Editora Agronômica Ceres – São Paulo. p. 263, 1979.

Lal, R. World soils and the greenhouse effect. **Global Climate Newsletter**, v. 37, 1999.

Machado, P. L. O. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, v. 28, p. 329-334, 2005.

Meirelles, M. L.; Guimarães, A. J. M.; Oliveira, R. C.; Araújo, G. M.; Ribeiro, J. F. Impactos sobre o estrato herbáceo de Áreas Úmidas do Cerrado. In: Aguiar, L. M. S.;

Camargo, A. J. A. (eds.). **Cerrado: ecologia e caracterização**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados: Brasília, DF; Embrapa Informação Tecnológica, p. 41-68, 2004.

Meirelles, M. L.; Ferreira, E. A. B.; Franco, A. C. **Dinâmica Sazonal do Carbono em Campo Úmido do Cerrado**. (Série Documentos, 164) Planaltina: Embrapa Cerrados, 29p., 2006.

Paiva, A. O.; Faria, G. E. Estoque de carbono do solo sob cerrado sensu stricto no Distrito Federal, Brasil. **Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas**, v.1, p. 59 - 65, 2007.

Rangel, O. J. P.; Silva, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira Ciência Solo**, v. 31, p. 1609-1623, 2007.

Resck, B.S.; Resck, D.V.S.; Ferreira, E.A.B.; Gomes, A.C. Estoque de carbono do solo sob diferentes sistemas de manejo na Bacia Hidrográfica do Córrego Taquara, Distrito Federal. In: Simpósio Nacional do Cerrado, 9, 2008, Brasília. **Anais**. Brasília, Embrapa-CPAC, 2008.

Silva, J. E.; Resck, D. V. S.; Corazza, E. J.; Vivaldi, L. Carbon storage in clayey Oxisol cultivated pastures in the Cerrado region, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 103, n.2, p. 357-363, 2004.

Silva, L. C. R.; Sternberg, L.; Haridasan, M.; Hoffmann, W.; Miralles-Wilhelm, F.; Franco, A. Expansion of gallery forests into central Brazilian savannas. **Global Change Biology**, v. 14, p. 1-11, 2008.

Suso, J.; Llamas, M. R. Influence of groundwater development on the Dõnana National Park ecosystems. **Journal of Hydrology**, v. 141, p. 239-269, 1993.

Yavitt, J. B. Carbon dynamics in Appalachian peatlands of west Virginia and western Maryland. **Water, Air and Soil Pollution**, v.77. p. 271-290, 1994.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os objetivos propostos no presente trabalho foram alcançados e sua metodologia se mostrou adequada para discriminar e quantificar as áreas de Campo Limpo Úmido no Distrito Federal por meio de fusão de imagens multiespectrais; gerar uma função de pedotransferência para os teores de carbono em solos dessas áreas e quantificar o estoque de carbono nos solos dessas áreas, assim como, avaliar a aplicação dos dados de teores de carbono, gerados pela função de pedotransferência, na quantificação desses estoques.

A fusão das imagens Landsat5/TM e Cbers2B/HRC, a partir da técnica de processamento IHS, é uma técnica recomendável para a discriminação e quantificação das áreas de Campo Limpo Úmido do Distrito Federal. O mapa de distribuição das áreas de CLU indicou um total de aproximadamente 847 ha localizadas essencialmente em unidades de preservação/conservação. Esta fitofisionomia do Cerrado possui dimensões espaciais reduzidas em relação às fitofissionomias associadas a áreas secas o que dá um grande potencial para as imagens de alta resolução espacial. Uma possível limitação no emprego dessas imagens é a quantificação da área total de abrangência das áreas úmidas no Cerrado devido à grande extensão desse bioma - mais de 200 milhões de hectares.

Um modelo foi desenvolvido utilizando regressão não-linear múltipla (número de observações = 140) e o C% pode ser estimado a partir das seguintes variáveis: densidade aparente, argila, silte, areia e profundidade da camada. Essas variáveis explicam 84% da variação de C%. Essa função foi validada utilizando um segundo conjunto de dados (número de observações – 28) que descreveu 91% da variação de C%. Conclui-se que a função não-linear foi útil para estimar os teores de carbono a partir de outras propriedades do solo – textura e densidade aparente.

Na tentativa de melhorar a capacidade preditiva das funções de pedotransferência, procedeu-se à separação dos tipos de solo, ou seja, Gleissolos e Plintossolos. Para os Gleissolos o modelo desenvolvido descreveu bem os teores de carbono em solo. Entretanto, para os Plintossolos o modelo desenvolvido não apresentou, com tanto vigor, melhorias na capacidade preditiva em comparação aos outros modelos desenvolvidos.

Os Campos Limpos Úmidos possuem elevado potencial para estocar C no solo, sendo maior que os teores encontrados para um metro de profundidade sob fitofisionomia de Cerrado denso; para pastagens e para 2 metros de Cerrado *sensu stricto*. Os estoques de carbono foram calculados utilizando tanto os dados medidos quanto os previstos pela função de pedotransferência. O teste t aplicado para diferentes estoques de carbono adquiridos demonstrou que não há diferença estatística significativa entre os estoques de carbono no solo estimado por dados de teores de carbono medidos e entre os estoques de carbono adquiridos com teores de carbono gerados pela função de pedotransferência. O estoque estimado para o total de áreas úmidas do DF (846,61 ha) utilizando dados medidos e os dados previstos pela função de pedotransferência foi de 155.590 e 154.710 Mg C ha⁻¹, respectivamente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams, J. M.; Faure, H.; Faure -Denard, L.; McGlade, M.; Woodward, F. I. Increases in terrestrial carbon storage from the Last Glacial Maximum to the Present. **Nature**, v. 348, p. 711–714, 1990.

Aduan, R. E.; Vilela, M. F.; Klink, C. A. Ciclagem de Carbono em Ecossistemas Terrestres – O Caso do Cerrado Brasileiro. **Embrapa Cerrados. Documento**, 105. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, p. 30, 2003.

Armentano, T. V. Drainage of organic soils as a factor in the world carbon cycle. **BioScience**, v. 30, p. 825-830, 1980.

Batjes, N. H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 47, p. 151–163, 1996.

Bayer, C.; Mielniczuk, J. Fundamentos da material orgânica do solo. In: Santos, G. A.; Silva, L. S.; Canellas, L. P.; Camargo, F. A. O. **Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed., Porto Alegre: Metrópole, 2008. 645p.

Bedidi, A.; Cervelle, B.; Madeira Netto, J. S.; Pouget, M. Moisture effects on visible characteristics of lateritic soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 153, p. 129-141, 1992.

Bernoux, M.; Arrouays, D.; Cerri, C.C.; Bourennane, H. Modeling vertical distribution of carbon in oxisols of the western Brazilian Amazon (Rondonia). **Soil Science**, v. 163, p. 941-951, 1998.

Bispo, P. C.; Valeriano, M. M.; Kuplich, T. M. Relação entre as variáveis morfométricas extraídas de dados SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) e a vegetação do Parque Nacional de Brasília. **Acta bot. bras.** 24(1): 96-103. 2010.

Bonneville, M. C.; Strachan, I. B.; Humphereys, E. R.; Roulet, N. T. Net ecosystem CO₂ exchange in a temperate cattail marsh in relation to biophysical properties. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 148, p. 69-81, 2008.

Bouma, J. Using soil survey data for quantitative land evaluation. **Advances in Soil Science**, v. 9, p. 177-213, 1989.

Bowers, S. A.; Hanks, R. J. Reflectance of radiant energy from soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 100, p. 130-138, 1965.

Brinson, M. M.; Lugo, A. E.; Brown, S. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v. 12, p. 123-161, 1981.

Budiman, M.; Bratney, A. B. M. C.; Mendonça-Santos, M. L. Santos, H. G. Revisão sobre funções de pedotransferência (PTFs) e novos métodos de predição de classes e atributos do Solo. Rio de Janeiro, RJ. **Embrapa Solos. Documentos**, n. 45, p.50, 2003.

Buringh, P. Organic carbon in soils of the world. In: Wondwell, G. M. ed. **The role of terrestrial vegetation in the Global Carbon Cycle. Measurement by Remote Sensing**. Scope, p. 91-109, 1984.

Carper, W.J.; Lillesand, T.M.; Kiefer, R.W. The use of intensity-hue-saturation transformations for merging SPOT panchromatic and multispectral image data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.56, n.4, p.459-67, 1990.

Chaves, P.S.; Sides, S.C.; Anderson, J.A. Comparison of three difference methods to merge multi resolution and multispectral data: Landsat TM and SPOT panchromatic. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**. v.57, n.3, p.295-303, 1991.

Chimner, R. A.; Cooper, D. J. Influence of water table levels on CO₂ emissions in a Colorado subalpine fen: an in situ microcosm study. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 35, p. 345 – 351, 2003.

Correia, J. R.; Meirelles, M. L.; Oliveira, R. C.; Reatto, A.; Spera, S. T.; Martins, E. S.; Simm, K. C. Relação entre espécies vegetais e classes de solos da Estação Ecológica de

Águas Emendadas (Planaltina, DF). Planaltina, DF. **Embrapa Cerrados. Pesquisa em Andamento**, v. 37, p. 4, 1999.

Curcio, J. A.; Petty, C. C. The infrared absorption of liquid water. **Journal of Optical Society of America**, v. 41, p. 302-304, 1951.

Daldegan, G. A. Análise da Distribuição Espacial de Áreas de Extrativismo de capim dourado na Região do Jalapão (TO) por Sensoriamento Remoto. **Monografia**. Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Humanas, Departamento de Geografia, Brasília, DF, 2007.

Datta, S. **Ecology of Wetlands and its Management Strategies**. 2008. Disponível em: <<http://www.scribd.com/doc/7076334/Ecology-of-Wetlands-its-Management-Strategies>> Acesso em: 15 mar. 2010.

Dugan, P. **Wetland Conservation**. IUCN, 1990. p. 95.

Eiten, G. Vegetação do Cerrado. In: **Cerrado**. Pinto, M. N. (ed.). SEMATEC, Brasília/DF. p. 17-76. 1994.

Eiten, G. **Vegetação natural do Distrito Federal**. Ed. UnB. SEBRAE/DF, Brasília, DF. 2001.

Elachi, C. **Introduction to Physics and Techniques of Remote Sensing**. New York. Wiley & Sons, 1987.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistemas Orbitais de Monitoramento e Gestão Territorial. Disponível em: <<http://www.sat.cnpm.embrapa.br/>> Acesso em 15 de Julho de 2011.

Estados Unidos. Department of Energy. **Sequestration of carbon: State of the science**. Washington, 1999.

Eswaran, H.; Van den Berg, E.; Reich, P. Organic carbon in soils of the world. **J. Soil Sci. Soc. Am.**, v. 57, p. 192–194, 1993.

Farias, M. F. R. Integração de parâmetros morfométricos e interpretação de imagens orbitais para o auxílio no mapeamento de solos no Parque Nacional de Brasília, 136p. **Dissertação de Mestrado** (UnB GEA, Mestre, Gestão Ambiental e Territorial, 2008).

Ferreira, E. A. B.; Meirelles, M. L.; Franco, A. C.; Santos, J. L. M. Influência de variações ambientais sobre o fluxo de CO₂ em solos sob Campo Limpo Úmido no Cerrado. In: Simpósio Nacional do Cerrado, 9, 2008, Brasília. **Anais**. Brasília, Embrapa-CPAC, 2008.

Ferreira, E. A. B. Dinâmica do fluxo de CO₂ e do carbono da biomassa microbiana em diferentes sistemas de manejo do solo no Cerrado. **Dissertação de Mestrado**. (UnB Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Mestre, 2002).

Ferreira, L. G.; Huete, A. R. Assessing the seasonal dynamics of the Brazilian Cerrado vegetation through the use of spatial vegetation indices. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 25, n. 10, p. 1837-1860, 2004.

Ferreira, M. E.; Ferreira Júnior, L. G.; Sano, E. E.; Shimabukuro, Y. E. Spectral linear mixture modelling approaches for land cover mapping of tropical savanna areas in Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 28, n. 2, p. 413-429, 2007.

Ferreira, M. E. Análise do Modelo linear de mistura espectral na discriminação de fitofisionomias do Parque Nacional de Brasília (bioma Cerrado). **Dissertação de Mestrado**. (UnB IG, Mestre, 2003).

Ferreira, L. G.; Ferreira, N. C.; Ferreira, M. E. Sensoriamento Remoto da Vegetação: evolução e estado da arte. **Acta Scientiarum**. Biological Sciences, vol. 30, n. 4, p. 379-390, 2008.

França, A. M. S.; Sano, E. E.; Sousa, A. O.; Fonseca, R. A. Sensoriamento Remoto na identificação e quantificação de áreas úmidas no Distrito Federal. In: Simpósio Nacional do Cerrado, 9., 2008, Brasília. **Anais**. Brasília, Embrapa Cerrados, 2008.

França, A. M. S.; Sano, E. E. Desempenho das imagens do satélite sino-brasileiro de recursos terrestres – CBERS - na discriminação de áreas de Campo Limpo Úmido **Anais**. XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Curitiba, PR. 2011.

Galvão, L. S.; Vitorello, I. Role of organic matter in obliterating the effects of iron on spectral reflectance and color of Brazilian tropical soils. **International Journal of Remote Sensing**, v.19, p.1969-1979, 1998.

Gorham, E. In: Woodwell, G. M.; MacKenzie, F. T. **Biotic Feedbacks in the Global Climatic System**. Oxford University Press, New York. p. 169–187, 1995.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2001: Synthesis Report – A contribution of working groups I, II, III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press:Cambridge, 2001.

Jackson, R. D.; Huete, A. R. Interpreting vegetation indices. **Prev. Vet. Med.**, Amsterdam, v. 11, n. 3, p. 185-200, 1991.

Janzen, H. H.; Campbell, C. A.; Izaurralde, R. C.; Ellert, B. H.; Juma, N.; McGill, W. B.; Zentner, R. P. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. **Soil Till**, v. 47:181-195, 1998.

Jensen, J. R. **Remote Sensing of the Environment. An Earth Resource Perspective**. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall, 2000. 544 p.

Josephon, J. Status of wetlands. **Environmental Science & Technology**, v. 26, p. 422, 1992.

Keddy, P. A. **Wetland ecology. Principles and Conservation**. Cambridge University Press, p. 614, 2000.

Kiehl, E. J. **Manual de Edafologia – Relações Solo-Planta**. Editora Agronômica Ceres – São Paulo. p. 263.

Lal, R.; Kimble, J.; Follet, R. F. **Methods for Assessment of Soil Degradation**. In: Lal, R.; Blum, W. H.; Valentine, C.; Stewart, B. A. (eds.). CRC Press: Boca Raton, 1997.

Lal, R. World soils and the greenhouse effect. **Global Climate Newsletter**, v. 37, 1999.

Lark, R.M. Some tools for parsimonious modelling and interpretation of within-field variation of soil and crop systems. **Soil and Tillage Research**, v. 58, p. 99-111, 2001.

Lepsch, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de Textos, p. 178, 2002.

Lewis, A. J.; Henderson, F. M. Radar fundamentals: The geoscience perspective. In: **Principles and application of imaging radar: Manual of remote sensing**. New York: Floyd M. Henderson e Anthony J. Lewis, p. 866, 1997.

Machado, P. L. O. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, v. 28, p. 329-334, 2005.

Madeira Netto, J.S. **Étude quantitative des relations constituants minéralogiques - réflectance diffuse des latosols brésiliens**. Applications à l'utilisation pédologique des données satellitaires TM (région de Brasília). Paris, Éditions de l'ORSTOM, 1993. 236p.

Madeira Netto, J. Comportamento espectral dos solos. In: Meneses, P. R.; Madeira Netto, J. (org.). **Sensoriamento remoto: reflectância dos alvos naturais**. Brasília: UnB, p. 127-154, 2001.

Maltby, E.; Immirzi, C. P. Carbon dynamics in peatlands and other wetlands soils: regional and global perspectives. **Chemosphere**, v. 27, p. 999–1023, 1993.

McBratney, A.B.; Minasny, B.; Cattle, S.R.; Vervoort, R.W. From pedotranfer functions to soil inference systems. **Geoderma**, v. 109, p. 41-73, 2002.

Meirelles, M. L.; Ferreira, E. A. B.; Franco, A. C. **Dinâmica Sazonal do Carbono em Campo Úmido do Cerrado**. (Série Documentos, 164) Planaltina: Embrapa Cerrados, 29p., 2006.

Melack, J. M. Remote sensing of tropical wetlands. In: Ustin, S. (ed.). **Manual of Remote Sensing**, v. 4. Remote Sensing for Natural Resources Management and Environmental Monitoring. John Wiley & Sons, New York. p. 319-343, 2004.

Miranda, L. N. Prioridades e metodologias de pesquisa em várzeas na área de fertilidade do solo. Planaltina, DF. **Embrapa Cerrados. Documentos**, n. 33, p. 17, 1990.

Mitra, S.; Wassmann, R.; Vlek, P. L. G. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. **Current Science**, v. 88, p. 25-35, 2005.

Mitsh, W. J.; Gosselink, J. G. **Wetlands**. John Wiley & Sons, 2000. p. 920.

Munhoz, C. B. R.; Felfili, J. M. Florística do estrato herbáceo-subarbusivo de um campo limpo úmido em Brasília, Brasil. **Biota Neotropica**, v.7, n. 3. p. 205-215, 2007.

Noernberg, M. A. Discriminação de Plantas aquáticas utilizando dados SAR multipolarimétricos na Banda C. **Dissertação de Mestrado** (INPE, Mestre, Sensoriamento Remoto, 1996).

Novo, E. M. L. M. Bases teóricas para o uso de imagens SAR no estudo de áreas alagadas. **Anais 1º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**. Campo Grande, Brasil, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p.883-894, 2006.

Oliveira, J. B.; Jacomine, P. K. T.; Camargo, M. N. **Classes gerais de solos do Brasil. Guia auxiliar para seu reconhecimento**. Jaboticabal, FUNEP, p. 201, 1992.

Oliveira-Filho, A. T.; Shepherd, G. D.; Martins, F. R. & Stubblebine, W. H. Environmental factors affecting physiognomic and floristic variation in an area of cerrado in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, p. 413-431, 1989.

Olk, D. C.; Senesi, N. Properties of chemically extracted soil organic matter in intensively cropped lowland rice soils. In: Kirk, G. J. D.; Olk, D. C. (eds.). **Carbon and nitrogen dynamics in flooded soils**. Los Banos: International Rice Research Institute, 2000.

Ottmar, R. D.; Vihnanek, R. E.; Miranda, H. S.; Sato, M. N.; Andrade, S. M. A. **Séries de estéreo-fotografias para quantificar a biomassa da vegetação do cerrado no Brasil Central**. Brasília: USAID, UnB, p.88. 2001.

Ponnamperuma, F. N. The chemistry of submerged soils. **Advances in Agronomy**, New York, v. 24, p.29-96, 1972.

Post, W. M.; Emanuel, W. R.; Zinke, P. J.; Stangenberger, A. G. Soil carbon pools and world life zones. **Nature**, v. 298, p. 156-159, 1982.

Rangel, O. J. P.; Silva, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira Ciência Solo**, v. 31, p. 1609-1623, 2007.

Ratana, P.; Huete, A.; Ferreira, L. Analysis of Cerrado physiognomies and conversion in the MODIS seasonal-temporal domain. **Earth Interactions**, Washington, D.C., v. 9, p. 1-22, 2005.

Ratter, J. A.; Ribeiro, J. F.; Bridgewater, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, p. 223-230, 1997.

Rawls, W. J.; Gish, T. J.; Brakensiek, D. L. Estimating soil water retention from soil physical properties and characteristics. **Advances in Soil Science**, v. 16, p. 213-234, 1991.

Reatto, A.; Spera, S. T.; Correia, J. R.; Martins, E. S.; Milhomen, A. Solos de ocorrência em duas áreas sob matas de galeria no Distrito Federal: aspectos pedológicos, uma abordagem química e físico hídrica. In: Ribeiro, J. F.; Souza-Silva, J. C.; Lazarine, C. E. (eds.). **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina: Embrapa Cerrados, p. 115-140. 1998.

Resende, M.; Curi, N.; Santana, D. P. **Pedologia e fertilidade do solo: interações e interpretações**. Piracicaba, MEC/ESALQ/POTAFOS, p. 83, 1988.

Ribeiro, J. F.; Walter, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S. M.; Almeida, S. P. eds. **Cerrado: ambiente e flora**. EMBRAPA, CPAC, p. 86-166, 1998.

Rizzini, C. T. **Tratado de Fitogeografia do Brasil: Aspectos Ecológicos, Sociológicos e Florísticos**. 2 ed. Âmbito Cultural Edições, Rio de Janeiro, 1997.

Roberts, D. A. Mapping Chaparral in the Santa Monica Mountains using multiple endmember spectral mixture models. **Remote Sensing Environmental.**, New York, v. 65, n. 3, p. 267-279, 1998.

Roller, N. E. G. Remote sensing of wetlands. Environmental Research Institute of Michigan, **NASA-CR-153282**, Ann Arbor, p. 165, 1977.

Saito, E. A. Identificação de áreas de mata ciliar em região do Pontal do Paranapanema-SP utilizando fusão de imagens CCD/CBERS-2B e HRC/CBERS-2B. **Anais. XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, RN, 2009.

Salgado, M. P. G.; Trabaquini, K.; Oliveira, P. V. C.; Pereira, F. R. S. Análise de paisagem auxiliada por fusão de imagens orbitais e modelo digital de elevação. **Anais. II Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**, Corumbá, MS, 2009.

San José, J. J.; Bracho, R. Nikonova, N. Comparison of water transfer as a component of the energy balance in a cultivated Grass (*Brachiaria decumbens* Stopf) field and a savanna during the wet season of the Orinoco Llanos. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 90, p. 65-79, 1998.

Sauerbeck, D. R. CO₂ emissions and C sequestration by agriculture: Perspectives and limitations. **Nutr. Cycl. Agroecosyst**, v. 60, p. 253-266, 2001.

Scatena, V. L.; Scremin-Dias, E.. Parênquima, Colênquima e Esclerênquima. In: Appezzato-da-Glória, B.; Carmello-Guerreiro, S. M. (eds). **Anatomia Vegetal**. UFV, Viçosa, p.109-127, 2003.

Scremin-Dias, E. O retorno à origem aquática. In: Scremin-Dias, E.; Pott, V. J.; Hora, R. C.; Souza, P. R. (orgs). **Nos jardins submersos da Bodoquena**. UFMS, Campo Grande, p.25-41. 1999.

Silva, L. S.; Sousa, R. O.; Pocijeski, E. Dinâmica da matéria orgânica em ambientes alagados. In: Santos, G. A.; Silva, L. S.; Canellas, L. P.; Camargo, F. A. O. (eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo - Ecossistemas Tropicais & Subtropicais**. Porto Alegre : Metrópole, p. 525-543, 2008.

Shimabukuro, Y. E.; Smith, J. A. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.**, New York, v. 29, n. 1, p. 16-20, 1991.

Shimabukuro, Y. E.; Novo, E. M.; Ponzoni, F. J. Índice de vegetação e modelo linear de mistura espectral no monitoramento da região do Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 33, p. 1729-1737, 1998.

Sjors, H. Peat on earth: multiple use or conservation? **Ambio**, v. 9, p. 303-308, 1980.

Suguo, K.; Bigarella, J. J. **Ambientes Fluviais**. Florianópolis: Editora da UFSC, 1990.

Suso, J.; Llamas, M. R. Influence of groundwater development on th Donana National Park ecosystems. **Jornal of Hydrology**, v. 141, p. 239-269, 1993.

Ulaby, F. T.; Moore, R. K.; Fung, A. K. **Microwave remote sensing active and passive**. Addison-Wesley, 1981.

Valeriano, M. M. Modelo digital de variáveis geomorfométricas com dados SRTM para o território nacional: o projeto TOPODATA. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto XII, Goiânia. **Anais**. São José dos Campos: INPE, p. 3595-3602, 2005.

Valeriano, M. M.; Kuplich, T.M.; Storino, M.; Amaral, B.D.; Mendes, J.N.; Lima, D.J. Modeling small watersheds in Brazilian Amazônia with Shuttle Radar Topographic Mission – 90 m data. **Computers e Geosciences**. v. 32, p. 1169-1181, 2006.

WBGU – German Advisory Council on Global Change. The Accounting of Biological Sinks and Sources Under the Kyoto Protocol - A Step Forwards or Backwards for Global Environmental Protection? **Special Report**, p. 75, 1998.

Wösten, J. H. M. Pedotransfer functions to evaluate soil quality. In: Gregorich, E. G.; Carter, M. R. eds. **Soil quality for crop production and ecosystem health**. Developments in Soil Science, Amsterdam, v. 25, p. 221-245, 1997.

Wösten, J. H. M.; Pachepsky, Y. A., Rawls, W.J. Pedotransfer functions: bridging gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. **Journal of Hydrology**, v. 251, p. 123-150, 2001.

Yavitt, J. B. Carbon dynamics in appalachian peatlands of west Virginia and western Maryland. **Water, Air and Soil pollution**, v.77. p. 271-290, 1994.

Zinn, Y. L.; Lal, R.; Resck, D. V. S. Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for Brazilian Cerrado soils. **Geoderma**, v. 127, p. 168-173, 2005.