UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

SUSIAN CHRISTIAN MARTINS

Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo

Piracicaba
2010

SUSIAN CHRISTIAN MARTINS

Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente

Orientador: Prof[a]. Dr[a]. Marisa de Cássia Piccolo

Piracicaba

2010

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Martins, Susian Christian
Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo / Susian Christian Martins; orientadora Marisa de Cássia Piccolo. - - Piracicaba, 2010.
155 p.: fig.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Biogeoquímica 2. Carbono 3. Ecossistemas florestais 4. Fertilidade do solo 5. Florestas tropicais 6. Isótopos 7. Mineralogia do solo 8. Nitrogênio I. Título

CDU 631.47:631.41

AGRADECIMENTOS

A Professora Dra. Marisa de Cássia Piccolo pela oportunidade, orientação, confiança e apoio para a realização desse trabalho.

Aos Professores Dr. Plínio Barbosa de Camargo e Dr. Luiz Antonio Martinelli pela orientação e amizade.

A coordenação do Projeto Temático BIOTA/FAPESP – Gradiente Funcional pelo apoio logístico.

A todos aqueles que trabalharam na implantação das áreas de estudo, tornando possível a elaboração deste trabalho.

Aos Professores Dr. José Carlos Casagrande, Dr. Renato Marques e Dr. Jean Paul Laclau pelas valiosas sugestões durante minha qualificação.

Ao CENA/USP pela oportunidade que me foi oferecida e a FAPESP pela concessão da bolsa de doutorado.

Aos diretores e funcionários do Parque Estadual da Serra do Mar (Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia) pela possibilidade de realização desse trabalho.

A todas as "vítimas" que me ajudaram durante as coletas de solo subindo e descendo trilhas carregando amostras de solos e cavando muitos buracos, sem vocês esse trabalho não seria possível. Muito obrigada!

A toda a turma das coletas de serapilheira por divertidas noites na Base Itamambuca ouvindo as "aventuras inéditas" do Cotoco.

Ao Wagner (Santa Virgínia), Edvaldo (Restinga e Casa da Farinha), Seu Salvador e Seu Oswaldo sempre com seu cafezinho (Fazenda Capricórnio) pela imensa ajuda nas coletas de campo.

Aos ex-estagiários Luis Otávio Granço Correia, Carla Alberoni Rosada e Diego Almeida que me ajudaram muito em todas as etapas desse trabalho.

A Fabiana e Toninha pela grande ajuda nas análises isotópicas de solo e serapilheira.

Ao Luiz Silva e Marcos de Camargo pela ajuda nas análises de fertilidade dos solos.

Ao Professor Dr. Francisco Monteiro, Lúcia, Lurdes, Ednéia e Nivanda pela ajuda nas análises químicas de serapilheira.

A Professora Dra. Célia Monte pela ajuda nas análises mineralógicas dos solos.

A Regina pela ajuda nas análises da qualidade de serapilheira.

A Neuda, Cláudia e Sonia por sempre estarem prontas para tirar minhas dúvidas na Seção de Pós Graduação do CENA/USP.

A Marília pela correção e revisão da tese.

A Mara Casarin pela ajuda "burocrática" e a Sandra, Liliam e Greg pela ajuda no preparo das amostras.

Aos amigos e colegas do Laboratório de Ecologia Isotópica (Eráclito, Vânia, Alê, Simoni, Beth, Maíra, Jadson, Daniel, Urso, Joba, Fidéu, Tati, Gustavo, Sandra Navarro, Sandra Furlan, Lú, Fernando, Uwe, Edmar, Marquinhos, Giovana, Nei, Rodrigão, Tina, Michela, Zé Mauro, Alexandre, Duzão, Silvia, Luiz, Leonardinho, Léo, Fernanda, Bruno, Janaína Braga, Simone Vieira, Luciana Alves, Gabriela Nardoto), Ciclagem de Nutrientes (Caio, Denise e Diego) e Biogeoquímica Ambiental (Tucano, Chico, Leidi, Gabor, João, Ciniro, Maísa, Cindy, Stoécio, Cláudia Brasil, Bruna, Angélica, André)...espero não ter esquecido de ninguém!

A todos os queridos amigos e amigas que fiz em Piracicaba, em especial a Sol e Carla.

As amigas Nataly e Dani pelo teto concedido.

Aos meus pais Lucia e Luiz, meu irmão Marco, ao Édi e a todos os familiares que mesmo longe sempre estão no meu pensamento.

A cidade de UBATUBA que me inspirou por sua beleza em todas as etapas do processo... criação, elaboração e conclusão.

A cidade de PIRACICABA que desde o primeiro dia me conquistou.

A todos que de alguma forma me ajudaram na realização desse trabalho.

A Deus que me concede serenidade para aceitar as coisas que não posso modificar, coragem para modificar aquelas que eu posso e sabedoria para reconhecer a diferença.

OBRIGADA!

RESUMO

MARTINS, S. C. **Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo.** 2010. 155 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

A Mata Atlântica de Encosta é um importante bioma situado na costa brasileira de norte a sul e é considerado um hot-spot em termos de biodiversidade. Ainda não se tem informações suficientes disponíveis sobre o funcionamento biogeoquímico da Floresta Atlântica na faixa litorânea ao longo do gradiente altitudinal. O objetivo principal desse estudo foi entender o funcionamento biogeoquímico básico da Mata Atlântica de Encosta. As áreas estudadas foram: Mata de Restinga a 0m (nível do mar); Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas a 100m de altitude; Floresta Ombrófila Densa Submontana a 400m de altitude; Floresta Ombrófila Densa Montana a 1000m de altitude. A área amostrada foi de 1ha a 0m a de 2ha a 100m, 400m e 1000m. Foram coletadas 32 amostras de solo (0-1,0m de profundidade), bem como abertas trincheiras para a caracterização pedológica e determinação da densidade dos solos em cada altitude. As amostras de serapilheira produzida foram coletadas quinzenalmente (n=30) e as amostras de serapilheira acumulada mensalmente (n=30), ambas durante 12 meses em todas as altitudes. A caracterização do solo foi realizada através da classificação pedológica, análises químicas, físicas, isotópicas e mineralógicas. A serapilheira foi caracterizada através da determinação da sua produção, estoque, estimativa da decomposição e parâmetros de qualidade, análises químicas e isotópicas em todas as áreas estudadas. O estudo mostrou um forte controle altitudinal na concentração nutricional dos solos, visto que nas maiores altitudes (400m e 1000m) os solos apresentaram maior fertilidade que os solos nas menores altitudes (0m e 100m). Os solos do presente estudo são pobres em cátions básicos e ricos em alumínio quando comparados aos solos de outras florestas tropicais como a Amazônia e a Serra da Mantiqueira. A concentração de nutrientes foi maior na camada superficial dos solos. Observou-se um enriquecimento em $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em profundidade em todas as áreas estudadas. Os valores de $\delta^{13}C$ dos solos representaram a vegetação natural predominante de plantas de ciclo C3. A topografia, textura do solo e microclima de cada gradiente altitudinal influenciaram na variação dos atributos dos solos das áreas de estudo. Diferentemente dos solos, a concentração nutricional da serapilheira não seguiu um padrão ao longo do gradiente altitudinal. A produção de serapilheira foi maior nas florestas de menores altitudes (0m e 100m). As florestas nas maiores altitudes (400m e 1000m) apresentaram menores taxas de decomposição. A análise de componentes principais foi útil no agrupamento das áreas amostradas. Os resultados apresentados apontam para a existência de um mecanismo que direciona a um ciclo fechado de nutrientes nas florestas estudadas.

Palavras-chaves: Mata Atlântica. Fertilidade do solo. Serapilheira. Gradiente altitudinal.

ABSTRACT

MARTINS, S. C. **Soil and litter characterization of the Atlantic Forest throughout the altitudinal gradient, São Paulo State.** 2010. 155 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

The Atlantic Rainforest is an important Biome spanning the coast of Brazil from north to south and is considered a hot-spot in terms of biodiversity. Up to now, little information has been available on the basic biogeochemistry functioning of the coastal Atlantic Forest throughout the altitudinal gradient. The aim of this study was to understand the basic biogeochemistry functioning of the coastal Atlantic Forest. The studied areas were: *Restinga Forest* at sea level; *Lowland Forest* at 100m above sea level (*asl)*; *Submontane Forest* at 400m *asl* and; *Montane Forest* at 1000m *asl*. The sampling area was 1 ha at 0m and 2 ha at 100m, 400m and 1000m *asl*. Soils samples (0-1.0m depth) were collected (n=32) from square regular grids, 30m away from each other. The litterfall samples were collected biweekly (n=30) and the forest floor litter accumulated ($0.06m^2$) was collected monthly (n=30), during 12 months, in each forest type. For the soil characterization was selected chemical, physical, isotopic and mineralogical data for the soils sampled. For the litter characterization was selected production, stock, decomposition, quality, chemical and isotopic data in each forest type. Our study showed strong altitudinal control in the nutritional concentration of soils; therefore, higher altitudes (400m and 1000m) tend to have higher richer soils than lower altitudes (0m and 100m). The soils of our study sites are poor in basic cations and rich in aluminum concentration compared with Amazon soils and other soils of the inland Atlantic Forest. The large nutritional stocks are concentrated in the upper layer. There is an enrichment of $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ in depth in each studied site. The soil $\delta^{13}C$ values were represented by C3 plants values. Thus, local topography, soil texture and microclimate of each altitudinal gradient influenced the soil attribute distribution of the study area. There isn't an altitudinal control in the nutritional concentration of litter. The litterfall was higher at 0m and 100m *asl.* The litter decomposition was smaller at 400m and 1000m *asl.* Analyses of the main components were useful in studying phytophysiognomie groups. The results suggest the existence of a mechanism that directs a closed nutrient cycle in these forests.

Key-words: Atlantic Rainforest. Soil fertility. Litter. Altitudinal gradient.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 11

1.1 OBJETIVOS 13

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 13

1.3 HIPÓTESES 14

2 DESENVOLVIMENTO 15

2.1 Revisão bibliográfica 15

2.1.1 Mata Atlântica e Mata de Restinga 15

2.1.2 Formação geológica da Serra do Mar do Estado de São Paulo 17

2.1.3 Caracterização dos solos da Mata Atlântica 17

2.1.4 Ciclagem de nutrientes 19

2.1.5 Produção de serapilheira 22

2.1.6 Decomposição de serapilheira 23

2.1.7 Matéria orgânca do solo, Carbono total e $\delta^{13}C$ do solo 26

2.1.8 Nitrogênio total e $\delta^{15}N$ do solo 29

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS 33

2.2.1 Descrição das áreas 33

2.2.1.1 Núcleo Santa Virgínia 34

2.2.1.2 Núcleo Picinguaba 35

2.2.1.3 Redefinição do sistema de classificação da vegetação 37

2.2.2 Alocação das parcelas 38

2.2.3 Amostragem de solo 40

2.2.4 Preparo das amostras de solo 43

2.2.5 Análises químicas de solo 43

2.2.6 Análises físicas de solo 44
2.2.7 Estoques de Carbono, Nitrogênio e nutrientes do solo 45
2.2.8 Determinação da variação isotópica $^{13}C/^{12}C$ e $^{15}N/^{14}N$ e dos teores de C e N total do solo 45
2.2.9 Mineralogia do solo 46
2.2.10 Ataque sulfúrico e alcalino 46
2.2.11 Produção e variação temporal de deposição da serapilheira 47
2.2.12 Estimativa do estoque de serapilheira acumulada 48
2.2.13 Estimativa da taxa de decomposição da serapilheira (K) 49
2.2.14 Análises químicas e isotópicas da serapilheira 50
2.2.15 Determinação da celulose, hemicelulose e lignina 51
2.2.16 Forma de análise dos resultados 51
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES 52
2.3.1 Classificação dos solos estudados 52
2.3.2 Mineralogia dos solos estudados 56
2.3.3 Caracterização física dos solos estudados 63
2.3.4 Caracterização química dos solos estudados 67
2.3.5 Concentração de N e $\delta^{15}N$ do solo 74
2.3.6 Concentração de C e $\delta^{13}C$ do solo 78
2.3.7 Análises de componentes principais entre os atributos do solo 83
2.3.8 Estoques de macronutrientes, C, Na e Al do solo 85
2.3.9 Comparação dos solos estudados com os solos da Floresta Amazônica e Serra da Mantiqueira 90
2.3.10 Produção e estoque de serapilheira 99
2.3.11 Estimativa da taxa de decomposição da serapilheira 104

2.3.12 C e N da serapilheira 107
2.3.13 Qualidade da serapilheira 110
2.3.14 Concentração de nutrientes na serapilheira sobre o solo 114
2.3.15 $\delta 1^3$C e $\delta 1^5$N da serapilheira 119
2.3.16 Análise de componentes principais da serapilheira 122
3 CONCLUSÕES 124
REFERÊNCIAS 127
APÊNDICES 145

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica, situada principalmente na costa brasileira, originalmente ocupava uma área de 148.194.638 ha. Abrange muitos tipos de ecossistemas tropicais e possui uma das maiores biodiversidades e endemismos do mundo (MYERS et al., 2000; RIBEIRO et al., 2009).

Desde 1500, quando teve início a colonização da costa brasileira pelos portugueses, a Floresta Atlântica foi submetida por diversos tipos de exploração. Primeiramente foi a retirada da madeira brasileira denominada Pau Brasil, uma árvore leguminosa de cor vermelha e exportada para a Europa pelos portugueses (BUENO, 2002). Após 500 anos da chegada dos portugueses e diversos ciclos agrícolas como a cana de açúcar, café, algodão, pastagem, e ultimamente a pressão da urbanização, muito da Floresta Atlântica foi perdida, visto que restam apenas 11,73% (16.377.472 ha) da vegetação original (RIBEIRO et al., 2009), distribuída em muitos fragmentos de tamanhos e estados de conservação diferentes.

Nos últimos 300 anos a Floresta Atlântica, localizada em locais montanhosos do litoral do Estado de São Paulo (Serra do Mar), tem sido menos explorada com as mudanças no uso da terra (DEAN, 1995), principalmente devido as suas íngremes inclinações. Interessante ressaltar que, embora a faixa litorânea da Mata Atlântica seja próxima a grandes centros urbanos como São Paulo e Rio de Janeiro, a região mais densamente povoada do Brasil, incluindo grandes universidades e centros de pesquisa, paradoxalmente sabe-se muito menos sobre esta floresta do que a floresta Amazônica situada em uma área remota com capacidade científica reduzida se comparada com a região sudeste do Brasil.

Ainda não se tem informações suficientes disponíveis sobre o funcionamento biogeoquímico da Floresta Atlântica na faixa litorânea. Por exemplo, é desconhecido se estas florestas litorâneas têm um ciclo de nutrientes fechado, um paradigma que persiste por muitos anos na ecologia tropical da floresta e já entendido na região central da Amazônia, onde a

vegetação luxuriante coexiste com solos pobres, ácidos e com lixiviação de nutrientes devido a uma série de mecanismos de preservação de nutrientes. Este paradigma foi primeiramente proposto por Hardy (1936) e confirmado em algumas regiões da Amazônia por Jordan e Herrera (1981). Por outro lado, não se sabe se estas florestas tropicais estão sob solos férteis, permitindo um ciclo aberto de um ou mais nutrientes (VITOUSEK; SANFORD, 1986). O domínio de uma estratégia de ciclagem de nutrientes é crucial nos programas de regeneração da floresta. Isto é especialmente importante com base no decreto que regulamenta a Lei da Mata Atlântica (lei 11.428 de 22 de Dezembro de 2006) assinado no governo do Presidente Luís Inácio Lula da Silva para aumentar a área de preservação da floresta de 7% para 20%.

A primeira etapa para se compreender completamente o funcionamento biogeoquímico básico de uma floresta tropical é avaliar seus tipos de solos e fertilidade, uma vez que este reservatório é o principal provedor de nutrientes para as plantas e, consequentemente, para o ecossistema inteiro. Nesse estudo foi investigada a distribuição de nutrientes do solo e serapilheira entre quatro diferentes tipos de florestas distribuídas ao longo do gradiente altitudinal da Floresta Atlântica do litoral do Estado de São Paulo; para posterior comparação com outras florestas tropicais, especialmente a Floresta Tropical Amazônia central, onde os estoques de nutrientes no solo são baixos, provocando uma ciclagem de nutrientes fechada de cátions e ânions principais, e com outras áreas do Bioma Mata Atlântica.

Na porção norte da Floresta Atlântica do estado de São Paulo em uma pequena distância (< 10 km) há uma inclinação altitudinal abrupta, variando de zero (nível do mar) até 1000m. De acordo com Veloso, Rangel Filho e Lima (1991) a fitofisionomia da floresta varia ao longo da inclinação assim como a precipitação e a temperatura. Conseqüentemente, as duas perguntas fundamentais deste estudo são: i) qual é o status nutricional do solo e serapilheira na Floresta Atlântica litorânea do estado de São Paulo quando comparado aos solos tropicais pobres da Amazônia central e de outras áreas da Mata Atlântica? e ii) há uma mudança no

índice nutricional do solo e serapilheira ao longo do inclinação altitudinal observado em nossa área de estudo?

1.1 OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi caracterizar os solos e serapilheira da Mata Atlântica de Encosta do Estado de São Paulo ao longo do gradiente altitudinal.

Esse trabalho foi parte integrante do projeto temático "Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar" (processo FAPESP nº 03/12595-7) e do Projeto de Auxílio à Pesquisa "Ciclagem de Carbono, Nitrogênio e nutrientes de solo em Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual da Serra do Mar, no Estado de São Paulo" (processo FAPESP nº 07/52482-8), devendo ser salientado que os dados desse trabalho de pesquisa foram de extrema importância para o conhecimento das influências do tipo de solo na composição florística, que não foi incluído no Projeto Temático.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1) Determinar a composição química, física, isotópica, mineralógica e estoque nutricional dos diferentes solos ao longo do gradiente altitudinal;

2) Avaliar a deposição, estoque e decomposição de serapilheira ao longo do gradiente altitudinal;

3) Determinar a qualidade, composição nutricional e isotópica da serapilheira ao longo do gradiente altitudinal.

1.3 HIPÓTESES

- O atual paradigma sobre florestas tropicais será válido para a Mata Atlântica, ou seja, haverá uma relativa deficiência de fósforo e cátions básicos e uma relativa riqueza de nitrogênio;

- A relatividade da abundância ou pobreza de determinado nutriente variará ao longo do gradiente altitudinal, visto que ecossistemas mais antigos tendem a ser menos limitados por nitrogênio que ecossistemas jovens, portanto, se espera que os maiores teores de nitrogênio sejam observados nas maiores altitudes, onde os sistemas são mais antigos que a Mata de Restinga;

- A granulometria e o material de origem do solo influenciarão nos teores de nutrientes do solo;

- A produção de serapilheira será maior nas florestas de menores altitudes como a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, e a menor produção será encontrada na floresta de maior altitude como a Floresta Ombrófila Densa Montana. Isso ocorre porque em florestas localizadas em menores altitudes a temperatura e umidade são maiores, fazendo com que a produção de serapilheira também seja maior.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1.1 Mata Atlântica e Mata de Restinga

A Floresta Ombrófila Densa Atlântica (Mata Atlântica), segundo informações do IBGE, se estendia desde o Cabo de São Roque, no Estado do Rio Grande do Norte, até o município de Osório, no Rio Grande do Sul, restando apenas 7,6% da cobertura original da Mata Atlântica. Hoje o que resta de mais significativo da Mata Atlântica está concentrado nas encostas litorâneas das regiões Sudeste e Sul, que em virtude das dificuldades impostas pelo relevo da Serra do Mar, não foi igualmente devastado como suas porções mais planas no restante do Brasil (SMA, 1996).

Originalmente, o Estado de São Paulo apresentava cerca de 82% de sua área coberta por formações florestais que, genericamente, são enquadradas como Mata Atlântica "*sensu latu*" (JOLY et al., 1999). Atualmente restam apenas 12% desta cobertura florestal, e menos do que 5% são efetivamente de florestas nativas inteiramente preservadas (KRONKA et al., 2003). Os fragmentos florestais remanescentes apresentam diversos tamanhos, formas, estádios de sucessão e situação de conservação. A Mata Atlântica no Estado de São Paulo se encontra subdividida em quatro faciações ordenadas segundo a hierarquia topográfica, que refletem fisionomias e composições diferentes, de acordo com as variações das faixas altimétricas e latitudinais. Essa divisão em faciações altitudinais não é somente importante em termos fisionômicos, mas também em termos de funcionamento. Em termos gerais, a Mata Atlântica pode ser vista como um mosaico diversificado de ecossistemas, apresentando estruturas e composições florísticas diferenciadas, em função de diferenças de solo, relevo e

características climáticas existentes na ampla área de ocorrência desse bioma no Brasil (IBAMA, 2008).

Restinga é um termo muito usado na literatura brasileira tanto para designar um tipo de vegetação costeira quanto para referir-se às áreas de depósito arenoso de origem marinha. O uso desse termo seja num sentido ecológico, botânico ou geomorfológico, deve-se exatamente à estreita relação que esta vegetação tem com o solo em que ocorre (REIS-DUARTE, 2004). As planícies arenosas (restingas) são caracterizadas pelo relevo plano, pouco acentuado, formando praias, cordões, depressões entre cordões, dunas e lagoas (SUGGIO; TESSLER, 1984).

Como a constituição dos depósitos arenosos costeiros no litoral brasileiro é variada, há variados tipos de vegetação sobre estes solos. Numa extensão de costa tão grande, espera-se que essa variação não seja decorrente apenas da variação geográfica por diferenciação ecológica, mas também devido aos diversos fatores que compõe a história de cada região (CERQUEIRA, 2000).

A floresta baixa de restinga é constituída por estratos, predominantemente, arbustivo e arbóreo, possui fisionomia arbórea com dossel e estrato inferior abertos e árvores emergentes. As árvores, em geral, alcançam 3m a 10m de altura, sendo que as emergentes chegam a 15m e há grande número de plantas com caules ramificados desde a base. Embora haja uma diversidade de epífitas, com destaque para as bromeliáceas, orquidáceas e aráceas, as trepadeiras são escassas. O substrato é arenoso e seco, com as raízes formando trama superficial. A serapilheira forma uma fina camada, com grande quantidade de folhas não decompostas, podendo ocorrer acúmulo em alguns locais (SATO, 2007). Segundo a Resolução CONAMA nº 7/96, as Restingas ocorrem em áreas de grande diversidade ecológica, sendo consideradas comunidades edáficas por dependerem mais da natureza do solo que do clima. Na restinga os estágios sucessionais diferem daqueles das formações

ombrófilas e estacionais, ocorrendo notadamente de forma mais lenta, em função do substrato que não favorece o estabelecimento inicial da vegetação, principalmente por ausência de nutrientes.

2.1.2 Formação geológica da Serra do Mar do Estado de São Paulo

A geologia da Serra do Mar é composta basicamente por rochas cristalinas Pré-Cambrianas formadas a 4,5 bilhões de anos entre os períodos Terciário e Cretáceo, onde se originaram diques de diabásio e granitos alcalinos com biotita e barkevicita. É um dos maciços mais altos do Brasil e se estende como uma cadeia montanhosa proeminente no sentido SW-NE. A proximidade da estrutura cristalina da Serra do Mar com a linha de costa origina a feição dos costões rochosos na região sudeste do país. Estes podem ser constituídos por matacões de diferentes tamanhos (costão fragmentado) ou por paredões contínuos, dependendo da susceptibilidade dos materiais que os formam em relação à ação do intemperismo que sofrem. Na região de Ubatuba, a sedimentação quartenária é constituída de depósitos marinhos holocênicos, cobertos com colúvios e sedimentos aluviais, de origem continental, próximos ao embasamento cristalino (MARTIN; SUGUIO, 1975). O relevo na Mata de Restinga é plano, pouco acentuado, formando praias, cordões, depressões entre cordões, dunas e lagoas. À medida que aumenta o gradiente altitudinal o relevo varia entre plano à fortemente ondulado com escarpas da Serra do Mar.

2.1.3 Caracterização dos solos da Mata Atlântica

Florestas tropicais, mesmo em solos de baixa fertilidade, não apresentam sintomas de deficiências nutricionais, devido à decomposição do material orgânico ao longo do ano,

associada a uma pequena perda por lixiviação e absorção de elementos do solo pela vegetação (SILVA et al., 2007). Com isto, observa-se que, nos solos sob floresta, as perdas de nutrientes do ecossistema são menores em relação àqueles sob pastagem, principalmente, pela heterogeneidade da composição florística (FONSECA, 1984), isso porque a ciclagem de nutrientes em florestas envolve um conjunto complexo de mecanismos de realimentação direta e indireta entre o solo e a vegetação (FERREIRA et al., 2006).

O solo, em relação ao clima, à geologia e a outros fatores do ecossistema, é considerado como o melhor estratificador de ambientes (RESENDE; REZENDE, 1983), existindo estreita relação entre o tipo de vegetação e as propriedades do solo sobre o qual essa vegetação está instalada (RESENDE; CURI; SANTANA, 1988). Ele varia em pequenas distâncias e suas características, inclusive as topográficas, podem originar padrões intrincados de disponibilidade de recursos, como radiação solar direta, água e nutrientes, o que influencia a vegetação, a sustentabilidade agrícola, a instabilidade à erosão e aos desbarrancamentos e a biodiversidade (RESENDE; LANI; REZENDE, 2002). O uso racional das terras exige o conhecimento prévio de suas características e limitações, as quais são obtidas através dos levantamentos pedológicos e de aspectos do meio físico, constituindo informações adequadas para a sua classificação (PEDRON; DALMOLIN; AZEVEDO, 2006). A variabilidade espacial das propriedades dos solos não é aleatória, ao contrário, ocorre de maneira continua no espaço e comumente, tende a diminuir conforme a distância entre pontos no espaço diminui. Assim, o conhecimento dos atributos do solo é básico para o entendimento e conservação do ambiente. A variação das características do solo está relacionada com fatores de sua formação (JENNY, 1941) e com o efeito do manejo do solo (DOBERMANN; GEORGE, 1994).

De modo geral, os solos de Mata Atlântica são muitos lixiviados, ácidos e distróficos e, embora haja alguns estudos sobre ecologia e ciclagem de nutrientes conduzidos em áreas de

Mata Atlântica (LEITÃO-FILHO, 1993; VILLELA, 2006), pouco se conhece sobre a dinâmica de nutrientes que ocorre nestes solos, provenientes principalmente de rochas cristalinas pré-paleozóicas (granitos e gnaisses) e rochas sedimentares.

2.1.4 Ciclagem de nutrientes

Em ecossistemas florestais a ciclagem de nutrientes ocorre envolvendo o processo de transferência dos minerais acumulados na biomassa vegetal para o solo, o que se dá principalmente através da queda de resíduos da parte aérea, formando a serapilheira que, com sua decomposição, possibilita a posterior liberação dos nutrientes que serão reabsorvidos pelas plantas e por outros organismos do sistema (TOLEDO; PEREIRA, 2004).

O processo de ciclagem de nutrientes pode ser avaliado de acordo com o objetivo do estudo e é composto pelo ciclo geoquímico, biogeoquímico e bioquímico (GAMA-RODRIGUES, 2004). No ciclo geoquímico as principais entradas de nutrientes ocorrem via intemperismo, adições atmosféricas, fixação biológica de N e fertilização. A saída de nutrientes ocorre via lixiviação, fixação pela fase mineral do solo, escorrimento superficial, erosão, desnitrificação, volatilização por queima de resíduos e colheita. O ciclo bioquímico envolve a translocação de nutrientes de tecidos velhos e fotossintéticamente inativos para os tecidos novos da planta e com grande atividade de crescimento, sendo que o Ca é exceção devido a sua imobilidade. O ciclo biogeoquímico inicia-se com o processo de absorção e acúmulo do nutriente na biomassa, sua alocação nos diferentes compartimentos da planta e renovação das raízes, incorporação do mesmo no solo mediante a decomposição e lixiviação da serapilheira acumulada e conclui-se com a reabsorção do nutriente pela planta. Dentre os ciclos biogeoquímicos, estão o da água, do N, do P, do C, do O_2 e do S. As variações nas concentrações de nutrientes entre o folhedo e a serapilheira serão indicadoras da intensidade

de ciclagem biogeoquímica dos nutrientes da serapilheira (CUNHA; GAMA-RODRIGUES; COSTA, 2005; ZAIA; GAMA-RODRIGUES, 2004).

O estudo da ciclagem de nutrientes (ciclo biogeoquímico) desempenha um papel importante no conhecimento das condições e dinâmica dos processos internos dos ecossistemas naturais, que auxiliam no entendimento das rápidas mudanças provocadas pela exploração florestal no meio ambiente (FEGER; RASPE, 1998; VOGEL; SCHUMACHER; TRÜBY, 2007).

A ciclagem biogeoquímica (solo-planta-solo) de nutrientes, bastante pronunciada em povoamentos florestais após o fechamento de copas, tem efeitos estimulantes sobre o crescimento das raízes finas na superfície do solo, devido ao provimento de um microambiente propício ao seu desenvolvimento e por ser uma fonte rica de nutrientes (GONÇALVES; MELLO, 2000).

A serapilheira, em um ecossistema florestal, é responsável pela retenção de grandes quantidades de nutrientes, sendo uma fonte importante de devolução de nutrientes para o solo (BRUN, 2004; CALDEIRA, 2003; SILVEIRA et al., 2007; TOLEDO; PEREIRA; MENEZES, 2002), constituindo uma via importante do ciclo biogeoquímico, especialmente em solos altamente intemperizados, nos quais a biomassa vegetal é o principal reservatório de nutrientes (REIS; BARROS, 1990; VOGEL; SCHUMACHER; TRÜBY, 2007).

O C participa em diversos ciclos, sendo possível identifica-lo em ciclos longos e curtos. O Ciclo Longo ou Geológico do C é da ordem de 500 milhões de anos e é estudado nos processos de vulcanismo e dos movimentos tectônicos da Terra. Sobre os ciclos desta ordem, as ações antrópicas são praticamente inócuas. O Ciclo Curto do C pode ser entendido como aquele que engloba a matéria orgânica em seus estados lábil, de decomposição lenta, rápida ou refratária (recalcitrante), cujos ciclos são da ordem de dias até centenas de anos. São ciclos que têm uma grande importância para os processos de alterações climáticas, pois as

ações antrópicas podem ter grande impacto sobre a mesma (MANFRINATO, 2002). A matéria orgânica grosseira em ambientes florestais obedece a um ciclo desta ordem.

Nos ecossistemas naturais o C orgânico estocado nos solos tem como principal origem os resíduos da vegetação nativa (MENEZES, 2008). Como a ciclagem que ocorre em sistemas florestais é biologicamente regulada, com intensa reciclagem de matéria orgânica, é normal que a ciclagem de C seja fortemente alterada pelas intervenções a que a floresta seja submetida, tendo sua intensidade controlada por uma maior ou menor alteração da cobertura e da biomassa vegetal.

Os processos de transferência de N dentro do ecossistema baseiam-se na produção de resíduos e sua decomposição (mineralização e humificação), e na sua translocação através da água. A mineralização e nitrificação são processos chave que afetam concentrações de N inorgânico disponível para a absorção de plantas e microrganismos, o transporte para a água superficial e subterrânea ou perdas gasosas.

O N pode ingressar no sistema solo-planta por deposições atmosféricas (NH_4^+, NO_3^-, NO_2^-), fixação biológica (simbiótica ou não), adubações químicas ou orgânicas. Por outro lado, pode sair por meio de remoção de culturas e variados mecanismos de perdas, que incluem lixiviação, volatização e desnitrificação. O ciclo do N é controlado por fatores físicos, químicos e biológicos e por condições climáticas as quais são difíceis de prever e controlar (CANTARELLA, 2007).

As reações envolvendo N ligado à matéria orgânica do solo são predominantemente mediadas por microorganismos e, portanto, afetadas por condições ambientais e climáticas. Assim, dependendo da umidade, temperatura, pH, entre outros, o N pode ser retido e se tornar disponível para as plantas, ou ser perdido para as águas superficiais do subsolo, ou para a atmosfera na forma de gás (SOUZA NETO, 2008). Dos microorganismos do solo, as bactérias e os fungos são os mais importantes quando se refere às transformações de N,

seguidos pelos actinomicetos e as algas. Os fungos têm por característica a mineralização de frações nitrogenadas orgânicas, produzindo amônio ou outros compostos nitrogenados simples e ao mesmo tempo liberam C para a síntese celular. As bactérias merecem destaque, pois atuam na decomposição da matéria orgânica e são as principais responsáveis pelos processos de desnitrificação e nitrificação (PICCOLO, 1989).

2.1.5 Produção de serapilheira

Na construção e manutenção da fertilidade do solo, a matéria orgânica do solo (MOS) é fundamental, uma vez que influencia inúmeras características, dentre elas: elevação da CTC; liberação lenta de P, N, S e água; aumento da disponibilidade dos micronutrientes, com a formação de quelatos; aumento de retenção d'água; melhoria da estrutura; favorecimento do controle biológico, com maior população microbiana e melhoria da capacidade tampão do solo (RAIJ, 1991). O acúmulo de matéria orgânica no solo tem como principal responsável a deposição de materiais orgânicos provenientes da vegetação, formando no que se chama de serapilheira. A variação estacional da deposição e heterogeneidade da serapilheira, bem como sua qualidade e quantidade são produtos da interação entre a vegetação, o solo, o clima, a altitude, a latitude e a evapotranspiração. Além destes, aspectos biológicos como idade (LEITÃO FILHO, 1993), estrutura (WERNECK; PEDRALLI; GIESEKE, 2001) e composição florística da vegetação (SUNDARAPANDIAN; SWAMY, 1999), também podem afetar a produtividade do sistema (PIRES, 2006). Das variáveis climáticas, a chuva e a temperatura são as que exercem maiores influências. Regiões que apresentam alto índice pluviométrico produzem, em geral, maior quantidade de materiais orgânicos que irão formar a serapilheira, do que aquelas com baixa pluviosidade. Assim, a deposição de serapilheira é maior em regiões tropicais quando comparada com regiões frias (CORREIA; ANDRADE,

1999). Por outro lado, florestas sobre solos de baixa fertilidade, em geral, retornam menor aporte de serapilheira em relação a solos férteis (VITOUSEK; SANFORD, 1986). Segundo Attiwill (1995), a produção de serapilheira em florestas temperadas de baixa fertilidade pode chegar a 1t ha^{-1} ano^{-1}, enquanto que em florestas tropicais essa produção pode ser 10 vezes maior.

2.1.6 Decomposição de serapilheira

Um dos processos mais importantes da ciclagem de nutrientes em ecossistemas terrestres é o processo de decomposição (MONTAGNINI; JORDAN, 2002). Além de regular a disponibilidade de nutrientes para as plantas, a decomposição avançada da serapilheira forma o húmus, matéria orgânica escurecida, homogenia e muito rica em polifenóis e N. A formação do húmus tem importantes implicações na estrutura do solo, capacidade de retenção de água, capacidade de troca de íons, além de ter grande relevância como estoque de C e nutrientes em alguns sistemas (ABER; MELILLO, 1991; BRADY, 1989; LAVELLE et al., 1993). Sendo assim, a decomposição representa um processo chave na manutenção da fertilidade do solo (LAVELLE et al., 1993; SILVER; MIYA, 2001) e um dos fatores limitantes no estabelecimento e desenvolvimento de ecossistemas florestais (VITOUSEK; SANFORD, 1986). O processo de decomposição constitui um processo biológico básico, no qual o C é reciclado para a atmosfera na forma de CO_2, o N pode se tornar disponível como NH_4^+ e NO_3^- e outros elementos como P, Ca, Mg e K e vários micronutrientes, podem se transformar em formas requeridas pelas plantas superiores. Segundo Luizão et al. (1989), para o solo de uma floresta de platô sobre Latossolo Amarelo na região de Manaus, a serapilheira fina produzida por ano (8,25 t ha^{-1}), proporciona uma entrada de 3880 kg de C, 151 kg de N, 3 kg de P, 16 kg de S, 15 kg de K, 37 kg de Ca, 14 kg de Mg e 9 kg de Na. Cerri, Moraes e

Volkoff (1992) relataram que em solos da Bacia Amazônica, 41,8 % do N total foi detectado nos primeiros 20 cm do solo, em razão do maior acúmulo de material orgânico nos horizontes superficiais. No caso do P disponível, este nutriente tende a diminuir com a profundidade, acompanhando o teor de MOS (TOMÉ JÚNIOR, 1997). Segundo Silva et al. (2007), ecossistemas de florestas apresentam estoques de P em torno de 45 kg ha^{-1}, considerando que apenas 30 % desse valor estão no solo. Na região de Manaus foi observado que, através de ciclagem da serapilheira sobre Latossolos, ocorre a entrada anual de 3 kg ha^{-1} de fosfato (LUIZÃO et al., 1989). Em floresta primária, o estoque de K se situa em torno de 66 kg ha^{-1}, ocorrendo entrada significativa deste elemento, via ciclagem de serapilheira em florestas tropicais, valores que correspondem por ano a 15 kg ha^{-1}, com redução nos teores de K trocável em maiores profundidades (LUIZÃO et al., 1989). Para o Ca, seu estoque em florestas primárias está em torno de 600 kg ha-1 (SILVA et al., 2007). Observa-se que grande estoque deste elemento está concentrado na biomassa dos troncos, muitas vezes imobilizado na forma de oxalato de cálcio ou fosfato de cálcio (McGRATH et al., 2001). As principais fontes de Ca e Mg na Floresta Amazônica se originam da decomposição da serapilheira e da precipitação interna. Cerca de 99% do Ca estocado na biomassa acima do solo retornam via reciclagem de serapilheira que ocorre principalmente durante a estação úmida (CAMPO et al., 2000), sendo equivalente a uma entrada anual de 37 kg ha^{-1} de Ca. Para o Mg a entrada anual é de 14 kg ha^{-1} (LUIZÃO et al., 1989).

A taxa de decomposição da serapilheira é controlada pelas condições edáficas, climáticas, composição química da serapilheira e atividade dos organismos do solo (SEASTEDT, 1984). Em âmbito geral, condições climáticas têm sido os fatores que mais explicam variações nas taxas de decomposição (AERTS, 1997). Condições de baixas temperaturas e estiagem agem diretamente sobre o metabolismo dos organismos decompositores, diminuindo suas atividades e, consequentemente, diminuindo a intensidade

do decaimento da massa (AERTS, 1997; LAVELLE et al., 1993). Liski et al. (2003) demonstraram que, em escalas geográficas, uma variável relacionada à temperatura média anual combinada com um indicador de precipitação média anual pode ser um preditor climático muito eficiente. Em relação à influência das características edáficas sobre o processo de decomposição duas características principais são levantadas: a fertilidade do solo e a presença de certos minerais de argila. Se durante o processo de decomposição, tal nutriente não está no solo, a decomposição tende a ser bloqueada. Como conseqüência, em solos menos férteis a decomposição tende a ser mais lenta (VITOUSEK; SANFORD, 1986), visto que quanto menor a quantidade de N no processo, mais lentamente ocorrerá à decomposição. Entretanto, a incorporação ao solo de material com alto teor de carbono orgânico provoca imediata redução de O_2 e aumento de CO_2 do ar do solo, acelerando a velocidade de decomposição da matéria orgânica do solo. Os parâmetros químicos indicativos da qualidade do substrato, ou seja, de sua susceptibilidade à ação dos decompositores, relacionam-se ao seu conteúdo de nutrientes e energia (ABER; MELILLO, 1991). Quantidades insuficientes de P e N no substrato reduzem as taxas de decomposição e induzem sua remoção da solução do solo (AERTS, 1997). Além da qualidade nutricional, a qualidade do C presente no substrato, também tem papel fundamental na taxa de decomposição, sendo assim diversos estudos têm demonstrado que a qualidade inicial da lignina está inversamente relacionada com as taxas de decomposição (MELILLO; ABER; MURATORE, 1982; MOORE et al., 1999).

A produção e a decomposição de raízes e de serapilheira também representa importância no fluxo de N e C derivado fotossinteticamente dos ecossistemas terrestres, influenciando nos estoques e na ciclagem de N e C nos solos. A decomposição das raízes bem como a de serapilheira pode, também, estimular a mineralização e a nitrificação de N (CHEN et al., 1999), levando a perdas de NO e N_2O a partir do solo.

Tem sido usado três métodos para estudar a decomposição da serapilheira no campo segundo levantamento de Kolm (2001). Um deles é utilizado em florestas decíduas típicas, onde o período de queda da serapilheira total é restrito e a decomposição pode ser facilmente estudada em intervalos regulares após a queda do material vegetal. O segundo método utiliza o enclausuramento de quantidades definidas de serapilheira, que são deixados no campo por um determinado período de tempo. O terceiro método é aplicado em situações que o peso da camada de serapilheira e de sua produção anual são conhecidos e "constantes anuais de decomposição" podem ser calculadas. Dentre os três métodos anteriormente citados existem muitas variações, de acordo como tipo de vegetação e o objetivo da pesquisa, acarretando em vantagens e desvantagens.

A maior parte dos trabalhos de decomposição de serapilheira se concentra na região Amazônica (CORNU et al., 1997; DIDHAM, 1998; LUIZÃO; SCHUBAT, 1987). Em território paulista, a Floresta Atlântica é o ecossistema mais estudado (LEITÃO-FILHO, 1993; MORAES et al., 1995; REBELO, 1994). No entanto alguns estudos foram realizados em Floretas de Restinga (PIRES, 2006; REBELO, 1994), Florestas Semideciduais (LOUZADA; SCHOEREDER; de MARCO, 1997; MORELLATO, 1992), Matas Ciliares (AIDAR; JOLY, 2003; DELITTI, 1984) e em Cerrados (DELITTI, 1984). Apesar dos trabalhos citados abrangerem vários ecossistemas, poucos possuem uma abordagem comparativa do processo de decomposição entre esses ambientes (CASTANHO, 2005).

2.1.7 Matéria orgânica do solo, Carbono total e $\delta^{13}C$ do solo

A MOS é composta basicamente de C, existindo uma relação direta entre eles, sendo mais conveniente utilizar o C como indicador devido a sua fácil determinação. São considerados três importantes reservatórios: a MOS transitória, composta, sobretudo, por

resíduos de plantas e organismos do solo de fácil decomposição e materiais orgânicos produzidos pela microbiota e raízes (ácidos de baixo peso molecular e polissacarídeos); a MOS humificada, composta por materiais recalcitrantes, os quais passaram por um processo intenso de transformação, como ácidos húmicos e fúlvicos, além de matérias carbonizadas; e a biomassa, formada pela meso e macrofauna, além da microbiota do solo. O ciclo do C é um dos ciclos biogeoquímicos de maior importância. Devido à grande produtividade e à sua extensão, as florestas tropicais são naturalmente grandes reservatórios de C, com isto, estudos sobre a estrutura e o funcionamento desses biomas são particularmente relevantes ao ciclo global do C da atualidade. O solo é um importante reservatório de C, nos primeiros 100 cm de profundidade, em termos globais, estão armazenados entre 1300 a 2000 Pg C, correspondendo ao dobro da concentração de C atmosférico (BATJES, 1996; ESWARAN; VANDENBERG; REICH, 1993; SCHLESINGER, 1977). Os solos tropicais armazenam 506 Pg C (ESWARAN; VANDENBERG; REICH, 1993) e considerando os primeiros 30 cm de profundidade, os solos do território brasileiro, armazenam em torno de 36,4 Pg C (BERNOUX et al., 2002). A textura do solo é o elemento chave do estoque de C do solo e influencia na disponibilidade e retenção de nutrientes, particularmente em solos altamente intemperizados (SILVER et al., 2000). Muitos estudos têm mostrado que o estoque e ciclagem de C estão relacionados com fatores ainda não bem conhecidos como o clima, textura, pH, tipo de vegetação, geologia e uso do solo (SCHIMEL, 1995). O C orgânico apresenta aumento acentuado com a diminuição do pH do solo, o qual previne a rápida decomposição da matéria orgânica pelas bactérias (THURMAN, 1985). Telles (2002), estudando a dinâmica do C em florestas primárias na Amazônia, verificou que verticalmente, nos diferentes solos estudados, associado à redução do teor de C e da atividade do ^{14}C, há o enriquecimento em ^{13}C, sendo mais pronunciado nos Latossolos muito argilosos em relação aos Argissolos textura média.

Estudos sobre a dinâmica da MOS, usando isótopos de C como indicadores, têm sido usados com sucesso em diferentes partes do mundo para gerar informações sobre a ligação entre as mudanças na vegetação e o clima durante o último Quaternário (PESSENDA et al., 1998). A aplicação de estudos com o ^{13}C na Bacia Amazônica, também é usado para documentar mudanças na vegetação nesta região (MARTINELLI et al., 1991). Em ecossistemas naturais a fonte de C orgânico tem uma só origem, a vegetação nativa (MELO, 2003). A cada transformação química, física e biológica, por que passa a matéria orgânica, ocorre uma discriminação entre seus isótopos, possibilitando sua utilização como traçadores naturais (BOUTTON, 1991). A variação isotópica $^{13}C/^{12}C$ é útil na determinação do tipo de vegetação do local estudado. Isso porque as plantas são bem caracterizadas isotopicamente, de acordo com a via fotossintética de assimilação de C (C_3, C_4 e CAM) (FARQUHAR; EHLERINGER; HUBICK, 1989). Tecidos de plantas dos ciclos fotossintéticos C3 e C4 apresentam os valores médios -27 e -12‰ de $\delta^{13}C$, respectivamente (SMITH; EPSTEIN, 1971). A razão isotópica da matéria orgânica mede a razão entre o isótopo pesado e o leve de uma amostra em comparação a um padrão, surgindo assim a notação δ que geralmente é multiplicado por mil (‰) (OMETTO; MARTINELLI; CAMARGO, 2003). O padrão para o C é o PDB, um fóssil de *Belemnitella americana* da formação Peedee da Carolina do Sul (EUA). Assim um valor de -10 ‰ de uma amostra qualquer quer dizer que a razão ^{13}C / ^{12}C dessa amostra é menor que a do padrão por uma diferença de 10 por mil ou de 1 % (MIRANDA, 2007). A MOS, presente na superfície do solo, reflete o valor de $\delta^{13}C$ da vegetação existente (BALESDENT; MARIOTTI; GUILLET, 1987). Algumas frações da MOS são resistentes à decomposição, fazendo com que os solos retenham informações das formações vegetais anteriores, onde estas informações combinadas com informações de C marcado de outras camadas de solo podem ser usadas para inferir sobre a estrutura da vegetação passada (FREITAS et al., 2001; PESSENDA et al., 1996). Melo (2003), estudando

solos de floresta nativa verificou que os valores de $\delta^{13}C$ dos solos variaram entre -28,6‰ na superfície e -25,2‰ em profundidade. Esse aumento do $\delta^{13}C$ em profundidade é devido, provavelmente, ao efeito do fracionamento durante a decomposição da matéria orgânica ao longo do perfil do solo (MARTINELLI et al., 1996). Nardoto (2005), comparando floresta Amazônica e Cerrado, verificou que os perfis de solos de todas as áreas estudadas apresentaram, em geral, um progressivo enriquecimento em ^{13}C com a profundidade, sendo que os valores de $\delta^{13}C$ para os solos sob a floresta Amazônica variaram entre –28,4 e –26,0 ‰ com um progressivo enriquecimento ao longo do perfil. Verificou também que os solos das áreas de Cerrado foram consistentemente mais enriquecidos em ^{13}C do que de Santarém. Nadelhoffer e Fry (1988), estudando solos sob floresta temperada, verificaram que o $\delta^{13}C$ das folhas da serapilheira foi de -27,3 ‰ e que $\delta^{13}C$ de solos minerais variou pouco, tanto em superfície (-25,2 ‰) como em profundidade (-23,6 ‰), refletindo os valores de $\delta^{13}C$ da vegetação que compõe o sistema. Valores de $\delta^{13}C$ sob solos florestais tendem a se tornar mais positivos com a profundidade (TRUMBORE et al., 1995), estabilizando entre -25 a -24 ‰, o qual é o valor esperado para esse tipo de solo (VELDKAMP, 1994).

2.1.8 Nitrogênio total e $\delta^{15}N$ do solo

O ciclo do nitrogênio (N) está intimamente relacionado ao ciclo do C e é determinante nos fatores que regulam sua reciclagem entre a vegetação e o solo (NEFF et al., 2002). Aproximadamente 95 % do N do solo encontram-se ligados a MOS (SILVA et al., 2007) cujo teor de N varia de 0,05 a 0,5% (SIQUEIRA NETO, 2003). Os isótopos dos elementos leves, como o C e o N, são os mais usados em estudos ambientais, mas no que se refere à exigência pelas culturas, de modo geral, o N é o nutriente mineral exigido em maior quantidade. Quase todo N do solo provém da atmosfera, porém, o mesmo está como gás inerte que deve

combinar-se com outros elementos antes que as plantas possam usá-lo. No solo, existe grande número de processos que resultam em transformações das formas orgânicas em inorgânicas e vice-versa, e que podem redundar em ganhos ou perdas do sistema como um todo (RAIJ, 1991). As florestas tropicais geralmente são mais ricas em N que as florestas temperadas devido a uma maior ciclagem do elemento (MARTINELLI et al., 1999). A intensa radiação solar e a grande quantidade de chuva nas regiões de clima tropical fazem com que as taxas de decomposição da matéria orgânica do solo sejam elevadas, acarretando em uma acelerada ciclagem dos nutrientes e uma intensa atividade microbiana (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002) que, atrelada à alta disponibilidade de N nas folhas e nos solos bem como a quantidade de serapilheira produzida e sua concentração de N, faz com que as florestas tropicais apresentem um ciclo mais aberto na ciclagem de N, tornando essas regiões propícias às perdas de N e conseqüentemente, grandes produtoras de gases biogênicos como CO_2 e N_2O (CHRISTENSEN; KELLER, 2003; DAVIDSON; KINGERLEE, 1997). Paralelamente, as taxas de mineralização e nitrificação são mais elevadas em florestas tropicais e são importantes indicadores do suprimento de N-mineral no solo e podem afetar a disponibilidade e absorção de N pelas plantas, principalmente após um distúrbio sofrido (NALDELHOFFER; ABER; MELILLO, 1983). Geralmente, em sistema com ciclo fechado de N, a taxa de nitrificação é significativamente menor que em sistemas com ciclo aberto de N, mantendo o estoque de N inorgânico na forma de NH_4^+ e não de NO_3^- que é muito mais móvel. Portanto, em decorrência, a concentração de NO_3^-, no solo em sistemas com ciclos fechados é significativamente menor que em sistemas com ciclo aberto de N. Elevadas concentrações de NO_3^- nos solos favorece as perdas de N para a atmosfera, principalmente através do processo de desnitrificação. Tais perdas são menores em sistemas com ciclos fechados de N em relação a sistemas com ciclos abertos, considerando que a umidade do solo é determinante no processo de desnitrificação (DAVIDSON et al., 2002).

Devido ao seu aspecto integrador, a relação isotópica do N estável tem sido uma ferramenta muito útil em estudos sobre o ciclo do N em ecossistemas (FIGUEIRA, 2006; HOGBERG, 1997), devido às fontes de N apresentarem composições isotópicas distintas. O padrão usado para medir a razão entre o isótopo pesado e o leve é o N_2 atmosférico (LAJTHA; MARSHALL, 1994). O $\delta^{15}N$ da planta pode ser usado para determinar se a fonte de N é predominantemente de origem atmosférica ou oriunda do solo. Estudos mais recentes têm mostrado que devido ao fato do ciclo do N ser mais aberto em florestas tropicais, a composição isotópica do N, expressa como $\delta^{15}N$, é um bom indicador do tipo de ciclagem do N em sistemas florestais. Em ambientes com ciclo aberto de N, os valores de $\delta^{15}N$ das folhas são geralmente mais elevados que em ambientes com ciclo fechado (MARTINELLI et al., 1999). Essa tendência deve-se ao fato de que, em sistemas onde as perdas de N são elevadas, o N que fica no sistema tende a ficar isotopicamente enriquecido. No entanto, uma exceção importante a esse padrão de comportamento é observada em algumas florestas de altitude. Geralmente, essas florestas, dentre as florestas tropicais, são mais pobres em N, igualando-se a florestas temperadas. As causas para esse empobrecimento são, na maioria das vezes, apenas especulativas. Dentre elas destaca-se a imobilização no solo, decorrente de uma incompleta decomposição da serapilheira; a freqüência maior de distúrbios, como grandes perdas de solo por erosão devido à declividade acentuada (TANNER; VITOUSEK; CUEVAS, 1998); ou menos perda de nutrientes em formas não assimiláveis pela vegetação, como é o caso de florestas temperadas do Chile que perdem grande quantidade de N-orgânico via escoamento pelos rios (HEDIN; ARMESTO; JOHNSON, 1995). Além disso, Chadwick et al. (1999) e Hedin, Vitousek e Matson (2003), sugeriram que na região tropical, os ecossistemas florestais mais antigos localizados em terras baixas apresentariam uma perda maior de N que os sistemas geologicamente mais novos. As fisionomias florestais localizadas nas altitudes mais elevadas da Mata Atlântica combinam duas características, de um lado são

consideradas florestas de montanha (pobres em N), por outro lado são florestas antigas, (ricas em N) e com maiores perdas que fisionomias florestais de terras baixas. Diferenças na drenagem do solo e suas características morfológicas e na dinâmica da matéria orgânica do solo estão fortemente associadas às variações na ciclagem de N (TELLES et al., 2003).

Martinelli et al. (1999), estudando o $\delta^{15}N$ do solo e das folhas em florestas tropicais e temperadas, verificaram que nas folhas da floresta tropical o $\delta^{15}N$ foi 3,7‰, enquanto que na floresta temperada foi -2,8‰ e que o $\delta^{15}N$ do solo foi 8,0‰ maior na região tropical tanto em superfície como em profundidade. Por outro lado, pode ocorrer um aumento nos valores de $\delta^{15}N$ com a profundidade do solo independentemente do tipo de vegetação (PICOLLO et al., 1996). Como conseqüência, a composição isotópica do N disponível para as plantas irá depender não somente da forma de N adquirida, mas também da profundidade do solo em que esse N foi obtido (HÖGBERG, 1997). Esse aumento no valor de $\delta^{15}N$ do solo com a profundidade pode variar de 1,1 a 4,2‰ em florestas tropicais e 2,7 a 9,1‰ em florestas temperadas (MARTINELLI et al., 1999). Nardoto (2005), estudando Floresta de terra-firme na Bacia Amazônica, verificou que os valores de $\delta^{15}N$ na serapilheira não diferiram significativamente entre estação chuvosa e estação seca dentro de uma mesma área, tanto para a floresta de terra-firme de Santarém como nas áreas de cerrado, obtendo valores de $\delta^{15}N$ maiores na serapilheira em Santarém em comparação às áreas de cerrado. Mariotti et al. (1980), estudando solos de florestas temperadas em quatro diferentes altitudes, verificaram que na maior (1800 m) e menor (1100 m) altitude, o $\delta^{15}N$ do solo variou, respectivamente, de –2,8‰ e 1,4‰ em superfície para 5,0‰ e 5,9‰ em profundidade. Isso é devido a serapilheira, coletada na região de maior altitude, ser formada por material vegetal fresco. Para todos os solos os autores verificaram que as concentrações de C e N, relação C/N e pH diminuíram em profundidade enquanto que o valor $\delta^{15}N$ do solo aumentou. Nadelhoffer e Fry (1988), estudando solos sob floresta temperada, verificaram que o $\delta^{15}N$ das folhas da

serapilheira era –3,8‰, enquanto que o $\delta^{15}N$ do solo mineral era 2,6‰ em superfície e 5,3‰ em profundidade. Eshetu (2004), estudando solos de florestas tropicais da Etiópia em 7 diferentes altitudes, verificou que houve um aumento do $\delta^{15}N$ e uma diminuição do N total em profundidade, devido ao enriquecimento em $\delta^{15}N$ em conseqüência do empobrecimento do N total, em todas as altitudes estudadas. O enriquecimento de $\delta^{15}N$ no perfil do solo também é devido ao efeito da diluição isotópica entre a camada de serapilheira e o solo, visto que a serapilheira, quando comparada a solos de florestas, possui sinal isotópico menor. Nardoto (2005) afirma que existe um balanço entre a variação no $\delta^{15}N$ associada à disponibilidade de água e à fertilidade do solo, onde a quantidade de N ciclada (balanço entre entradas e saídas) no sistema irá contribuir fortemente para as variações no $\delta^{15}N$.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Descrição das áreas

Com quase 315.000 ha, numa extensão que vai desde a divisa de São Paulo com o Rio de Janeiro até Itariri, no sul do estado, o Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), criado em 1977 através do Decreto Estadual nº 10.251,17 de 30 de agosto de 1977 (posteriormente alterado pelo Decreto Estadual nº 13.313 de 06 de março de 1979), representa a maior porção contínua preservada de Mata Atlântica do Brasil. No seu limite norte, o PESM apresenta uma pequena sobreposição com o Parque Nacional da Serra da Bocaina. Devido às suas dimensões, o PESM é administrado por Núcleos, que são bases instaladas em áreas de domínio do estado. No presente trabalho as áreas de estudo ficarão limitadas aos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar.

2.2.1.1 Núcleo Santa Virgínia (23° 17' a 23° 24' S e 45° 03' a 45° 11' W)

Situado nos municípios de São Luís do Paraitinga (70%), Cunha (20%) e Ubatuba (10%), os cerca de 5.000 ha do Núcleo Santa Virgínia são recobertos, predominantemente, pela Floresta Ombrófila Densa Montana (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991), pois o Núcleo situa-se, praticamente a uma altitude que varia de 850 a 1.100 m. Nesta região de escarpas e reversos da Serra do Mar, no Planalto de Paraitinga-Paraibuna, o relevo apresenta fortes declividades (24^o a 37^o). O clima regional é tropical temperado, sem estação seca (SETZER, 1966), com uma precipitação média anual superior a 2.000 mm. Mesmo nos meses mais secos, junho a agosto, a precipitação média mensal dificilmente é inferior a 60 mm (Figura 1). Parte da Floresta do Núcleo Santa Virgínia sofreu corte raso e queima na década de 60 e, atualmente, é composta de um mosaico formado por áreas de floresta madura, pastagens, plantios de *Eucalyptus* spp. e florestas secundárias em diferentes idades de regeneração (TABARELLI; MANTOVANI, 1999).

Figura 1 - Localização dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, no Estado de São Paulo

2.2.1.2 Núcleo Picinguaba (23° 31' a 23° 34' S e 45° 02' a 45° 05' W)

Situado no município de Ubatuba, os cerca de 47.500 ha do Núcleo Picinguaba é a única porção do Parque Estadual da Serra do Mar que atinge a orla marinha (SMA, 1996). Conseqüentemente, o Núcleo apresenta um mosaico vegetacional que inclui Formações Pioneiras com Influência Marinha (Dunas); Formações Pioneiras com Influência Fluvial (Caxetal); Formações Pioneiras com Influência Flúvio-Marinha (Mangue), Mata de Restinga, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Floresta Ombrófila Densa Submontana e Floresta Ombrófila Densa Montana (ASSIS, 1999). O relevo da região é dominado pela Planície Costeira, passa pelos morros isolados e serras alongadas da Morraria Costeira, atingindo no seu limite interior as escarpas, festonadas ou com espigões digitados, da Serrania Costeira (PONÇANO, et al., 1981). As altitudes no Núcleo Picinguaba variam do nível do mar a 1.340m (Figura 2). O clima regional é tropical úmido, sem estação seca (SETZER, 1966), com uma precipitação média anual superior a 2.200 mm. Mesmo nos meses mais secos, junho a agosto, a precipitação média mensal nunca é inferior a 80 mm (Tabela 1 e Figura 3).

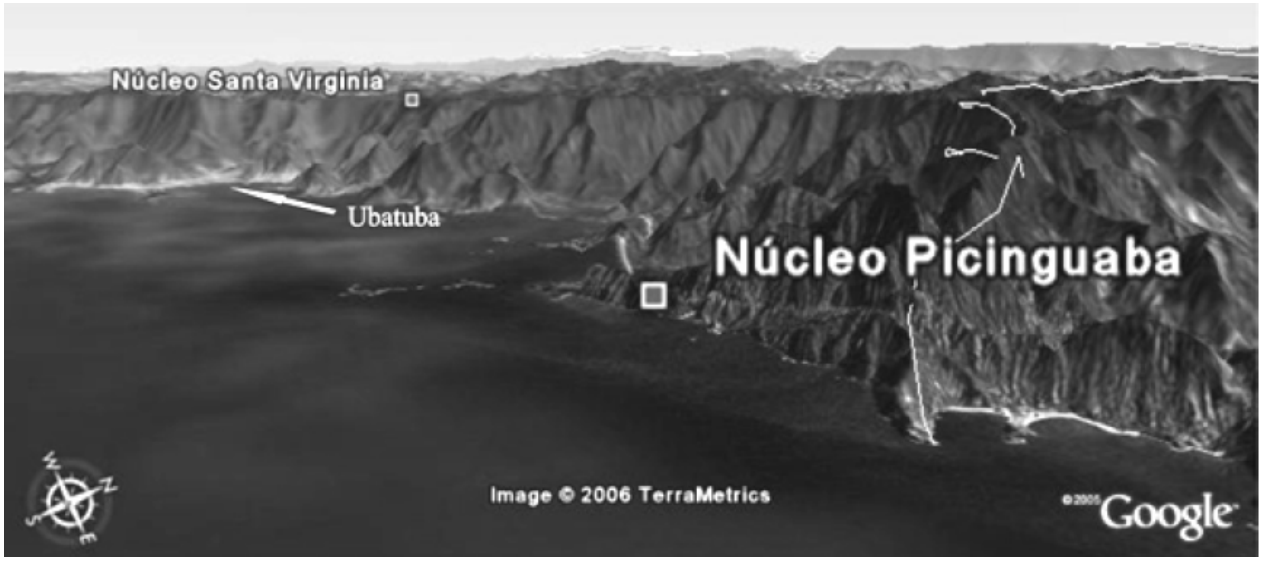

Figura 2 - Gradiente altitudinal entre o núcleo Picinguaba – ao nível do mar – e o núcleo Santa Virgínia – no Planalto Atlântico (Oliveira, 2007).

Tabela 1 - Relação dos postos de precipitação nos municípios de São Luís do Paraitinga e Ubatuba, no Estado de São Paulo

Postos	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Bacia	Município
2345067	23º19’	45º08’	888	Paraibuna	São Luis do Paraitinga
E2-132	23º14’	45º18’	740	Paraibuna	São Luis do Paraitinga
E2-135	23º22’	45º12’	815	Paraibuna	São Luis do Paraitinga
E2-009	23º23’	45º07’	220	Grande Ubatuba	Ubatuba

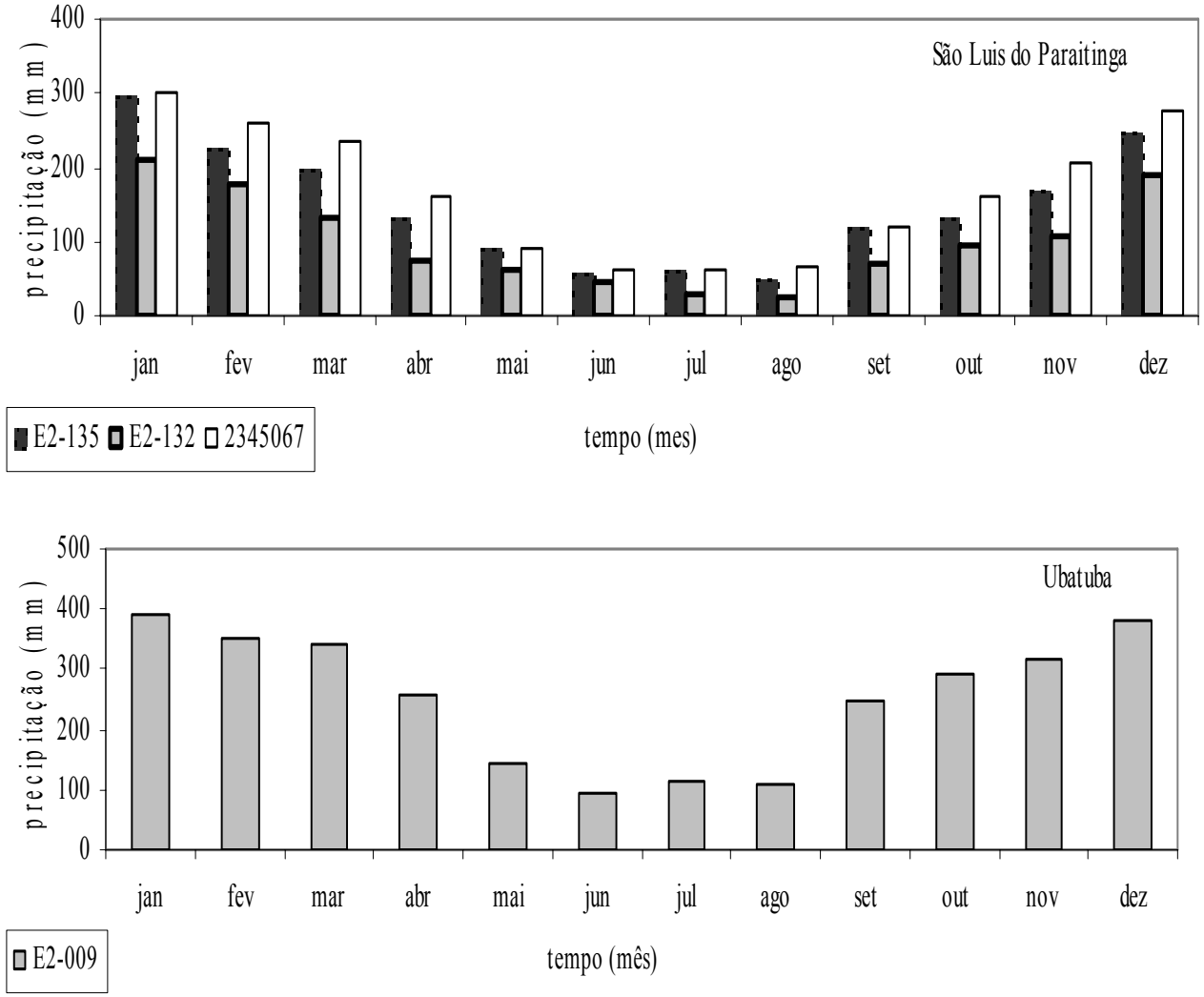

Figura 3 - Precipitação média mensal, no período entre 1973-2008, em São Luis do Paraitinga e Ubatuba, no Estado de São Paulo

2.2.1.3 Redefinição do sistema de classificação da vegetação

Ao longo das visitas de campo das diversas equipes de pesquisa do projeto Biota Gradiente Funcional foi possível confirmar dados de literatura (ASSIS, 1999) os quais mostram que, no litoral norte do Estado de São Paulo, a floresta que ocorre sobre os solos arenosos da restinga é muito distinta da floresta que ocorre no sopé da serra e na encosta (Figura 4). Esta constatação levou a adoção de uma alteração do Sistema de Classificação proposto por Veloso, Rangel Filho e Lima (1991) e, no âmbito deste projeto, passou-se a adotar as seguintes denominações:

Mata de Restinga (MR) – uma variação da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas de Veloso, Rangel Filho e Lima (1991) é a formação florestal que ocorre sobre os cordões arenosos do litoral, em altitudes que variam de 0 a 50 metros.

Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (FODTB) – neste projeto se enquadra nesta categoria a formação florestal que recobre o sopé da Serra do Mar, em altitudes que variam de 50 a 100 metros de altitude, e ocorre sobre solos originários da sedimentação de material oriundo da erosão das áreas mais elevadas da Serra do Mar. Outra peculiaridade desta formação é a presença conspícua de matacões rochosos, resultantes do processo de erosão do cristalino, e um grande número de leitos secos de riachos, que se formam em função da dinâmica fluvial de cada área.

Floresta Ombrófila Densa Submontana (FODS) – corresponde à formação florestal que recobre as áreas entre 100 e 500 metros de altitude.

Floresta Ombrófila Densa Montana (FODM) – segue a classificação clássica de Veloso, Rangel Filho e Lima (1991), correspondendo à formação florestal que recobre a Serra do Mar em altitudes que variam de 500 a 1.200 metros.

Para facilitar a apresentação dos resultados do presente trabalho foi adotado a seguinte classificação das áreas estudadas: Mata de Restinga – **0m de altitude**; Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas – **100m de altitude**; Floresta Ombrófila Densa Submontana – **400m de altitude**; Floresta Ombrófila Densa Montana – **1000m de altitude** (Figura 4).

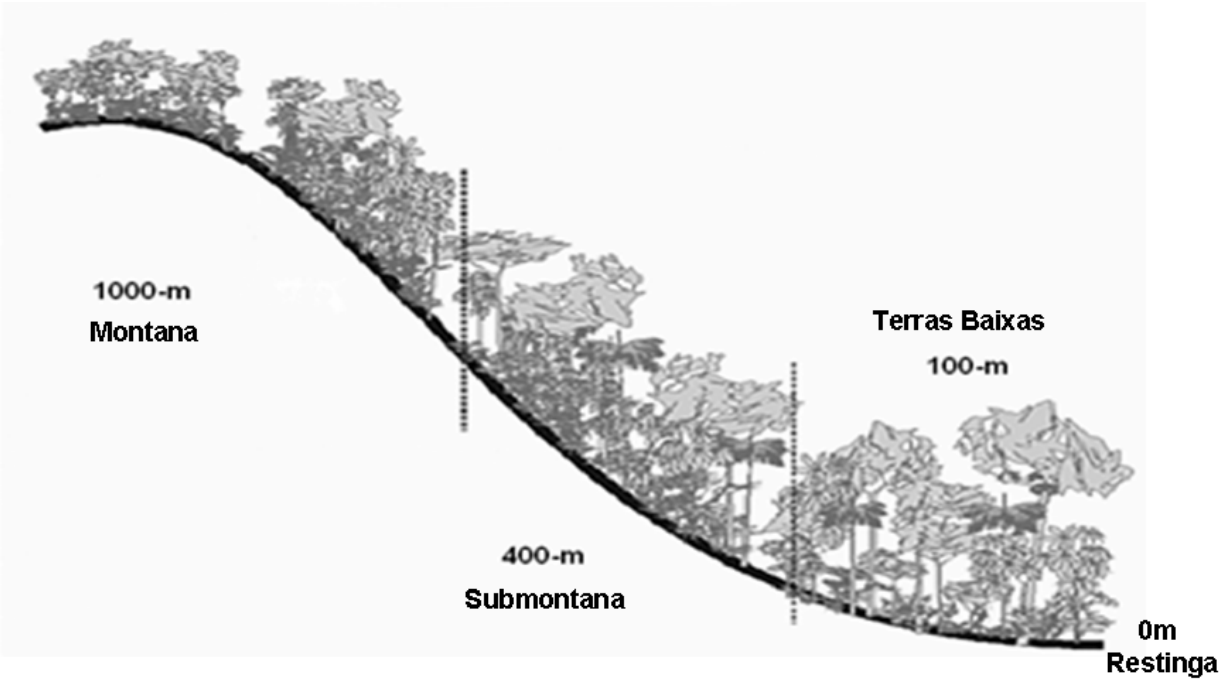

Figura 4 - Gradiente altitudinal entre as áreas estudadas no Parque Estadual da Serra do Mar, Estado de São Paulo

2.2.2 Alocação das parcelas

Na latitude das quatro áreas de estudo, as parcelas para a condução do experimento de decomposição da serapilheira e amostragem de solo, foram alocadas nas seguintes fitofisionomias e altitudes (Figura 5): Parcela A na Mata de Restinga a 0m de altitude, Parcelas B, C, D, E e F na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas a 100 m de altitude, Parcelas G, H, I e J na Floresta Ombrófila Densa Submontana a 400m de altitude e Parcelas K, L, M e N na Floresta Ombrófila Densa Montana a 1000m de altitude. A distribuição e

localização das parcelas do estudo foram realizadas com base nas diferenças altitudinais entre as mesmas (topossequências).

No trecho amostral selecionado em cada topossequência foram alocadas parcelas de 100 x 100 m, totalizando 1 ha, subdivididas em sub-parcelas contíguas de 10 x 10 m (100 m^2), de forma a manter a mesma altitude. No trecho de Mata de Restinga, devido ao espaço restrito, foi alocada uma parcela de 100 x 100 m subdividida em sub-parcelas contíguas de 10 x 10 m. Essa alocação da parcela maior e das sub-parcelas em cada área foi feita por equipe especializada de topografia, usando teodolito de precisão. Tanto a parcela como as sub-parcelas foram delimitadas com estacas permanentes. Essas estacas foram construídas usando tubos de PVC de 1,5 m de altura (3/4" de diâmetro) preenchidos com cimento e com uma barra de ferro de 1/2" com a extremidade superior pintada de vermelho. A parcela e as sub-parcelas foram georreferenciadas por uma equipe de topografia, de modo a possibilitar estudos de longo prazo e monitoramento contínuo nessas áreas. Todos os procedimentos de implantação das parcelas e da marcação e mapeamento dos indivíduos seguiram os protocolos propostos pelo RAINFOR (Rede Amazônica de Inventários Florestais; ver http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/raifor/) para estabelecimento e monitoramento de parcelas permanentes em florestas tropicais.

Através da estação meteorológica instalada na Mata de Restinga, próxima a sede do Núcleo Picinguaba, foram fornecidos dados básicos como temperatura, pressão, umidade relativa do ar e do solo, precipitação vertical e horizontal, velocidade e direção do vento, radiação global, radiação fotossinteticamente ativa e outros, visando dispor de dados climáticos que permitam correlações entre os dados obtidos no projeto. Estes registros foram coletados continuamente em cada área de estudo por um “data logger”, que ficou ligado à estação meteorológica 24 horas por dia. Na área de Floresta Ombrófila Densa Montana os componentes de uma estação meteorológica também estão presentes.

Figura 5 - Distribuição das áreas amostrais do Parque Estadual da Serra do Mar, no Estado de São Paulo.

2.2.3 Amostragem de solo

As amostras de solo para caracterização mineralógica, química e física, determinação do $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ e dos estoques de C e nutrientes do solo das áreas de estudo foram coletadas na Parcela A a 0m de altitude, Parcelas B e E a 100m, Parcelas G e J a 400m e Parcelas K e N a 1000m de altitude. Foram feitas, em cada altitude, 32 tradagens nas camadas 0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50; 50-75; 75-100cm para coleta de amostras deformadas (Figura 6). O espaçamento das tradagens foi de 30m (Figura 7), dispostos na forma de grade quadrada (TELLES, 2002). Foram abertas também, em cada altitude, 8 minitrincheiras de 100 x 100 cm para determinação da densidade global (d_g) do solo, empregada nos cálculos dos estoques de C e nutrientes do solo. A determinação da densidade do solo foi realizada em amostra indeformada, coletada através de anel de aço inox com diâmetro e altura de 5 cm, nas

profundidades 0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50; 50-75; 75-100cm (Figura 8). Na Mata de Restinga devido ao espaço restrito, a amostragem foi feita em uma parcela.

Para a classificação pedológica dos solos das áreas de estudo foram abertas na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Floresta Ombrófila Densa Submontana e Montana duas trincheiras de, aproximadamente, 1,50m a 2,0m em cada fitofissionomia. Na Mata de Restinga foi aberta uma trincheira de, aproximadamente, 1,50m. Na caracterização pedológica das fitofisionomias, a cartografia de solos foi realizada através do mapeamento dos solos da parcela. No mapa de solos, as classes ou unidades de mapeamento foram definidas por características morfogenéticas seguindo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2006). Os solos foram classificados de acordo com a última versão da Soil Taxonomy (USDA, 2006).

Nas trincheiras foram amostrados sistematicamente de 0-5; 5-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50; 50-75 e 75-100cm e por horizonte. Para cada uma das profundidades e horizontes, foram apresentados valores médios de atributos químicos e granulométricos.

Visando evitar a degradação da vegetação existente nas parcelas permanentes para caracterização florística, as aberturas das trincheiras foram feitas em cada fitofisionomia fora das parcelas citadas, mas, no entanto próximas às mesmas.

T1			T2			T3			T4
		MT1					MT2		
T5			T6			T7			T8
T9			T10			T11			T12
		MT3					MT4		
T13			T14			T15			T16

Figura 6 - Localização dos pontos de coleta no interior da parcela de 100 x 100m. T1 ao T16: coleta para análises químicas, físicas e isotópicas. MT1 ao MT4: coleta para determinação da densidade

Figura 7 - Coleta das amostras indeformadas para cálculo da densidade do solo

Figura 8 - Coleta das amostras deformadas para as análises químicas, físicas e isotópicas do solo

2.2.4 Preparo das amostras de solo

Todas as sub-amostras coletadas foram secas ao ar, separadas de matérias vegetais e pedras, homogeneizadas, moídas, passadas em peneiras de 2 mm para análises químicas e granulométricas e em peneiras de 0,15 mm para análises isotópicas. As sub-amostras analisadas foram obtidas através do quarteador de Jones, sendo um dos melhores dispositivos para se obter amostras representativas em diferentes análises físicas e químicas (SCHUMACHER et al., 1990; TELLES, 2002).

2.2.5 Análises químicas de solo

As determinações incluídas nas análises químicas de solo foram realizadas no Departamento de Ciência do Solo da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ-USP) em Piracicaba (Figura 9). Foram conduzidas de acordo com os métodos

descritos por Camargo et al. (1986), cujos pontos fundamentais são apresentados a seguir: pH em $CaCl_2$ 0,01mol L^{-1} usando relação solo-solução de 1:2,5; Al trocável por meio de extração com solução de KCl 1N e titulação com NaOH 0,05 mol L^{-1}, em presença de azul de bromotimol; acidez potencial através do pH SMP; K, Na, Ca e Mg com extração dos elementos com resina trocadora de íons e leitura no espectrofotômetro de absorção atômica (Ca e Mg) e fotômetro de chama (K e Na); P através da extração dos teores disponíveis de P pela resina trocadora de íons e quantificação por colorimetria; S através da turbidimetria ($BaCl_2$ em pó).

A partir das análises anteriores foram calculados: Soma de bases (SB); Capacidade de troca de cátions (CTC); Saturação por bases (V%); Saturação por alumínio (m%).

Figura 9 - Laboratório de Solos ESALQ/USP (1) e leitura de macronutrientes no espectrofotômetro de absorção atômica (2)

2.2.6 Análises físicas de solo

A granulometria foi avaliada após dispersão química, empregando-se o método do densímetro (EMBRAPA, 1997). As determinações incluídas nas análises físicas de solo foram realizadas no Departamento de Ciência do Solo da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ-USP) em Piracicaba (Figura 10).

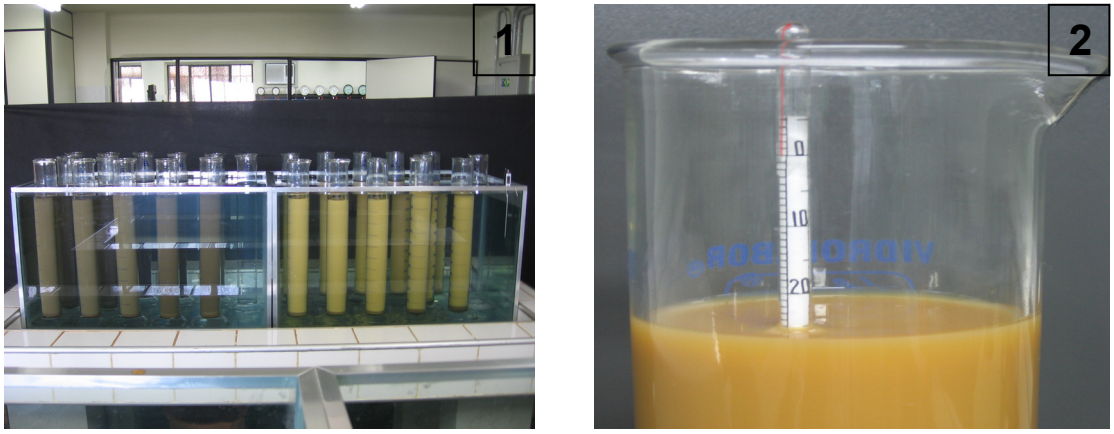

Figura 10 - Análises físicas de solo empregando o método do densímetro no Departamento de Solos ESALQ/USP (1) e leitura da amostra (2).

2.2.7 Estoques de carbono, nitrogênio e nutrientes do solo

Os estoques de C, N (Mg ha^{-1}) e nutrientes (kg ha^{-1}) do solo foram calculados em função do teor total do elemento do solo (%), da densidade global do solo (g cm^{-3}) e da espessura da camada amostrada (cm).

2.2.8 Determinação da variação isotópica $^{13}C/^{12}C$ e $^{15}N/^{14}N$ e dos teores de C e N total do solo

As análises para determinação dos teores de C e N total e variação isotópica $^{13}C/^{12}C$ e $^{15}N/^{14}N$ do solo foram realizadas com o auxílio do analisador elementar acoplado a um espectrômetro de massa "Carlo Erba/Delta Plus", no Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA-USP) em Piracicaba (Figura 11). Os resultados foram expressos na forma de $\delta^{13}C$ (‰) em relação ao padrão internacional PDB e $\delta^{15}N$ (‰) em relação ao N atmosférico.

Figura 11 - Analisador elementar EA 1100 CHN e Espectrômetro de massa Delta Plus do Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA-USP).

2.2.9 Mineralogia do solo

As análises mineralógicas dos solos consistiram em uma determinação por Difratometria de Raios-X na Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, SP. A avaliação dos minerais identificados no solo foi feita com base na intensidade dos picos característicos de cada mineral, mediante cálculos de suas áreas.

2.2.10 Ataque sulfúrico e alcalino

Os ataques sulfúrico e alcalino, para determinar SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3, foram realizados em amostras de terra fina seca ao ar segundo EMBRAPA (1997) no Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de São Carlos, Araras, SP. Os teores de Fe e Al no extrato sulfúrico foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica; a determinação da

concentração do silício no extrato alcalino foi efetuada empregando-se o método colorimétrico. A partir dos resultados analíticos, foram calculados os índices de intemperismo Ki e Kr.

2.2.11 Produção e variação temporal de deposição da serapilheira

Os estudos que envolvem a serapilheira foram conduzidos nas mesmas parcelas que foram feitas as coletas de solo. Os dados de produção e variação temporal de deposição de serapilheira foram importantes na interpretação dos dados referentes à estimativa do estoque de serapilheira acumulada. Para avaliar a produção de serapilheira, foram colocados 30 coletores circulares de 70 cm de diâmetro com fundo em tela náilon com malha de 1 x 1 mm em cada parcela selecionada (Figura 12). Os coletores foram distribuídos de forma aleatória em todas as parcelas, colocados a 50 cm acima da superfície do solo (Figura 13). O material interceptado pelos coletores foi recolhido regularmente em intervalos de 15 dias, sendo transferido para sacos de papel etiquetados. As coletas foram realizadas durante um período de 12 meses, compreendido entre março/2007 e março/2008. A serapilheira coletada foi submetida à secagem prévia e separada manualmente nas frações: folhas, flores/frutos/sementes; galhos com até 2 cm de diâmetro e miscelânea. Após a triagem, as frações foram acondicionadas em sacos de papel etiquetados e levadas para secagem em estufa a 60°C, até peso constante. Posteriormente, cada fração foi pesada em balança analítica. Com os dados obtidos, foram calculadas as médias de deposição da serapilheira total e de suas frações, expressando-se os valores em $kg.ha^{-1}$ e em porcentagem de cada fração.

Figura 12 - Coletores de serapilheira instalados nas parcelas selecionadas.

91		93	94			97		99	
			84			87			90
							78		
					66				
51				55			58		60
	42	43			46			49	
			34						
							28		30
		13	14				18		
1			4	5	6		8		10

Figura 13 - Disposição dos 30 coletores de serapilheira no interior das parcelas selecionadas.

2.2.12 Estimativa do estoque de serapilheira acumulada

A serapilheira acumulada na superfície do solo, englobando todos os seus diferentes horizontes, foi estimada através de coletas mensais, durante um ano de condução do experimento, visando detectar variações sazonais nesse compartimento. Foram coletadas trinta amostras em cada parcela selecionada, onde foi utilizado um molde vazado de madeira de 0,25 m x 0,25 m, lançado aleatoriamente na área (Figura 14). A serapilheira circunscrita na moldura foi coletada em sacos devidamente etiquetados, sendo empregado o mesmo

procedimento de secagem e pesagem da serapilheira utilizado na quantificação da serapilheira depositada nos coletores. Foi obtido, portanto, um valor médio anual de serapilheira acumulada no solo, observando a variação de acordo com a época do ano.

Figura 14 - Coleta de serapilheira acumulada sobre o solo utilizado um molde vazado de madeira de 0,25 m x 0,25 m.

2.2.13 Estimativa da taxa de decomposição da serapilheira (K)

A taxa de decomposição da serapilheira é a relação massa de serapilheira produzida/massa de serapilheira acumulada (ANDERSON; INGRAM, 1989), e foi estimada através da equação 1 proposta por Olson (1963), e empregada em estudos semelhantes (ARATO; MARTINS; FERRARI, 2003; KOLM; POGGIANI, 2003; VITAL, 2002):

$$\mathbf{K = L/Xss} \qquad \mathbf{(1)}$$

onde,

K = constante de decomposição

L = produção anual de serapilheira (g/m^2)

Xss = média anual da serapilheira acumulada sobre o solo (g/m^2)

Os valores de K considerados elevados, segundo Olson (1963), são característicos de florestas tropicais e estes variam de 1 a 4.

A partir do valor de K foi calculado o tempo médio em anos para que ocorra a decomposição de 50% ($t_{0,5}$) e 95% ($t_{0,05}$), estimados através das equações 2 e 3:

$$t_{0,5} = \ln 2/k \quad = 0,693/k \qquad \textbf{(2)}$$

$$t_{0,05} = 3/k \qquad \textbf{(3)}$$

2.2.14 Análises químicas e isotópicas da serapilheira

Foram selecionadas 15 amostras de serapilheira acumulada sobre o solo em cada área estudada, previamente moídas após a sua pesagem.

As análises para determinação dos teores de C e N total e variação isotópica $^{13}C/^{12}C$ e $^{15}N/^{14}N$ da serapilheira acumulada sobre o solo foram realizadas com o auxílio do espectrômetro de massa "Carlo Erba/Delta Plus", no Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA-USP) em Piracicaba. Os resultados foram expressos na forma de $\delta\ ^{13}C$ (‰) em relação ao padrão internacional PDB e $\delta\ ^{15}N$ (‰) em relação ao N atmosférico.

As análises químicas da serapilheira foram realizadas por digestão nítrico-perclórica no Laboratório de Nutrição Mineral de Plantas ESALQ/USP e através de metodologia padronizada (EMBRAPA, 1997) foram determinados os teores de P e S (fotocolorimetria), K e Na (fotometria de chama), Ca, Mg e Al (espectrofotometria de absorção atômica). Para obter o conteúdo de nutrientes, multiplicou-se a biomassa seca depositada (serapilheira) pela concentração média determinada em laboratório, para cada nutriente.

2.2.15 Determinação da celulose, hemicelulose e lignina

Foram selecionadas 12 amostras de serapilheira acumulada sobre o solo em cada área estudada, previamente moídas após a sua pesagem para a determinação de celulose, hemicelulose e lignina.

A fibra insolúvel em detergente neutro (FDN), a fibra insolúvel em detergente ácido (FDA) e o teor de lignina foram determinados segundo método proposto por Goering e Soest (1970) no Laboratório de Nutrição Animal do CENA/USP.

2.2.16 Forma de análise dos resultados

Os resultados foram submetidos à análise de variância com o propósito de conhecer as diferenças significativas entre as áreas estudadas pelo procedimento ANOVA e as médias comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade ($p < 0,05$). Também foram usadas técnicas de ordenação multivariada para examinar as tendências principais ou padrões subjacentes de variação nos dados. Os gráficos de ordenação possibilitam visualizações freqüentes de padrões, representando uma proporção significante da variabilidade dentro dos dados (KOVACH, 1995). Análise de componentes principais (PCA) foi utilizada para determinar correlações entre as variáveis. Os dados foram transformados, quando necessário, para evitar possíveis tendências de distribuição.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Classificação dos solos estudados

Ao longo da topossequência estudada os solos foram classificados como Neossolo Quartzarênico hidromórfico típico a 0m e Cambissolo Háplico Tb distrófico típico a 100, 400 e 1000m (EMBRAPA, 2006). O relevo regional varia de plano à fortemente ondulado com escarpas da Serra do Mar e Planaltos e Serras do Atlântico, com material originário de sedimento holocênicos e pleistocênicos. A distribuição dos solos na topossequência é bastante homogênea, predominando solos rasos e bem drenados em toda a encosta (100m a 1000m), com exceção da restinga onde o perfil é imperfeitamente drenado em profundidade (mais detalhes no apêndice 1 nas páginas 146 a 155).

O solo a 0m apresenta lençol freático muito alto, tornando a área alagada durante a época chuvosa (verão), caracterizando o hidromorfismo. Apresenta coloração mais escura no topo tornando-se mais brunada e com cores mais intensas em profundidade. Não apresenta unidades estruturais definidas abaixo de 24 cm. Apenas os horizontes superficiais mais ricos em matéria orgânica apresentam agregados granulares e blocos subangulares. Em todos os horizontes do perfil a consistência é friável, não plástica e não pegajosa (Tabela 2).

Os solos da encosta apresentam coloração brunada em todo o perfil e estrutura em blocos subangulares, fraca a moderada, com exceção do perfil superficial a 1000m que apresenta estrutura granular. Apresentam ao longo do perfil fragmentos de materiais primários, grandes, duros e irregulares, característico dos horizontes B incipientes dos Cambissolos. A consistência a 100m e 400m varia de friável a muito friável, ligeiramente plástica a plástica e ligeiramente pegajoso a pegajoso. A 1000m a consistência é solta, plástica e ligeiramente pegajoso em superfície, variando a macia e ligeiramente dura em profundidade

(Tabela 2). Os atributos químicos e físicos dos solos a 100m, 400m e 1000m estão de acordo com os atributos diagnósticos dos Cambissolos (EMBRAPA, 2006).

Tabela 2 - Características morfológicas dos solos estudados no Parque Estadual da Serra do Mar, Estado de São Paulo.

Horizonte	Prof. (cm)	Cor	Estrutura	Consistência
			Neossolo Quartzarênico – 0m	
A1	0-5,2	5YR 2,5/1	fraca; media, granular	friável; não plástico; não pegajoso
A2	5,2-15	2,5YR 3/2	fraca, grande, blocos subangulares	muito friável; não plástico; não pegajoso
CA	15- 24	10YR 4/6	fraca, grande, blocos subangulares	muito friável; não plástico; não pegajoso
C1	24-53	10YR 6/8	sem estrutura	muito friável; não plástico; não pegajoso
C2	53-84	2,5YR 6/6	sem estrutura	muito friável; não plástico; não pegajoso
C3	84-135^{+}	2,5YR 5/4	sem estrutura	muito friável; não plástico; não pegajoso
			Cambissolo– 100m (Parcela B)	
A	0-12	7,5YR 3/3	moderada, média, blocos subangulares	friável; ligeiramente plástico; pegajoso
BA	12-26	10YR 4/6	moderada, grande, blocos subangulares	friável; ligeiramente plástico; pegajoso
Bi1	26-54	7,5YR 5/8	moderada, grande, blocos subangulares	friável; ligeiramente plástico; pegajoso
Bi2	54-84	7,5YR 5/8	fraca, grande, blocos subangulares	friável; plástico; pegajoso
BC	84-130^{+}	7,5YR 5/8	moderada, grande, blocos subangulares	muito friável; ligeiramente plástico; pegajoso
			Cambissolo– 100m (Parcela E)	
A	0-15	10YR 3/4	moderada, grande, blocos subangulares	muito friável; ligeiramente plástico; pegajoso
AB	15-32	10YR 10/8	moderada, grande, blocos subangulares	friável; ligeiramente plástico; pegajoso
Bi1	32-90	10YR 10/8	moderada, grande, blocos subangulares	muito friável; plástico; pegajoso
Bi2	90-140^{+}	10YR 10/8	moderada, grande, blocos subangulares	muito friável; plástico; pegajoso
			Cambissolo– 400m (Parcela G)	
A	0-10	10YR 3/6	fraca, pequena, blocos subangulares	muito friável; ligeiramente plástico; pegajoso
BA	10-17	10YR 5/8	fraca, pequena, blocos subangulares	muito friável; plástico; ligeiramente pegajoso
Bi1	17-55	10YR 5/8	fraca, média, blocos subangulares	muito friável; plástico; ligeiramente pegajoso
Bi2	55-74	10YR 5/8	moderada, média, blocos subangulares	muito friável; plástico; ligeiramente pegajoso
BC	74-105	10YR 5/6	moderada, média, blocos subangulares	muito friável; plástico; ligeiramente pegajoso
C	105-150^{+}	2YR 6/3	moderada, média, blocos subangulares	muito friável; plástico; ligeiramente pegajoso
			Cambissolo– 400m (Parcela J)	
A	0-9	10YR 4/4	fraca, média, blocos subangulares	muito friável; plástico; ligeiramente pegajoso
BA	9-18	10YR 5/6	fraca, média, blocos subangulares	muito friável; plástico; ligeiramente pegajoso
Bi1	18-47	10YR 5/8	fraca, média, blocos subangulares	muito friável; plástico; pegajoso
Bi2	47-86	10YR 5/8	fraca, média, blocos subangulares	friável; ligeiramente plástico; pegajoso
BC	86-130	10YR 5/8	fraca, média, blocos subangulares	friável; ligeiramente plástico; pegajoso
C	130-155^{+}	10YR 5/6	fraca, média, blocos subangulares	friável; plástico; pegajoso

Continua

Tabela 2 - Características morfológicas dos solos estudados no Parque Estadual da Serra do Mar, Estado de São Paulo.

Horizonte	Prof. (cm)	Cor	Estrutura	Consistência
			Cambissolo– 1000m (Parcela K)	
A	0-5	7,5YR 3/3	fraca, pequena, granular	macia; não plástico; ligeiramente pegajoso
AB	5-25	7,5YR 3/3	fraca, pequena, granular	macia; não plástico; ligeiramente pegajoso
Bi1	25-44	10YR 3/6	moderada, média, blocos subangulares	macia; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso
Bi2	44-80	10YR 3/6	moderada, média, blocos subangulares	ligeiramente duro; plástico; ligeiramente pegajoso
Bi3	80-107	10YR 5/8	moderada, média, blocos subangulares	ligeiramente duro; plástico; ligeiramente pegajoso
Bi4	107-140^{+}	10YR 5/8	moderada, média, blocos subangulares	ligeiramente duro; plástico; ligeiramente pegajoso
			Cambissolo– 1000m (Parcela N)	
A	0-5	7,5YR 4/4	fraca, pequena, granular	solta; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso
AB	5-15	10YR 5/8	fraca, média, blocos subangulares	macia; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso
Bi1	15-37	10YR 5/8	fraca, média, blocos subangulares	macia; plástico; pegajoso
Bi2	37-69	10YR 5/8	moderada, média, blocos subangulares	macia; plástico; pegajoso
Bi3	69-116	10YR 5/6	moderada, média, blocos subangulares	ligeiramente duro; plástico; ligeiramente pegajoso
BC	116-150^{+}	7,5YR 5/6	moderada, média, blocos subangulares	ligeiramente duro; plástico; pegajoso

Conclusão

2.3.2 Mineralogia dos solos estudados

A mineralogia dos solos estudados é relativamente simples, como se pode observar nos resultados da difração de Raio-X (Figuras 15 a 18) e pelas análises químicas (Tabela 3), diferindo quanto a alguns atributos mineralógicos. Esses resultados foram úteis para a classificação pedológica dos solos estudados descrita no item anterior do trabalho. Os valores de Ki dos horizontes diagnósticos (Horizonte B) foram usados para avaliar o grau de intemperismo. Solos com Ki < 1 são considerados menos resistentes ao intemperismo, enquanto que os solos com Ki > 1 são considerados mais resistentes. Quando os valores de Ki estão abaixo de 1 ocorre um domínio de óxidos, enquanto que valores de Ki entre 1 e 2 indicam o domínio de caulinita e valores entre 2 e 3 indicam que ambos estão presentes (minerais de argilas 2:1 e caulinita).

Considerando os solos da encosta (100m, 400m e 1000m), observa-se um envelhecimento do solo com o aumento altitudinal de acordo com os índices de intemperismo Ki e Kr (Tabela 3). O solo a 1000m de altitude é o mais intemperizado e o mais antigo geologicamente com predominância dos óxidos ao longo do perfil, como pode ser observado pelos altos teores de Al_2O_3 (Tabela 3). Os solos a 100m apresentaram maiores valores de Ki nos horizontes mais profundos, com predominância da caulinita. Os solos a 400m apresentaram, no geral, valores de Ki entre 2 e 3 nos horizontes Bi1 e Bi2 e nos horizontes mais profundos Ki menor que 1. Fontes et al. (2000) estudando solos do sudeste brasileiro com diferentes materiais de origem, observou que o Cambissolo, com gnaisse como material de origem, apresentou Ki de 2,01, bem como predominância de caulinita, gibsita, goetita e hematita na fração argila.

O solo a 0m apresentou valores de Ki menores que 1 nos horizontes mais profundos (Tabela 3), o que indica o domínio da gibsita e hematita como observado na Figura 15. Esse

solo também apresentou uma clara dominância do material de origem quartzo, bem como picos de gibsita, caulinita, hematita e feldspatos. Segundo Gomes et al. (2007) a ocorrência de diferentes faixas de picos de feldspatos pode indicar a presença tanto de feldspatos potássicos como de plagioclásios. Estes minerais foram provavelmente herdados do intemperismo de rochas cristalinas da Serra do Mar ou de areias reliquiais dos sedimentos arenosos costeiros retrabalhados durante os últimos eventos transgressivos holocênicos.

Tabela 3 - Porcentagens de Al_2O_3, SiO_2, Fe_2O_3 e índices Ki e Kr dos solos estudados

Horizonte	**Profundidade (cm)**	**Al_2O_3**	**SiO_2**	**Fe_2O_3**	**Ki**	**Kr**
		·····%				
		0m				
A1	0 - 5,2	1,53	3,9	1,2	4,33	2,89
A2	5,2 - 15	6,38	3,4	1,8	0,91	0,77
CA	15 - 24	3,31	2,8	1,7	1,44	1,08
C1	24 - 53	3,57	1,8	1,3	0,86	0,70
C2	53 - 84	5,87	2,0	1,4	0,58	0,50
C3	84 - 135$^+$	6,38	2,5	1,1	0,67	0,60
		100m				
A	0-12	4,08	18,5	10,9	7,71	2,84
BA	12-26	13	17,5	11,7	2,29	1,45
Bi1	26-54	22,7	21,7	10,7	1,63	1,25
Bi2	54-84	20,14	18,0	3,3	1,52	1,38
BC	84-130$^+$	16,32	21,7	14,4	2,26	1,44
		400m				
A	0-10	5,87	12,8	12,7	3,71	1,55
BA	10-17	10,2	9,4	4,2	1,57	1,24
Bi1	17-55	3,06	5,8	3,7	3,22	1,82
Bi2	55-74	8,93	6,6	4,2	1,26	0,97
BC	74-105	14	3,6	6,0	0,44	0,34
C	105-150$^+$	5,4	2,7	4,5	0,85	0,55
		1000m				
A	0-5	13,52	5,3	5,4	0,67	0,53
AB	5-15	16,07	1,9	6,0	0,20	0,16
Bi1	15-37	26,27	6,7	7,7	0,43	0,37
Bi2	37-69	21,93	5,5	7,6	0,43	0,35
Bi3	69-116	19,38	4,0	4,4	0,35	0,31
BC	116-150$^+$	7,14	6,8	5,3	1,62	1,10

Os solos estudados não diferem muito quanto à mineralogia, visto que, o intenso

intemperismo, aliado à pobreza do material de origem, gerou solos com assembléia mineralógica menos diversificada em relação aos solos de clima temperado (GOMES et al., 2007). Todos os solos apresentaram gibsita, quartzo e caulinita na fração mineral, sendo mais um indício de influência de material de origem relacionado a esses solos. Gomes et al. (2007) também verificou a ocorrência da caulinita na fração argila em todos os solos de restinga estudados, podendo ser o mineral dominante em climas tropicais e subtropicais com intenso intemperismo (Van BREEMEN; BUURMAN, 2002). Dias et al. (2003) em estudo realizado na Serra da Mantiqueira (MG) verificaram que em todos os perfis dos solos (Cambissolos, Neossolos e Espodossolos) a caulinita estava presente, principalmente nos Cambissolos Húmicos distróficos desenvolvidos de xistos. Os mesmos autores também encontraram minerais 2:1 do grupo das ilitas/micas e vermiculitas, denotando a resistência desses minerais frente à alteração em condições de acentuado intemperismo.

Nos solos de encosta (100m, 400m e 1000m) observa-se a coexistência de quartzo, gibsita e ilita nos perfis estudados (Figuras 16 a 18), denotando ao mesmo tempo o elevado grau de intemperismo e a ocorrência de quartzo mais coloidal nos solos de textura mais arenosa e natureza quartzosa (DIAS et al., 2003).

Os resultados mineralógicos dos solos Neoossolo e Cambissolo aqui apresentados contribuíram para reafirmar o paradigma das florestas tropicais luxuriantes – A Mata Atlântica do litoral norte paulista só é capaz de sobreviver em solos pobres, em consequência do seu material de origem, devido a um mecanismo eficiente de ciclagem de nutrientes.

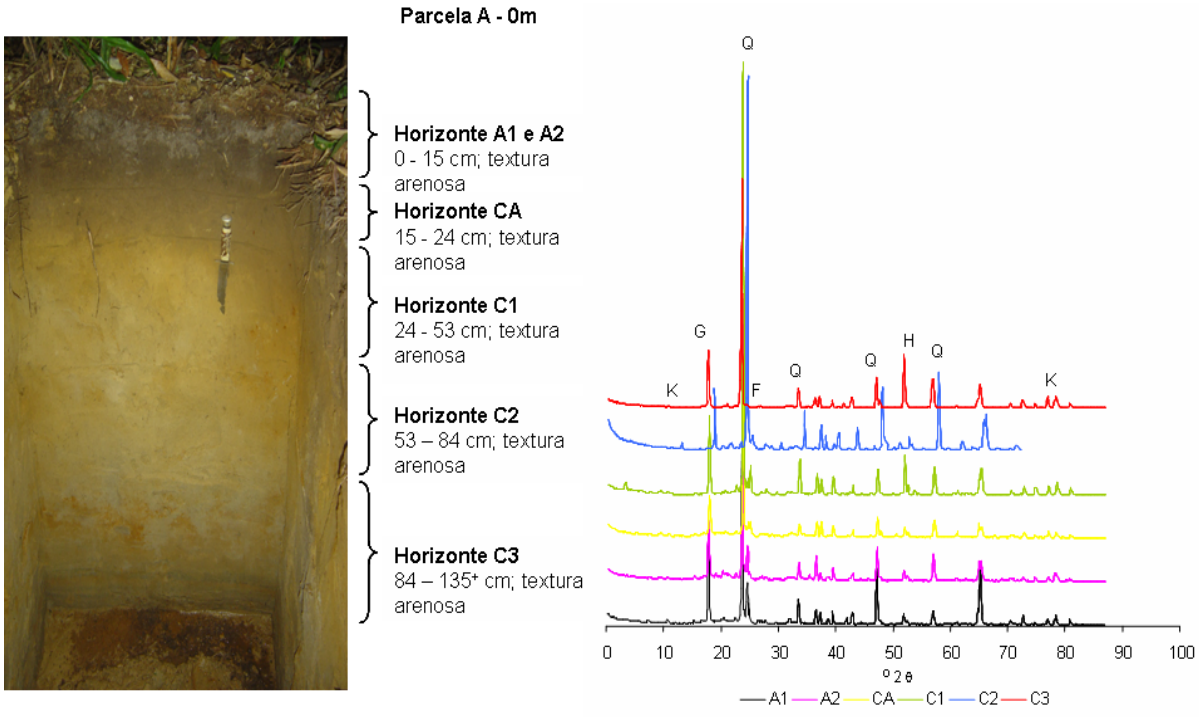

Figura 15 – Difração de Raio – X do solo Neossolo Quartzarênico hidromórfico típico a 0m. Caulinita (K); Gibsita (G); Quartzo (Q); Feldspato (F); Hematita (H)

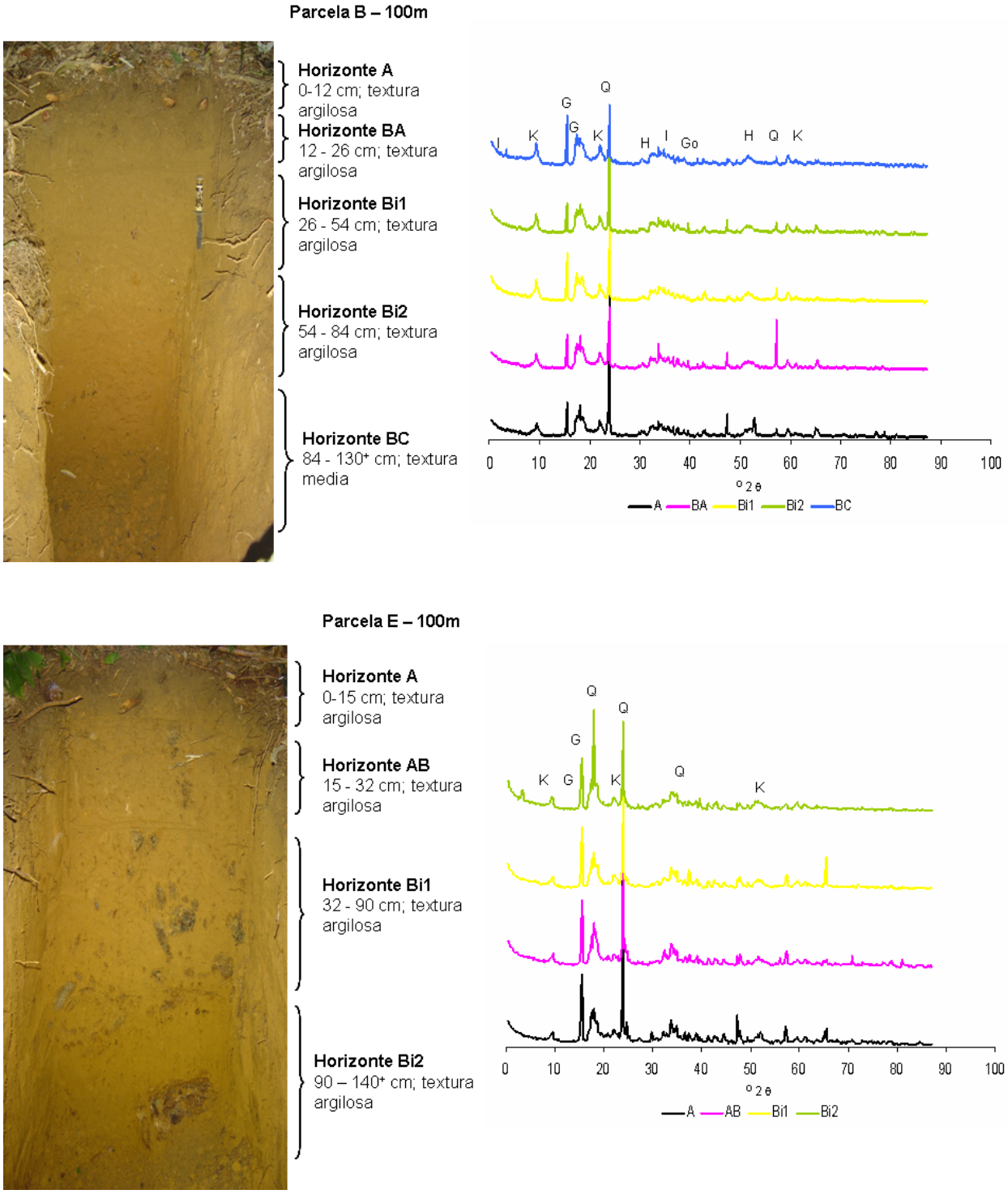

Figura 16 – Difração de Raio – X do solo Cambissolo Háplico Tb distrófico a 100m de altitude. Caulinita (K); Gibsita (G); Quartzo (Q); Hematita (H); Ilita (I); Goetita (Go)

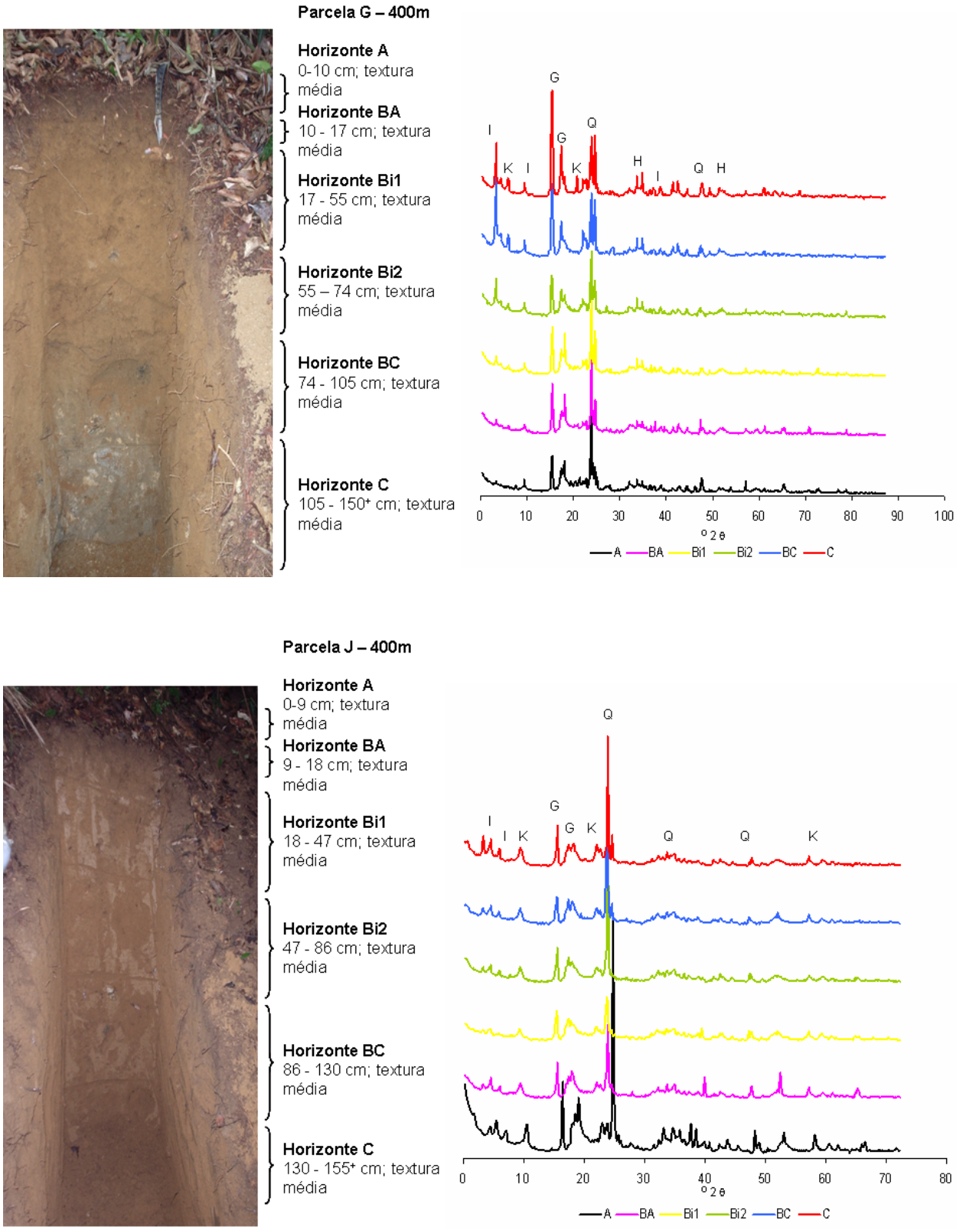

Figura 17 – Difração de Raio – X do solo Cambissolo Háplico Tb distrófico a 400m de altitude. Caulinita (K); Gibsita (G); Quartzo (Q); Hematita (H); Ilita (I)

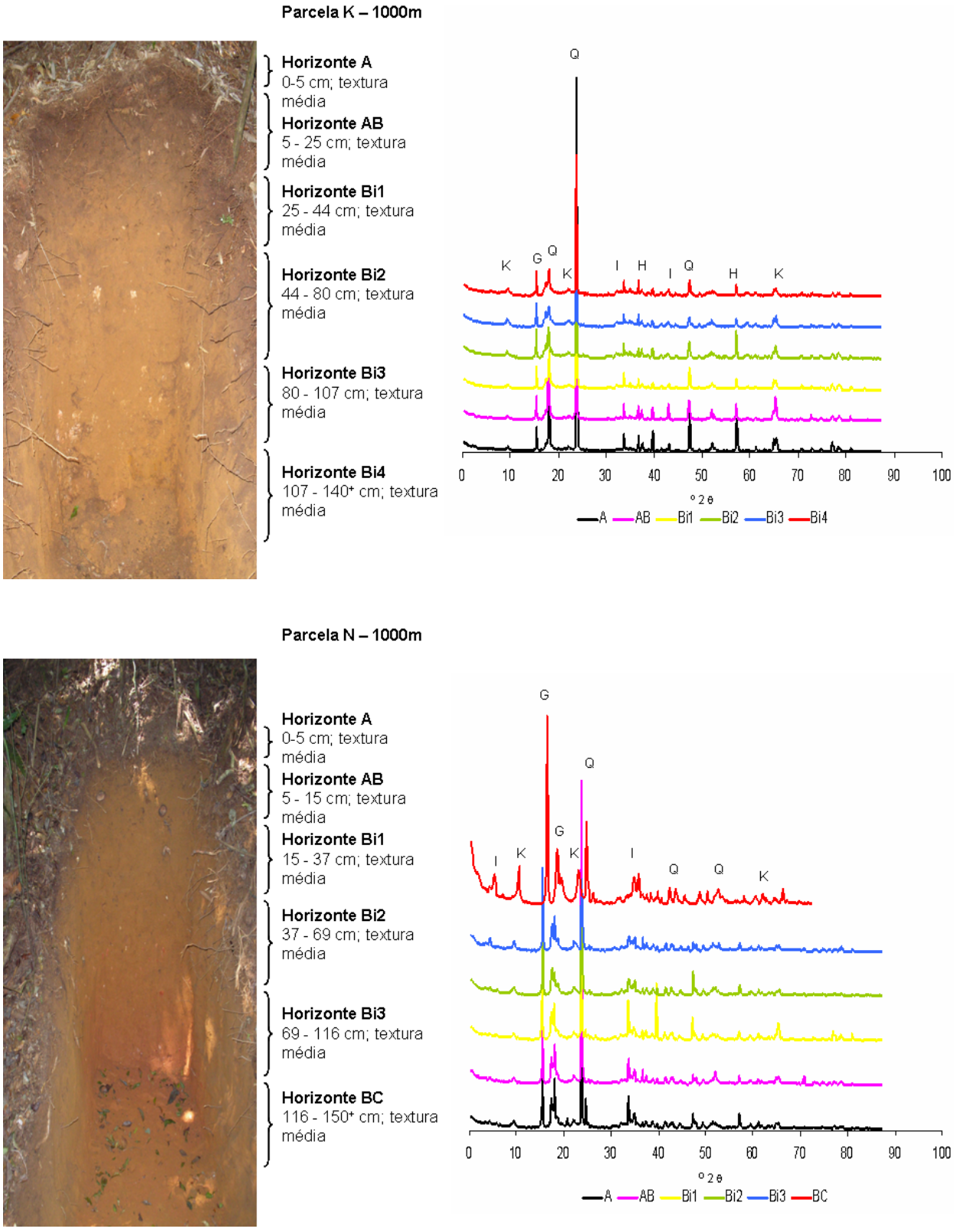

Figura 18 – Difração de Raio – X do solo Cambissolo Háplico Tb distrófico a 1000m de altitude. Caulinita (K); Gibsita (G); Quartzo (Q); Hematita (H); Ilita (I)

2.3.3 Caracterização física dos solos estudados

Existe uma clara dominância da textura arenosa nos solos ao longo do gradiente altitudinal (Figura 19), corroborando com a presença constante do mineral de quartzo ao longo dos perfis estudados, de acordo com os resultados mineralógicos apresentados no ítem anterior (Figuras 15 a 18). Como consequência o solo a 0m apresentou textura arenosa em todas as profundidades, onde os teores de argila, que é a fração ativa do solo, foram significativamente menores em relação às outras áreas de estudo, não ultrapassando 6,6% (Tabela 4). O solo a 100m apresentou textura argilo-arenosa e os solos a 400m e 1000m, no geral, apresentaram texturas franco argilo-arenosa. O teor de areia foi maior a 0m ($p<0,05$), com mais de 90% da textura do solo composta por areia (Figura 19). Esta proporção decresce para 50-60% nas maiores altitudes, sendo maior a 400m ($p<0,05$) que a 100m e 1000m (Figura 19). O teor de argila foi maior a 100m (32%) em relação às outras altitudes ($p<0,05$), com o menor teor a 0m (4%), aumentando para 23% e 21% a 400m e 1000m, respectivamente (Figura 19). O teor de silte aumentou progressivamente com o gradiente altitudinal (Figura 19). A 0m o teor de silte foi apenas 2%, alcançando a maior proporção de 23% a 1000m ($p<0,05$, Figura 19).

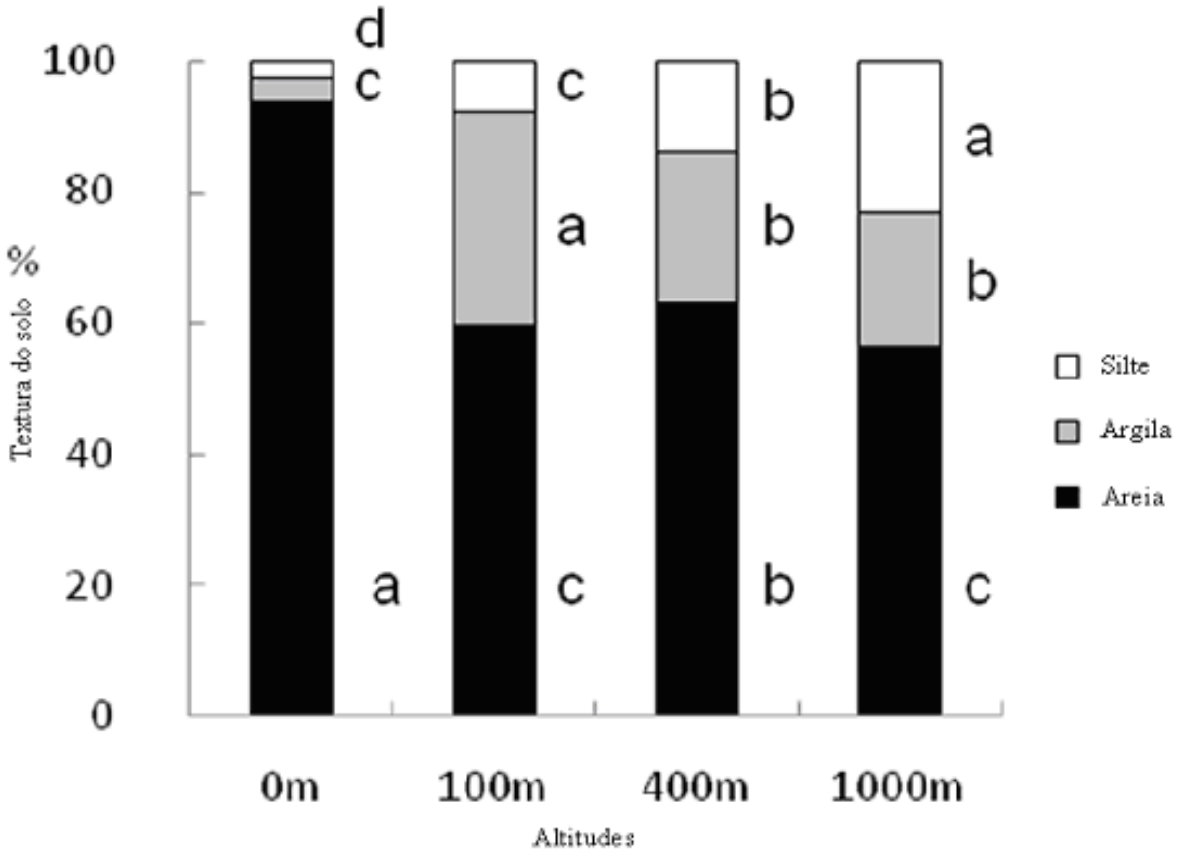

Figura 19 - Composição média granulométrica das amostras de solo até 1m de profundidade. Os valores representam a média (n=32) ± desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas estudadas (Tukey, $p<0,05$).

Tabela 4 - Caracterização física do perfil dos solos amostrados (1m de profundidade). Os valores representam a média (n=32) ± desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas estudadas na camada 0,05m (Tukey, p<0,05).

Prof. (cm)	Densidade (g cm^{-3})	Argila	Silte	Areia
			(%)	
		0 m		
0-5	1.0 ± 0.2 a	6.1 ± 1.5 c	5.8 ± 2.5 b	88.1 ± 2.3 a
5-10	1.1 ± 0.2	6.6 ± 2.1	5.8 ± 2.3	87.6 ± 2.3
10-20	1.4 ± 0.1	5.5 ± 2.3	3.3 ± 1.5	91.2 ± 3.2
20-30	1.3 ± 0.1	4.3 ± 1.7	2.0 ± 1.1	93.7 ± 2.5
30-40	1.3 ± 0.03	3.0 ± 1.1	0.8 ± 1.5	96.2 ± 2.0
40-50	1.4 ± 0.02	2.0 ± 1.5	1.3 ± 1.0	96.7 ± 1.0
50-75	1.5 ± 0.05	2.2 ± 1.7	0.5 ± 0.9	97.5 ± 0.9
75-100	1.5 ± 0.03	1.3 ± 1.0	0.5 ± 0.9	98.7 ± 1.5
		100 m		
0-5	1.0 ± 0.06 a	31.5 ± 8.1 a	8.1 ± 3.0 b	60.4 ± 9.8 b
5-10	1.1 ± 0.08	35.1 ± 8.6	8.4 ± 2.6	56.6 ± 9.4
10-20	1.3 ± 0.1	35.3 ± 9.7	8.0 ± 1.9	56.8 ± 10.0
20-30	1.4 ± 0.1	37.4 ± 9.7	6.7 ± 2.5	55.9 ± 9.7
30-40	1.3 ± 0.04	40.0 ± 8.9	6.5 ± 1.7	53.4 ± 9.4
40-50	1.4 ± 0.05	41.7 ± 10.5	7.5 ± 4.0	50.9 ± 11.1
50-75	1.3 ± 0.07	42.4 ± 9.9	9.8 ± 3.8	47.8 ± 11.0
75-100	1,3 ± 0,1	39,7 ± 12,9	13,7 ± 5,6	46,6 ± 14,5
		400 m		
0-5	1.0 ± 0.03 a	16.4 ± 3.8 b	16.9 ± 5.5 a	66.7 ± 6.3 b
5-10	1.1 ± 0.1	20.5 ± 3.7	17.3 ± 2.6	62.2 ± 3.9
10-20	1.2 ± 0.08	22.1 ± 4.5	16.6 ± 5.3	61.4 ± 6.0
20-30	1.3 ± 0.1	23.4 ± 4.3	17.1 ± 3.3	59.5 ± 6.0
30-40	1.3 ± 0.03	24.7 ± 7.5	14.8 ± 4.1	60.5 ± 8.4
40-50	1.3 ± 0.1	23.6 ± 8.7	13.5 ± 2.8	62.9 ± 10.0
50-75	1.4 ± 0.08	25.6 ± 6.2	13.7 ± 3.0	60.7 ± 5.1
75-100	1.4 ± 0.1	23.7 ± 8.5	13.7 ± 2.9	62.6 ± 7.8
		1000 m		
0-5	0.6 ± 0.2 b	20.3 ± 8.6 b	22.4 ± 9.0 a	57.4 ± 12.3 b
5-10	0.8 ± 0.2	22.3 ± 10.8	23.8 ± 9.6	53.9 ± 14.4
10-20	1.0 ± 0.2	19.8 ± 10.7	26.2 ± 9.2	54.0 ± 12.3
20-30	1.1 ± 0.2	20.6 ± 11.5	25.8 ± 8.0	53.5 ± 12.4
30-40	1.2 ± 0.1	20.6± 11.5	24.9 ± 11.1	54.5 ± 14.0
40-50	1.2 ± 0.2	23.6 ± 12.0	23.2 ± 7.2	53.2 ± 13.8
50-75	1.2 ± 0.2	23.4 ± 13.1	26.0 ± 14.2	50.6 ± 21.7
75-100	1.4 ± 0.2	19.8 ± 10.0	24.4 ± 14.2	55.8 ± 17.1

Considerando a composição arenosa dos solos estudados e a elevada precipitação a que está submetido, ocorre intensa lixiviação de nutrientes essenciais ao desenvolvimento vegetal. Em tais circunstâncias, a perda de bases e a mobilidade de algumas frações da matéria orgânica são ainda acentuadas e interferem diretamente na pedogênese desses ambientes (DIAS et al., 2003). Sato (2007), trabalhando com solos no litoral paulista, observou que nos solos de restinga os teores de argila foram inferiores ou iguais a 4% e os

teores de areia foram superiores a 90%. Segundo Leão e Dominguez (2000) os solos sob vegetação de restinga são arenosos, quimicamente pobres, tendo como principal fonte de nutrientes o *spray* marinho. Trabalhos realizados na costa brasileira mostram que sob essa vegetação, as principais classes de solos encontrados são os Espodossolos e os Neossolos Quartzarênicos (MOURA FILHO, 1998; ROSSI; QUEIROZ NETO, 2001), sendo que muitas vezes este último apresenta um incipiente processo de pdzolização, levando-o a apresentar características intermediárias para Espodossolo (GOMES et al., 2007). Wilcke et al. (2008) em trabalho realizado na floresta tropical montana no Equador ao longo de um gradiente altitudinal entre 1960 a 2450m acima do nível do mar, encontraram correlação negativa entre os teores de argila e a altitude, concordando com os resultados encontrados neste trabalho quando se compara apenas os solos nas maiores altitudes (100m, 400m e 1000m). Estes mesmos autores afirmam que a diminuição dos teores de argila na superfície do solo entre as áreas estudadas é devido a processos pedogenéticos, uma vez que não houve diferenças nos valores de argila do horizonte B ao longo do gradiente altitudinal. Luizão et al. (2004) trabalhando na Amazônia em três diferentes topografias (Floresta de Platô, baixio e várzea), verificaram que a textura do solo variou significativamente ao longo do gradiente topográfico, visto que o teor de argila no platô foi de 650 g kg^{-1}, decrescendo para 430 g kg^{-1} no baixio e 50 g kg^{-1} na várzea. Dias et al. (2003) verificaram que somente os Cambissolos apresentaram teores pouco mais elevados de argila em comparação aos Neossolos e Espodossolos, chegando à textura argilo-arenosa, assim como no presente estudo.

Observa-se o aumento do valor da densidade do solo em profundidade em todas as áreas analisadas (Tabela 4). A 0m o alto valor de densidade é devido ao fato dos solos da região serem jovens, em termos pedológicos. Neste caso a estrutura é pouco desenvolvida e a densidade naturalmente elevada. A 100m, 400m e 1000m o aumento da densidade em profundidade é devido à presença de grande quantidade de minerais primários encontradas

nesses solos em profundidade, fazendo com que a densidade do solo aumente. A densidade do solo foi semelhante ao longo do gradiente altitudinal, apresentando valores usualmente encontrados nos solos. A única diferença significativa foi a baixa densidade em superfície observada na maior altitude ($p<0,05$). Melo (2003), trabalhando com solos de florestas nativas no Estado do Acre, verificou que as densidades variaram de 1,10 a 1,50 g cm^{-3} em profundidade, e que os solos que apresentavam minerais primários, apresentavam também maior valor de densidade aparente.

2.3.4 Caracterização química dos solos

Em todas as profundidades e altitudes analisadas o teor de P decresceu em profundidade, provavelmente devido à diminuição de material orgânico em subsuperfície (Figura 20). O teor de P na superfície do solo a 1000m foi maior estatisticamente em comparação às outras áreas, enquanto que os teores de P a 0m, 100m e 400m não foram significativamente diferentes ($p<0,05$, Tabela 5). Isso pode ter ocorrido devido o solo a 1000m apresentar maior acúmulo de material orgânico em superfície, ocasionando uma maior liberação de P a esse solo, visto que os solos tropicais são naturalmente deficientes em P.

Tanner, Vitousek e Cuevas (1998) afirmaram que em florestas tropicais montanas a limitação por N é mais comum que a limitação por P, enquanto que as florestas tropicais de terras baixas são geralmente mais limitadas por P. Florestas temperadas tendem a ser mais pobres em N, ao passo que florestas tropicais de terras baixas sobre solos intemperizados tendem a ser deficientes em P (McGRODDY; DAUFRESNE; HEDIN, 2004; REICH; OLEKSYN 2004; VITOUSEK et al., 1993). Naturalmente, em solos tropicais e subtropicais, com maior eletropositividade, menor capacidade de troca de cátions, aumento da adsorção

aniônica, diminuição da saturação por cátions básicos, dentre outras, o P encontra-se em concentrações muito baixas na solução do solo (PAVINATO; ROSOLEM, 2008).

Com relação aos teores de S, o solo a 0m apresentou teores semelhantes ao longo do perfil, com uma pequena diminuição em profundidade (Figura 20). A 100m e 400m, os teores de S aumentaram consideravelmente em profundidade, enquanto que a 1000m os teores de S aumentaram até 40 cm de profundidade, diminuindo seu teor nas camadas mais inferiores. Esse acúmulo de S nas camadas mais inferiores dos solos estudados pode ter ocorrido devido o SO_4^{-2} ser facilmente lixiviado. O solo a 0m apresentou menor teor de S, enquanto que as outras altitudes não apresentaram diferenças significativas na camada 0,05 m ($p<0,05$, Tabela 5). Isso ocorreu devido a maior fertilidade dos solos de encosta e, consequentemente, maior produção de biomassa vegetal e retorno de S mais elevado nesses solos. Observa-se também que abaixo de, aproximadamente, 30 cm os solos a 100m e 400m apresentaram os maiores valores de S (Figura 20).

Os teores de Al trocável foram altos e decresceram em profundidade, em todas as fitofisionomias (Figura 20). A alta concentração de Al nesses solos deve-se aos representativos picos de gibsita ao longo dos perfis estudados, como descrito no item 2.3.2 deste trabalho. Lucas et al. (1993), trabalhando com solos sob floresta próxima à Manaus, apresentam resultados de reposição de Al ao solo devido à queda de componentes que formam a serapilheira em florestas, contribuindo com 2 kg ha^{-1} ano^{-1} de Al. Comparando os teores de Al na camada 0,05 m do solo, observa-se que os valores de Al aumentaram com o gradiente altitudinal, visto que os solos a 1000m e 400m apresentaram os maiores teores de Al ($p<0,05$, Tabela 5). Os teores de Al nos solos a 0m e 100m não apresentaram diferenças ($p<0,05$, Tabela 5). Esse alto teor de Al nos solos das maiores altitudes contribui para limitar a atividade microbiana nessas áreas.

O Ca e o Mg decresceram em profundidade em todas as áreas de estudo, devido à diminuição de material orgânico em subsuperfície, juntamente com a pobreza dos materiais de origem dos solos das fitofisionomias estudadas (Figura 20). Espig et al. (2008) também observaram uma acentuada redução dos teores de Ca, Mg, K e P em profundidade no solo de um fragmento florestal na Mata Atlântica. O solo a 400m apresentou os maiores teores de Ca e Mg no perfil do solo, enquanto que as outras áreas não diferiram entre si na camada 0,05 m ($p<0,05$, Tabela 5). O K apresentou comportamento semelhante ao Ca e Mg, decrescendo em profundidade em todas as fitofisionomias (Figura 20). Os solos a 100m, 400m e 1000m não apresentaram diferenças significativas entre si, em contrapartida o solo a 0m apresentou o menor teor de K ($p<0,05$, Tabela 5), sendo semelhante ao comportamento do S em relação a sua abundância ao longo do gradiente. O Na apresentou comportamento semelhante ao longo do gradiente altitudinal também decrescendo em profundidade (Figura 20). Importante ressaltar que apesar do solo a 0m ser o mais próximo ao mar, o mesmo não sofreu maior influência do spray marinho, caso contrário acarretaria em um teor de Na mais elevado na restinga.

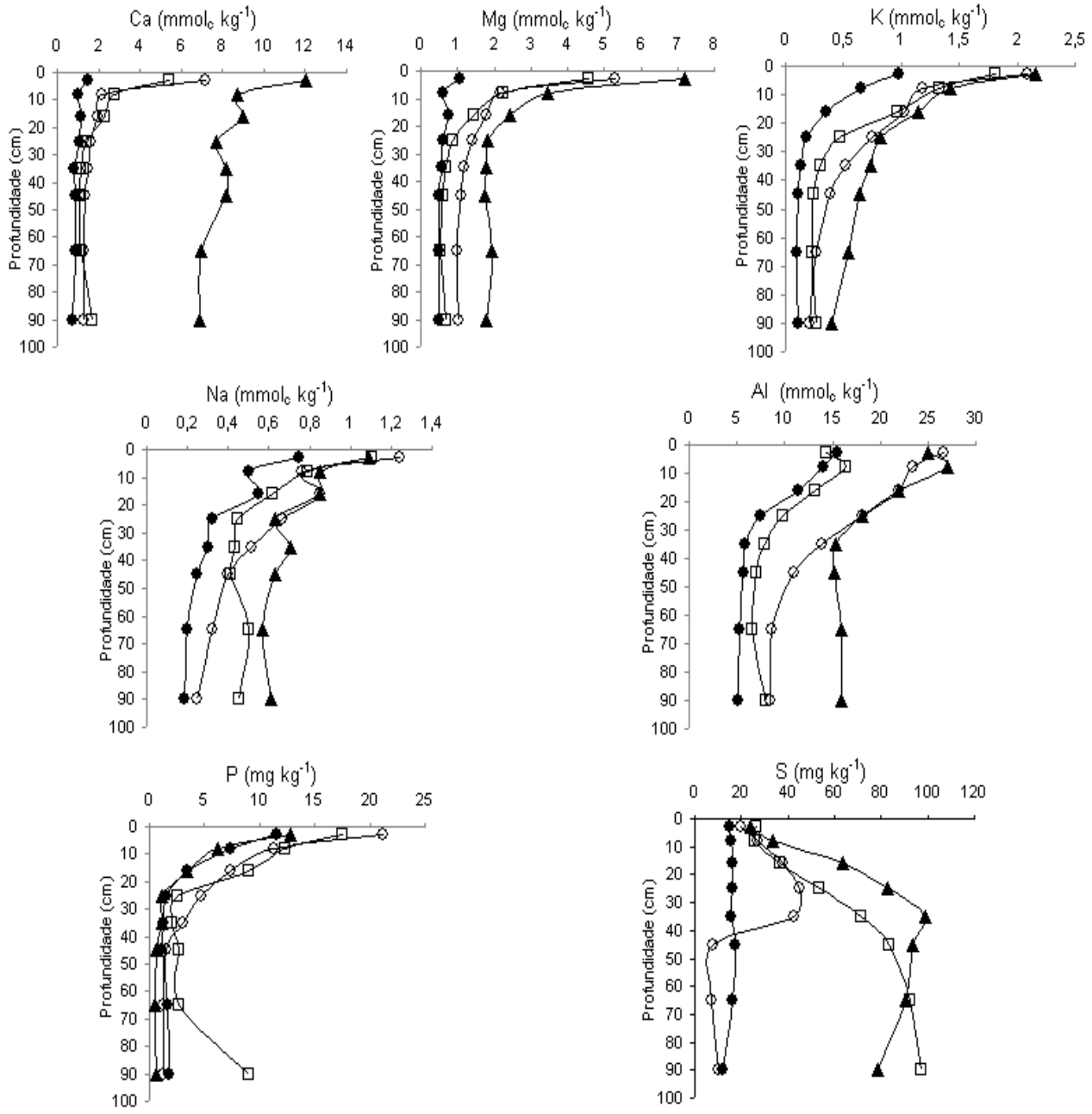

Figura 20 - Variação nas concentrações de nutrientes ao longo do perfil do solo na Mata de Restinga – 0m (—●—), Terras Baixas - 100m (—□—), Submontana - 400m (—▲—) e Montana - 1000 m (—○—) (n=32)

Tabela 5 - Concentrações de Ca, Mg, K, Na, Al, S, P na superfície do solo (0,05m) em cada altitude. Os valores representam a média (n=32) ± desvio padrão (Tukey; p< 0,05)

Altitude	Ca	Mg	K	Na	Al	S	P
	mmolc kg^{-1}					mg kg^{-1}	
0m	1,5 ± 1,2 b	1,1 ± 0,9 b	1,0 ± 0,2 b	0,8 ± 0,3 b	15,6 ± 6,6 b	14,9 ± 9,7 b	11,5 ± 4,8 b
100m	5,4 ± 5,0 b	4,6 ± 3,4 b	1,8 ± 0,5 a	1,1 ± 0,4 ab	14,3 ± 5,6 b	26,1 ± 12,5 a	17,6 ± 8,3 b
400m	12,0 ± 6,7 a	7,2 ± 3,8 a	2,2 ± 0,7 a	1,1 ± 0,4 ab	25,1 ± 6,7 a	24,0 ± 9,7 a	12,9 ± 5,0 b
1000m	7,2 ± 8,2 b	5,3 ± 4,2 b	2,1 ± 0,9 a	1,2 ± 0,7 a	26,7 ± 8,2 a	19,6 ± 15,7 ab	21,2 ± 13,3 a

A maior SB foi observada a 400m, decrescendo novamente a 1000m de altitude; todavia, o valor de SB nessa altitude foi maior ($p<0,05$) que a 0m e 100m (Tabela 6). Os valores de pH do solo não variaram ao longo do gradiente altitudinal e foram, no geral, menores que 4, denotando solos muito acidificados ($p<0,05$, Tabela 6). Houve um aumento da CTC do solo a 0m para 400m, onde foi observado o maior valor ($p<0,05$, Tabela 6). A 1000m ocorreu uma diminuição em relação à 400m, visto que a CTC apresentou valores similares aos valores encontrados a 100m ($p<0,05$, Tabela 6). Em todas as altitudes a CTC foi muito maior que a SB, indicando uma alta concentração de alumínio nesses solos, o que é confirmado pelo baixo valor de pH e a alta m% que é sempre maior que 50% ($p<0,05$, Tabela 6). A m% decresce de mais de 80% a 0m para aproximadamente 70% a 400m, aumentando novamente a 1000m e 100m. Como consequência da alta CTC e a baixa SB, a porcentagem de V% em relação à CTC é muito baixa nos solos do gradiente, variando de 3% a 12%, aproximadamente ($p<0,05$, Tabela 6).

Tabela 6 - Caracterização físico-química ao longo dos perfis dos solos estudados. Os valores representam a média (n=32) ± desvio padrão (Tukey; p< 0,05)

Prof. Cm	pH	H+Al[1]	SB[2]	CTC[3]	m[4]	V[5]
			mmolc kg^{-1}		%	
			0m			
0-5	3,4 ± 0,2 a	107,4 ± 52,0 b	4,2 ± 2,1 c	111,6 ± 53,1 c	78,3 ± 6,95 a	4,3 ± 1,9 b
5-10	3,5 ± 0,1	102,2 ± 49,9	2,8 ± 1,1	105,0 ± 50,1	83,6 ± 5,16	3,4 ± 2,2
10-20	3,7 ± 0,2	72,1 ± 29,5	2,8 ± 1,1	74,9 ± 29,4	80,2 ± 7,6	4,4 ± 2,2
20-30	3,9 ± 0,1	47,8 ± 22,3	2,2 ± 1,2	50,0 ± 21,9	77,0 ± 13,0	5,4 ± 3,3
30-40	4,1 ± 0,1	34,2 ± 15,1	1,8 ± 0,9	36,0 ± 14,9	76,4 ± 8,4	6,0 ± 3,9
40-50	4,1 ± 0,1	27,3 ± 11,3	1,8 ± 0,9	29,0 ± 11,1	75,5 ± 10,3	7,3 ± 4,8
50-75	4,2 ± 0,1	21,2 ± 8,5	1,7 ± 0,9	22,9 ± 8,0	74,9 ± 12,7	8,7 ± 5,9
75-100	4,2 ± 0,1	16,6 ± 5,3	1,5 ± 0,9	18,1 ± 4,5	78,5 ± 8,1	10,1 ± 7,5
			100 m			
0-5	3,6 ± 0,3 a	125,5 ± 50,9 b	12,9 ± 7,7 b	138,4 ± 48,0 bc	53,6 ± 17,7 b	10,7 ± 6,9 a
5-10	3,6 ± 0,3	124,3 ± 54,9	7,1 ± 4,7	131,5 ± 53,7	70,1 ± 13,4	6,4 ± 4,8
10-20	3,7 ± 0,2	95,3 ± 37,7	5,4 ± 4,3	100,7 ± 38,1	72,3 ± 11,7	5,8 ± 4,0
20-30	3,8 ± 0,2	69,8 ± 28,3	3,2 ± 1,5	73,0 ± 28,1	75,0 ± 9,9	5,1 ± 3,2
30-40	3,9 ± 0,2	58,3 ± 18,2	2,6 ± 1,1	60,8 ± 17,8	75,3 ± 10,8	4,7 ± 2,4
40-50	4,0 ± 0,2	51,1 ± 17,2	2,4 ± 1,1	53,5 ± 16,8	74,0 ± 13,4	5,1 ± 3,1
50-75	4,1 ± 0,2	48,8 ± 17,5	2,4 ± 1,1	51,2 ± 17,1	70,9 ± 14,1	5,5 ± 3,4
75-100	4,1 ± 0,3	50,0 ± 24,4	3,1 ± 2,9	53,1 ± 24,1	68,1 ± 18,2	6,8 ± 6,5
			400 m			
0-5	3,6 ± 0,2 a	170,8 ± 34,5 a	22,5 ± 8,1 a	193,2 ± 34,6 a	56,5 ± 15,7 b	11,7 ± 4,4 a
5-10	3,7 ± 0,1	162,8 ± 32,2	14,4 ± 5,8	177,3 ± 32,7	68,8 ± 13,3	8,1 ± 3,4
10-20	3,8 ± 0,1	137,2 ± 35,6	13,4 ± 8,3	150,6 ± 37,4	66,7 ± 18,4	8,9 ± 5,0
20-30	3,9 ± 0,1	108,7 ± 22,7	11,0 ± 6,6	119,7 ± 23,7	67,2 ± 18,6	9,2 ± 5,0
30-40	4,0 ± 0,2	91,1 ± 20,2	11,4 ± 7,8	102,5 ± 19,6	63,2 ± 22,9	11,3 ± 8,5
40-50	4,1 ± 0,2	84,9 ± 16,6	11,2 ± 8,4	96,1 ± 14,2	63,3 ± 23,7	12,0 ± 9,9
50-75	4,1 ± 0,2	79,0 ± 13,8	10,0 ± 6,4	89,0 ± 14,8	65,2 ± 20,8	11,1 ± 6,8
75-100	4,1 ± 0,1	72,4 ± 13,2	9,7 ± 6,5	82,0 ± 14,9	65,4 ± 21,2	11,8 ± 7,2
			1000 m			
0-5	3,5 ± 0,2 a	142,1 ± 63,1 ab	15,8 ± 12,6 b	163,0 ± 62,9 b	66,2 ± 15,1 b	9,8 ± 8,3 a
5-10	3,6 ± 0,2	109,7 ± 40,6	6,3 ± 2,6	119,9 ± 38,2	78,5 ± 5,8	5,4 ± 1,4
10-20	3,8 ± 0,2	100,0 ± 36,6	5,6 ± 1,7	109,7 ± 31,8	78,5 ± 7,0	5,5 ± 1,6
20-30	3,9 ± 0,1	84,7 ± 33,5	4,5 ± 1,8	92,7 ± 30,1	79,5 ± 7,4	5,1 ± 1,6
30-40	4,0 ± 0,2	69,0 ± 27,3	3,7 ± 1,5	75,7 ± 25,0	77,4 ± 8,9	5,2 ± 1,5
40-50	4,1 ± 0,1	57,3 ± 17,3	3,3 ± 1,0	62,8 ± 14,0	74,5 ± 11,6	5,4 ± 1,8
50-75	4,2 ± 0,1	43,4 ± 12,6	2,9 ± 0,7	48,3 ± 10,1	72,2 ± 10,8	6,3 ± 1,6
75-100	4,2 ± 0,1	38,4 ± 10,4	2,8 ± 0,5	41,1 ± 10,5	72,8 ± 7,6	7,3 ± 2,4

[1]H+Al = acidez potencial; [2]SB = Soma de bases; [3]CTC = Capacidade de troca de cátions; [4] m = saturação de alumínio; [5]V = saturação de bases.

De acordo com os resultados apresentados pode-se dizer que os atributos dos solos estudados seguiram uma tendência ao longo do gradiente altitudinal, visto que nas maiores altitudes (400m e 1000m) os solos são mais ricos nutricionalmente, bem como apresentaram fertilidade baixa e elevados níveis de Al em todos os perfis, com a maior reserva nutricional nos primeiros centímetros do solo. Frente a isto, os valores de SB são muito baixos e pouco contribui para a CTC do solo, visto que solos de florestas tropicais úmidas sob elevadas

temperaturas e pluviosidades sofrem um intemperismo intenso, ocorrendo grande lixiviação de elementos, com perda de Na, K, Ca, Mg e Si, além de favorecer a formação de argilominerais com baixa capacidade de reter cátions; bem como são solos formados a partir de rochas pobres em nutrientes, como pode ser verificado pela descrição morfológica dos perfis estudados no ítem 2.3.2 deste trabalho.

A capacidade de subsistir em solos ácidos, com alta diluição de nutrientes e altas saturações por alumínio, é fator ambiental determinante na Mata Atlântica, pois caracteriza a maioria dos solos da região. Tal condição sugere que o conceito agronômico de baixa fertilidade natural, que é útil para sistemas agrícolas, não compõe o modelo ambiental que ajude a explicar a exuberância em formas de vida e biomassa, da floresta tropical (LIMA et al., 2003). Nesse ambiente atuam mecanismos diferenciados de economia de nutrientes entre as espécies, um considerável efeito da constante deposição e decomposição de detritos orgânicos sobre o solo, a respiração de raízes e dos microrganismos do solo (MARKEWITZ et al., 2001), além da capacidade de realizar associações simbióticas, principalmente com micorrizas (SIQUEIRA et al., 1998).

Concordando com os resultados encontrados nesse trabalho, Dezzeo et al. (2004) trabalhando em florestas tropicais a 1300 m acima do nível do mar na Venezuela verificaram que os solos eram extremamente ácidos, com baixo pH principalmente em superfície, com altos teores de Al trocáveis (12,7 $mmol_c\ kg^{-1}$), baixos teores de K (0,7 $mmol_c\ kg^{-1}$), Ca (0,4 $mmol_c\ kg^{-1}$), Mg (0,5 $mmol_c\ kg^{-1}$) e P (0,06 $mmol_c\ kg^{-1}$) e teor de argila de 115,0 $g\ kg^{-1}$. Gomes et al. (2007), estudando a Restinga da Ilha do Cardoso, observaram baixos valores de pH e SB devido a baixos teores de Na, K, Ca e Mg e elevada saturação de Al e baixo conteúdo de argila. Os autores também verificaram que a maior reserva de P, Ca e Mg estava localizada, principalmente, na superfície do solo, aproximadamente à 5 cm de profundidade, concordando com outros estudos desenvolvidos na Costa Brasileira (GOMES, 2002), e ao

longo da costa do Estado de São Paulo (SATO, 2007). Ferreira et al. (2001) estudando Floresta de Terra Firme em Manaus verificaram que o solo era argiloso, muito ácido com alto teor de alumínio e baixa CTC, bem como as concentrações de nutrientes no solo até 10 cm na época chuvosa eram de 2 mg dm^{-3} de P, 1,5 $mmol_c$ kg^{-1} de K, 20 $mmol_c$ kg^{-1} de Ca, 2,6 $mmol_c$ kg^{-1} de Mg e 20,4 $mmol_c$ kg^{-1} de Al, diminuindo em profundidade. Schawe, Glatzel e Gerold (2007) em estudo feito em florestas da Bolívia verificaram que a relação C/N aumenta e a CTC diminui ao longo do gradiente altitudinal entre 1700 e 3300 m acima do nível do mar, enquanto que o C e pH não mudaram com a altitude. Reis-Duarte (2004), trabalhando com solos sob Mata de Restinga na Ilha Anchieta, Ubatuba SP, verificou que os mesmos também apresentaram, ao longo de todo o perfil compreendido de 0 a 1,0 m, elevada acidez com o pH variando de 3,4 a 4,4, baixos valores de SB devido aos baixos teores de Na, K, Ca e Mg, elevada saturação por Al e baixo teor de argila, não ultrapassando a 5% em todo o perfil. Observou também que a maior parte da pequena reserva existente, principalmente de P, Ca e Mg, encontra-se nas camadas mais superficiais do solo, principalmente nos primeiros 5 cm de profundidade. Lima et al. (2003) em estudo realizado na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas no Amapá observaram que as concentrações dos elementos na superfície do solo foram de 18,2 $mmol_c$ dm^{-3} de Al, 2,3 $mmol_c$ dm^{-3} de Ca, 2,0 $mmol_c$ dm^{-3} de Mg, 0,45 $mmol_c$ dm^{-3} de K, 1,5 g dm^{-3} de P, 26gdm^{-3} de C e de 504 g kg^{-1} de argila.

2.3.5 Concentração de N e $\delta^{15}N$ do solo

Os valores de N variaram de 1,8 a 0,1 g kg^{-1} a 0m, de 3,4 a 0,7 g kg^{-1} nos solos a 100m, de 4,6 a 0,8 g kg^{-1} a 400m e de 6,8 a 0,8 g kg^{-1} a 1000m (Figura 21). O solo a 0m, devido à pobreza de seus materiais de origem quartzosos, textura arenosa, menor aporte de fitomassa e, consequentemente, um menor retorno de N a esse solo, apresentou os menores

valores de N. Isso também pode ter ocorrido devido às espécies vegetais presentes a 0m apresentarem menores teores de N nos tecidos foliares quando comparadas com as espécies encontradas nas maiores altitudes, bem como devido à influência da inundação que essa área sofre durante o verão, fazendo com que o as condições do solo se tornem anaeróbias, diminuindo a taxa de mineralização desse solo. As outras áreas de estudo possuem melhores condições de drenagem e microbiota mais eficiente para que ocorra uma taxa de mineralização maior nesses solos. Figueira (2006), afirma que a circulação anual de N em um sistema é frequentemente de 10 a 20 vezes maior que a quantidade recebida de fontes externas, sendo a produção de serapilheira o caminho dominante para o retorno dos nutrientes ao solo, especialmente N e P. O gradiente textural ao longo da topografia pode ser uma importante fonte de variação na dinâmica do N (LUIZÃO et al., 2004). Neu (2005), trabalhando com solos de Manaus, verificou que a concentração do N total está correlacionada com o gradiente textural do solo, com valores significativamente maiores nos solos argilosos, quando comparados aos solos arenosos.

A concentração de N vai diminuindo de acordo com o aumento da profundidade (Figura 21), devido, provavelmente, a maior concentração de matéria orgânica, raiz e material em decomposição em superfície, principalmente até 0,2 m de profundidade. Luizão et al. (2004) trabalhando com florestas na Amazônia em diferentes altitudes verificaram que o teor de N decresceu em profundidade, visto que altas concentrações de N na superfície do solo estão associadas com a alta atividade biológica e consequentemente uma maior intensidade do processo de mineralização. Figueira (2006), trabalhando em Floresta de terra firme ao longo de uma cronossequência de florestas secundárias (6, 20 e 40 anos), localizadas no Estado do Pará, concluiu que em todas as áreas houve uma progressiva diminuição do N total em profundidade.

Ocorreu um enriquecimento do $\delta^{15}N$ em profundidade em todas as áreas estudadas (Figura 21). Nardoto et al. (2008) trabalhando com solos de floresta da região Amazônica, verificou que também ocorreu enriquecimento em $\delta^{15}N$ em profundidade. Ometto et al. (2006) observou que o $\delta^{15}N$ da matéria orgânica do solo aumentou ao longo do perfil do solo, variando de 7,5 a 11,5 ‰. O enriquecimento isotópico no solo pode ser devido em parte à incompleta oxidação do NH_4^+ mineralizado resultando num enriquecimento da zona do solo em que o íon amônio fica retido (KARAMANOS; RENNIE, 1980). Mas apesar dessa evidência de acúmulo de ^{15}N, os mecanismos de fracionamento de N no solo ainda não são bem entendidos (ADAMS; GRIERSON, 2001). O enriquecimento de $\delta^{15}N$ no perfil do solo também é devido ao efeito da diluição isotópica entre a camada de serapilheira e o solo, visto que a serapilheira, quando comparada a solos de florestas, possui um sinal isotópico menor. O enriquecimento de $\delta^{15}N$ e o empobrecimento de N em profundidade estão de acordo com resultados obtidos para florestas tropicais (ESHETU, 2004; PICCOLO et al., 1996) e temperadas (NADELHOFFER; FRY, 1988).

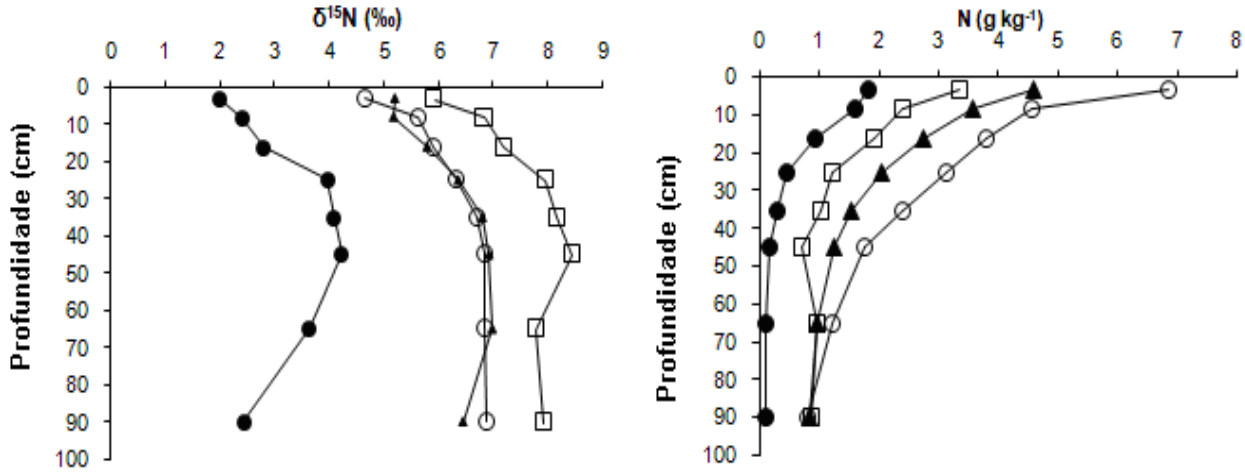

Figura 21 - Variação na concentração de N total (g kg^{-1}) e variação no $\delta^{15}N$ (‰) ao longo dos perfis dos solos a 0m (—●—), 100m (—□—), 400m (—▲—) e 1000m (—○—) (n=32)

O solo a 0m diferiu significativamente dos solos de encosta, sendo mais empobrecido em $\delta^{15}N$ devido, principalmente, à textura arenosa e desnitrificação causada pelo alagamento durante a estação chuvosa ($p<0,05$, Tabela 7). As perdas gasosas de N por desnitrificação são determinantes na variação isotópica do N, onde em locais secos o incompleto consumo do nitrato pela desnitrificação causa uma elevação dos valores de $\delta^{15}N$ do solo, enquanto que em locais úmidos a completa desnitrificação impede que esse processo ocorra (HOULTON; SIGMAN; HEDIN, 2006). Devido ao maior teor de argila, o solo a 100m apresentou os maiores valores de $\delta^{15}N$ ($p<0,05$, Tabela 7). Os solos a 400m e 1000m não apresentaram diferenças significativas ($p<0,05$, Tabela 7). Nardoto et al. (2008) trabalhando com solos de florestas da região Amazônica, verificou que o solo com 95% de argila em Manaus-platô foi mais enriquecido em $\delta^{15}N$ do que o solo de Manaus-baixio com 65% de areia. Ometto et al. (2006) afirma que um ciclo aberto de N pode conduzir à valores elevados de $\delta^{15}N$ apesar de um número significativo de leguminosas na vegetação.

Tabela 7 - Concentração de N (g kg^{-1}) e $\delta^{15}N$ (‰) na camada 0,05m do solo (n=32). Os valores representam a média ± desvio padrão (Tukey; $p<0,05$)

Altitudes	**N** ····· g kg^{-1} ·····	**$\delta^{15}N$** ····· ‰ ·····
0m	1,8 ± 0,4 b	2,0 ± 0,6 c
100m	3,4 ± 1,4 b	5,6 ± 0,8 a
400m	4,6 ± 1,1 b	4,3 ± 0,7 b
1000m	6,8 ± 3,1 a	4,6 ± 1,5 b

A 0,05 m de profundidade os solos a 0m, 100m e 400m não apresentaram diferenças significativas no teor de N total, enquanto que no solo a 1000m o teor de N foi significativamente maior, devido à presença de maior quantidade de material vegetal em decomposição ($p<0,05$, Tabela 7). Os teores médios de N até 1m de profundidade aumentaram progressivamente de acordo com o gradiente altitudinal. Esse aumento foi de,

aproximadamente 0,7 g kg^{-1} a 0m para mais de 3 g kg^{-1} na maior altitude ($p<0,05$, Figura 22). A mineralização da MOS libera N inorgânico, o qual constitui a principal fonte de N para as plantas (CANTARELLA, 2007). Marrs et al. (1988) estudando solos tropicais em diferentes altitudes na Costa Rica também verificou maiores teores de N e C totais na maior altitude.

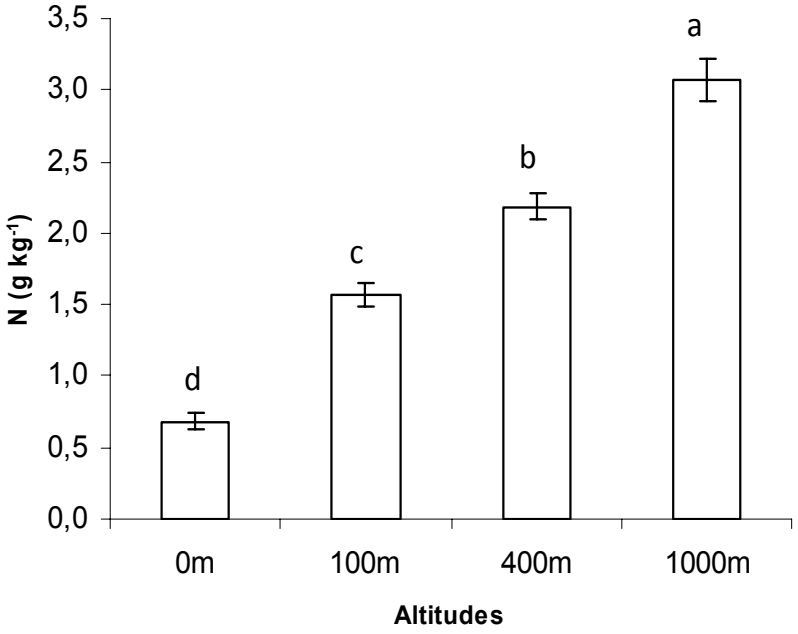

Figure 22 - Composição média do N das amostras de solo até 1m de profundidade. Os valores representam a média (n=32) ± desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas estudadas (Tukey, $p<0,05$)

2.3.6 Concentração de C e $\delta^{13}C$ do solo

Os valores de C variaram de 31,8 a 1,0 g kg^{-1} a 0m, de 45,9 a 10,3 g kg^{-1} nos solos a 100m, de 58,9 a 10,5 g kg^{-1} a 400m e de 91,5 a 11,9 g kg^{-1} a 1000m (Figura 23). Em todo gradiente altitudinal observou-se que os resultados obtidos de $\delta^{13}C$ representaram a vegetação natural predominante de plantas de ciclo C3. A concentração de C vai diminuindo com o aumento da profundidade, resultado da alta atividade biológica na superfície do solo (Figura 23). O solo tende a se tornar mais empobrecido em C com a profundidade, pois quanto mais

profundo o solo mais velho e processado pelos microrganismos é o C (EHLERINGER et al., 2000). Inúmeros trabalhos indicam a diminuição do teor de C do solo com a profundidade, em função do seu acúmulo na superfície. Exemplos para florestas tropicais são os trabalhos de Eshetu (2002) e Ometto et al. (2006). Dezzeo et al. (2004) trabalhando em florestas tropicais a 1300 m acima do nível do mar na Venezuela verificaram que as concentrações de C e N foram altas em superfície (45,5 g kg^{-1} de C e 2,7 g kg^{-1} de N) diminuindo em profundidade.

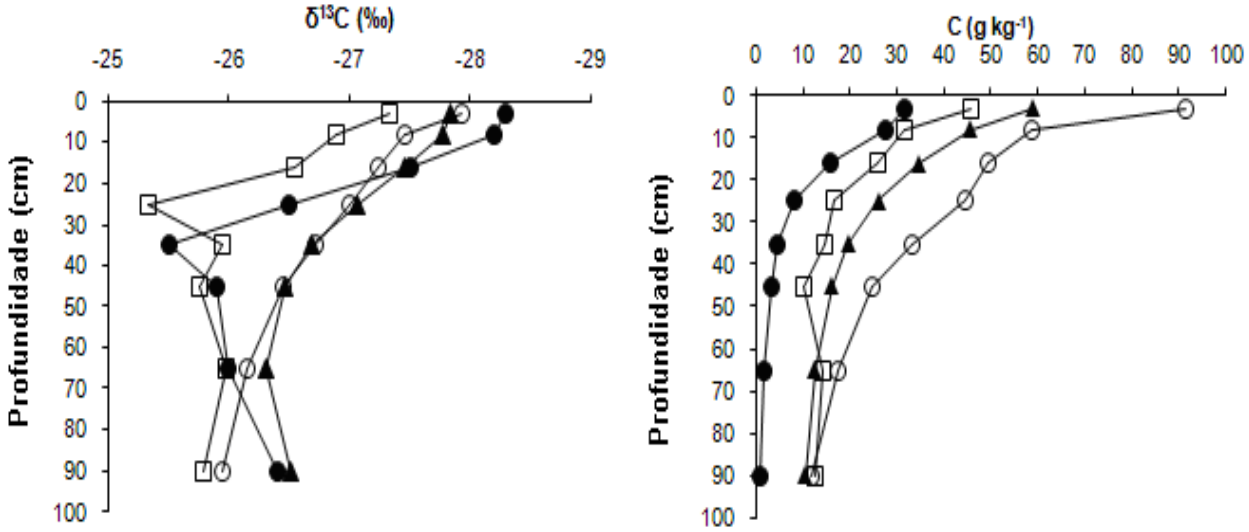

Figura 23 - Variação na concentração de C total (g kg^{-1}) e variação no $\delta^{13}C$ (‰) ao longo dos perfis dos solos a 0m (—●—), 100m (—□—), 400m (—▲—) e 1000m (—○—) (n=32).

Os solos da encosta (100m, 400m e 1000m), devido ao seu maior teor de argila, apresentaram maiores valores de C, enquanto que o solo a 0m, devido a sua textura arenosa, apresentou valores menores (Figura 23). Essa menor quantidade de C a 0m também pode ser devido à baixa densidade e biodiversidade da vegetação existente em comparação com a vegetação das demais áreas, o que ocasiona menor ciclagem de nutrientes e consequentemente menos material em decomposição o que resulta na menor concentração do C. Zinn, Lal e Resck (2005) verificaram que a concentração de carbono do solo se correlacionou diretamente e linearmente com os teores de argila+silte em todo o perfil do solo estudado. O aumento do teor de C em solos argilosos se deve às características dos minerais de argila e aos maiores

teores de ferro, que são apontados como um importante fator de proteção física do C orgânico do solo. Esta retenção pode levar os solos mais argilosos a formar depósitos de C passivo (CHRISTENSEN, 1992). Os solos arenosos, que não apresentam essa proteção física, possuem pequena capacidade de adsorção do C e as concentrações encontradas tornam-se menores, demonstrando que a matéria orgânica do solo interage por meio de seus grupamentos funcionais de diversas formas com a fração mineral do solo, principalmente a fração argila. A associação pode ser tão grande que pode formar um plasma onde dificilmente pode ser diferenciada a fração orgânica da mineral. Esse comportamento ilustra a forte interação das substâncias húmicas com a fração argila (CARVALHO SILVA et al., 2007).

Observa-se um enriquecimento em $\delta^{13}C$ em profundidade em todas as áreas estudadas, resultado da alta atividade biológica na superfície do solo (Figura 23). O solo tende a se tornar mais enriquecido em $\delta^{13}C$ com a profundidade, pois quanto mais profundo o solo mais velho e processado pelos microrganismos é o C (EHLERINGER; BUCHMANN; FLANAGAN, 2000). O valor de $\delta^{13}C$ do solo, em estudo realizado por Ometto et al. (2006) refletiu esse processo de aumento do $\delta^{13}C$ em profundidade, visto que o $\delta^{13}C$ da camada superficial do solo próxima a serapilheira foi 2‰ menor quando comparado com as camadas profundas, ocorrendo o inverso com o C do solo. Este enriquecimento em ^{13}C com a profundidade do solo foram observados em outros trabalhos encontrados na literatura (EHLERINGER; BUCHMANN; FLANAGAN, 2000; ESHETU, 2002), e também pode ser apontado como efeito do fracionamento durante a decomposição da matéria orgânica ao longo do perfil do solo (MARTINELLI et al., 1999).

O teor de C na superfície do solo a 1000m foi maior estatisticamente em comparação às outras áreas, enquanto que as demais altitudes não apresentaram diferenças significativas, semelhante ao comportamento do N ($p<0,05$, Tabela 8). Os teores médios de C até 1m de profundidade aumentaram progressivamente de acordo com o gradiente altitudinal. A 0m a

concentração de C foi em torno de 10 g kg^{-1} aumentando para de 40 g kg^{-1} a 1000m ($p<0,05$, Figura 24). A relação C/N foi maior a 0m, decrescendo de mais de 16 para um mínimo de aproximadamente 13 a 400m (Figura 24), e finalmente aumentando novamente para um valor similar ao observado a 100m (Figura 24).

A 0,05 m de profundidade o solo a 100m é mais enriquecido em $\delta^{13}C$, seguido pelo solo a 1000m, apresentando diferença significativa no valor de $\delta^{13}C$ em comparação às outras áreas estudadas ($p<0,05$, Tabela 8). Isso ocorreu, provavelmente, ao maior teor de argila a 100m de altitude.

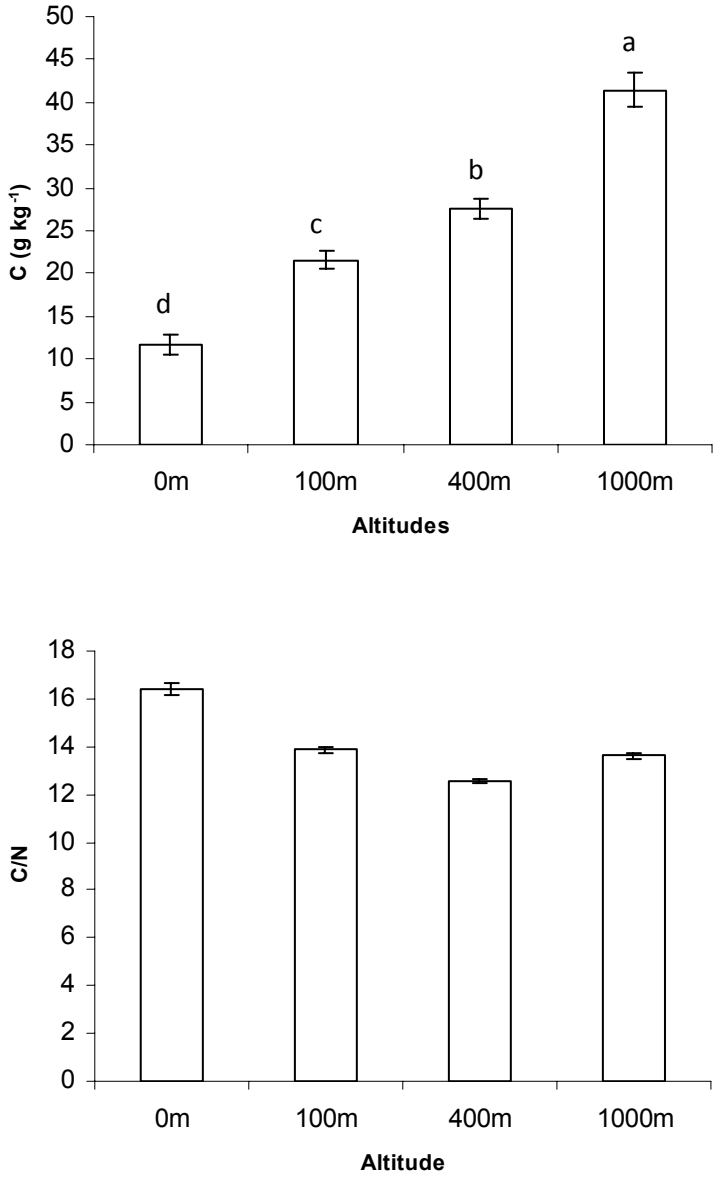

Figura 24 - Composição média do C e relação C/N das amostras de solo até 1m de profundidade. Os valores representam a média (n=32) ± desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas estudadas (Tukey, $p<0,05$)

Tabela 8 - Concentração de C (g kg^{-1}) e $\delta^{13}C$ (‰) na camada 0,05m do solo (n=32). Os valores representam a média ± desvio padrão (Tukey; p<0,05)

Altitudes	**C** ····· g kg^{-1} ·····	**$\delta^{13}C$** ····· ‰ ·····
0m	31,8 ± 11,6 b	-28,3 ± 0,5 c
100m	45,9 ± 19,4 b	-27,5 ± 0,5 a
400m	58,9 ± 15,5 b	-28,5 ± 0,9 c
1000m	91,5 ± 45,3 a	-27,9 ± 0,5 b

Os resultados demonstraram que os teores de C e N do solo seguiram uma tendência ao longo do gradiente altitudinal. Luizão et al. (2004) trabalhando na Amazônia em três diferentes topografias, verificaram que as concentrações de C e N foram similares entre o platô e baixio, enquanto que na várzea os teores de C e N foram significativamente menores, concluindo que a topografia local influenciou claramente a distribuição dos nutrientes entre os locais de estudo. Em contrapartida, Idol, Baker e Meason (2007) verificaram que os teores de C e N do solo em florestas do Hawaí com 1200 a 2050 m acima do nível do mar não diferiram significativamente ao longo do gradiente altitudinal estudado.

2.3.7 Análises de componentes principais entre os atributos dos solos

A análise multivariada de componentes principais pode servir para agrupar indivíduos com características semelhantes e estudar suas correlações (VALADARES et al., 2008). Os resultados da análise de componentes principais multidimensional estão ilustrados no diagrama de ordenação da Figura 25. Foram selecionadas 11 variáveis do solo, dentre elas o pH, C, N, P, Ca, Al, argila, areia, CTC, V% e C/N, representadas no diagrama por retas. Os dois primeiros eixos do ACP cumulativamente explicaram 75% da variância total das variáveis, com autovalores de 3,7417 e 2,8741 para o λ_1 e λ_2. Como os autovalores dos demais eixos foram baixos, a discussão será limitada aos dois primeiros eixos. O eixo PCR1, que

explica 34 % da variância total, apresentou forte correlação com as variáveis C/N, CTC e V%. Os maiores valores positivos no PCR1 foram observados para a CTC e V%. O eixo PCR2 apresentou forte correlação com as variáveis pH, Al, argila e P, porém, sofreu uma menor influência das variáveis correlacionadas ao eixo 1. As variáveis C, N, Ca e areia sofreram influencia dos dois eixos.

A 0m de altitude observa-se um bom agrupamento no diagrama de ordenação das amostras de solo analisadas, influenciando no teor de areia e na relação C/N, visto que nessa área a textura é extremamente arenosa e pobre em N. O solo a 100m apresentou forte correlação com os teores de Al e argila, enquanto que a 400m a correlação se deu com os teores de Ca, P, V% e pH do solo, demonstrando que quanto maior o teor de cátions básicos no solo maior o valor do pH. Todas as amostras a 400m agruparam-se em um único quadrante do diagrama. Os teores de C e N foram fortemente influenciados pelo solo a 1000m, devido essa altitude apresentar os maiores valores desses elementos na superfície do solo. Também se pode observar na Figura 25 que os teores de C, N e argila é inversamente proporcional à fração areia do solo.

Através da análise multivariada (Figura 25) pode-se notar nitidamente a dinâmica dos elementos analisados de acordo com o gradiente altitudinal, uma vez que as amostras de cada área de estudo distribuíram-se distintamente e homogeneamente no diagrama. Através do diagrama observa-se a distância gráfica considerável entre os solos estudados, o que é coerente diante das particularidades de cada gradiente, demonstrando que a análise dos componentes principais foi útil no agrupamento das áreas, concordando com Valadares et al. (2008) em estudo com diferentes solos do Brasil onde também concluiu que a PCA foi fundamental no agrupamento dos perfis de solos.

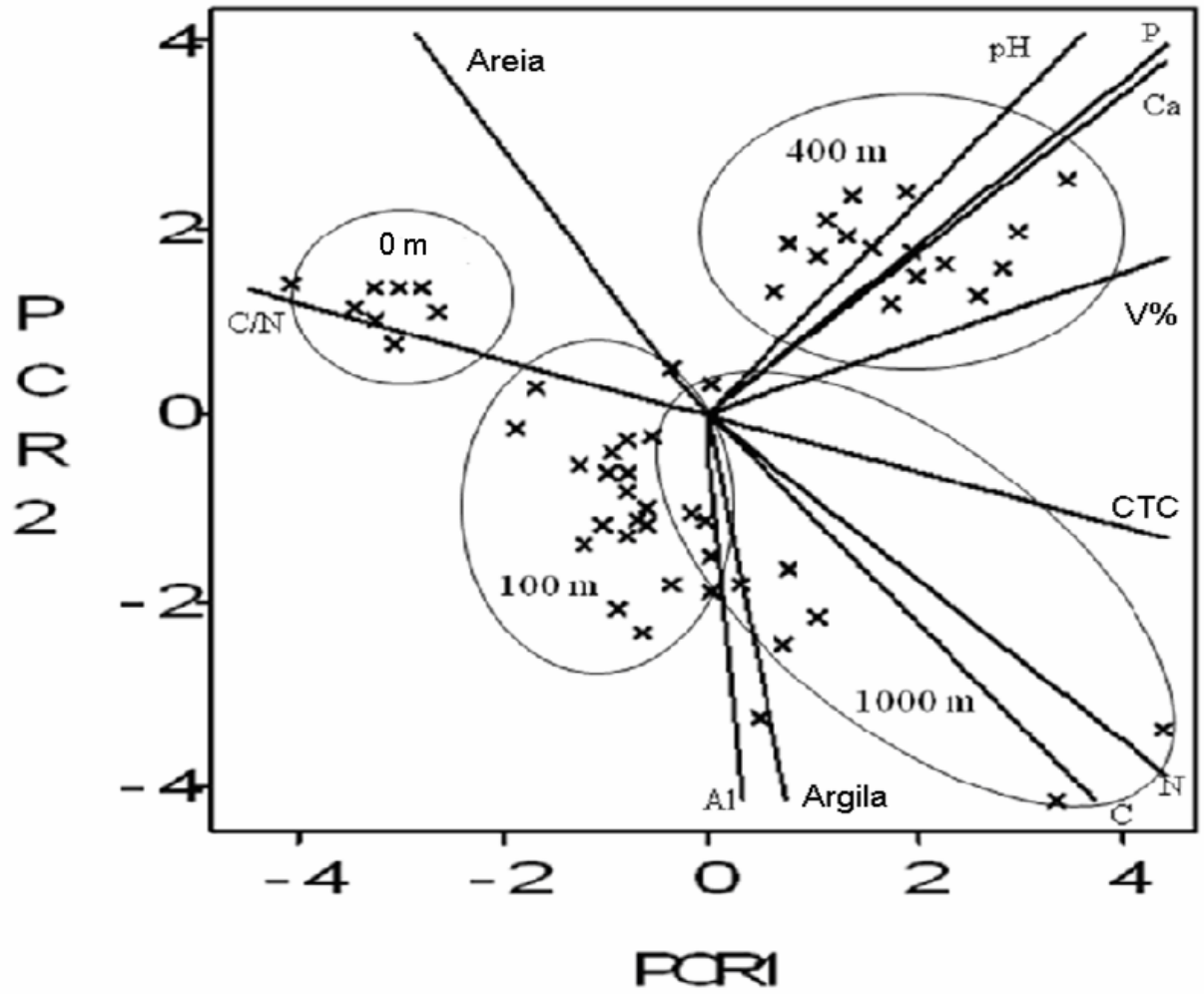

Figura 25 - Diagrama da análise de componentes principais multidimensional para os atributos dos solos a 0m; 100m; 400m e 1000m de altitude na camada 0,10m (n=16)

2.3.8 Estoques de macronutrientes, C, Na e Al do solo

Os resultados mostraram que o acúmulo de C nos solos de Mata Atlântica foram maiores nos solos mais argilosos quando comparados com os solos a 0m (Figura 26). Telles et al. (2003), em estudo realizado em Manaus, observou correlação positiva entre o teor de argila e o estoque de C no solo. A maior parte do estoque de C do solo (> 50%) está até a camada de 0,3m. Isto ocorreu em todas as áreas, principalmente a 0m, onde na camada até 0,3m de profundidade o acúmulo representa mais de 60% do total do perfil (Figura 27). Observa-se que o estoque de C acumulado até 1m variou estatisticamente de acordo com o gradiente

altitudinal, sendo que a 1000m apresentou maior estoque, devido à presença de maior quantidade de material vegetal em decomposição, seguida pelo solo a 400m e 100m e por fim a 0m ($p<0,05$; Tabela 9). O maior estoque de nutrientes nas florestas tropicais está na parte aérea das árvores, o que não ocorre com outro tipo de cobertura vegetal, como pastagem, em que a maior parte dos nutrientes se encontra no solo (FONSECA et al., 1993). O estoque de C na superfície do solo (0,05m) apresentou diferenças significativas entre as áreas estudadas e aumentou com o gradiente altitudinal, visto que os solos a 1000m e 400m apresentaram os maiores estoques, diminuindo a 0m ($p<0,05$; Tabela 9).

Os estoques de N, na superfície do solo e acumulado até 1,0m, dos solos de encosta são superiores em comparação com o solo a 0m, pois apresentam maior capacidade de fixação de N por serem solos mais argilosos (Figura 26). O estoque de N apresentou comportamento semelhante ao C, uma vez que seu estoque aumenta de acordo com o gradiente altitudinal. Os solos a 1000m e 400m apresentaram maiores estoques de N, não diferindo significativamente entre si, tanto em superfície como o acumulado até 1m, seguidas pelo solo a 100m e por fim por 0m de altitude ($p<0,05$; Tabela 9). A 0m o acúmulo total de N no perfil do solo ocorre, praticamente, até 0,4 m de profundidade. A 100m de altitude, um pouco mais de 50% do estoque de N se encontra até 0,3 m de profundidade (Figura 27). A 400m e 1000m de altitude ocorre acúmulo de N, principalmente nas camadas mais inferiores (entre 0,50m a 0,70m), devido à lixiviação do íon nitrato pelas águas da chuva para camadas mais profundas do perfil do solo.

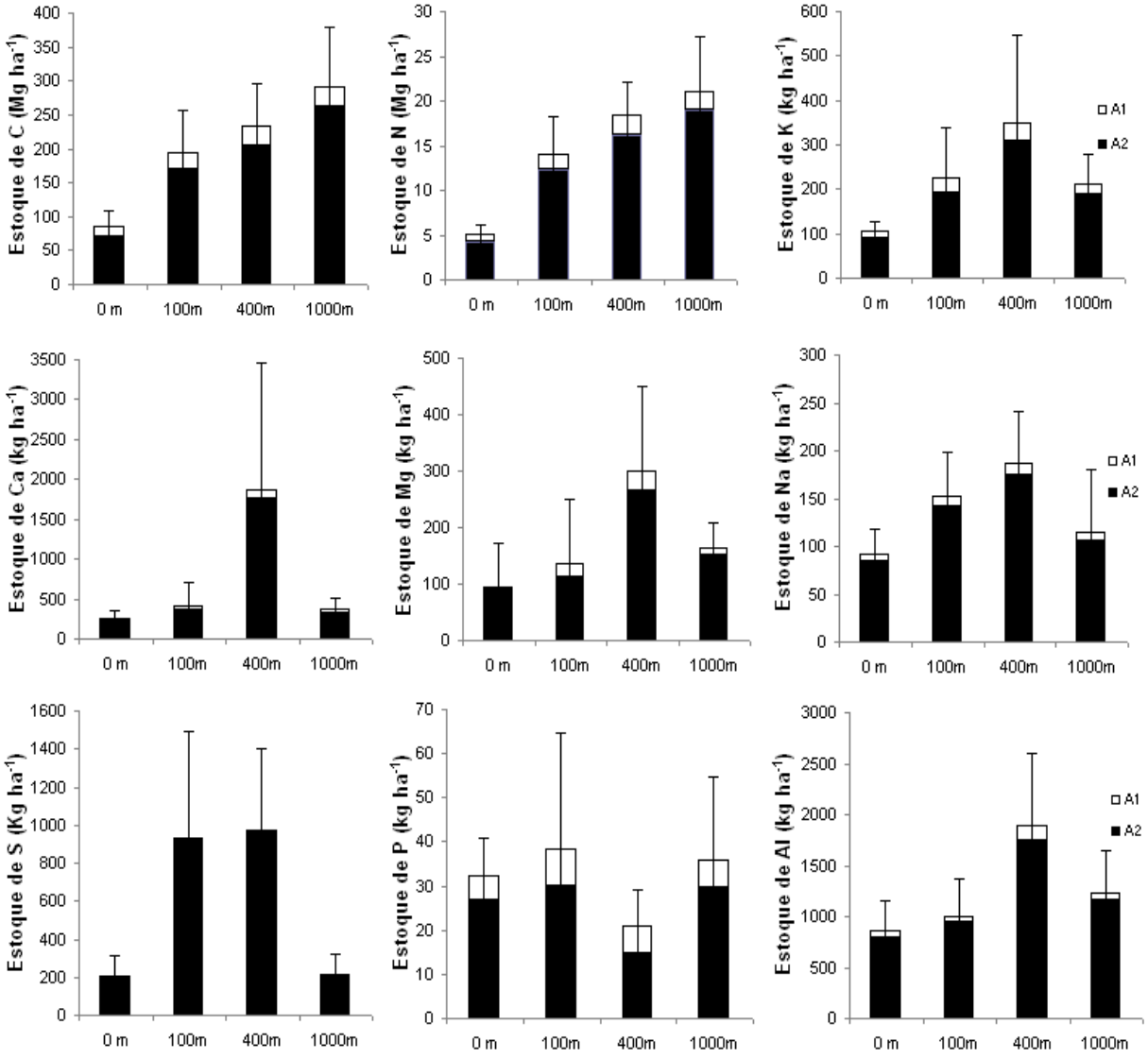

Figura 26 - Estoques de macronutrientes, C, Na e Al na camada 0,05m (A1) e no restante (A2) do perfil do solo das quatro altitudes estudadas. Os valores representam a média (n=32) ± desvio padrão.

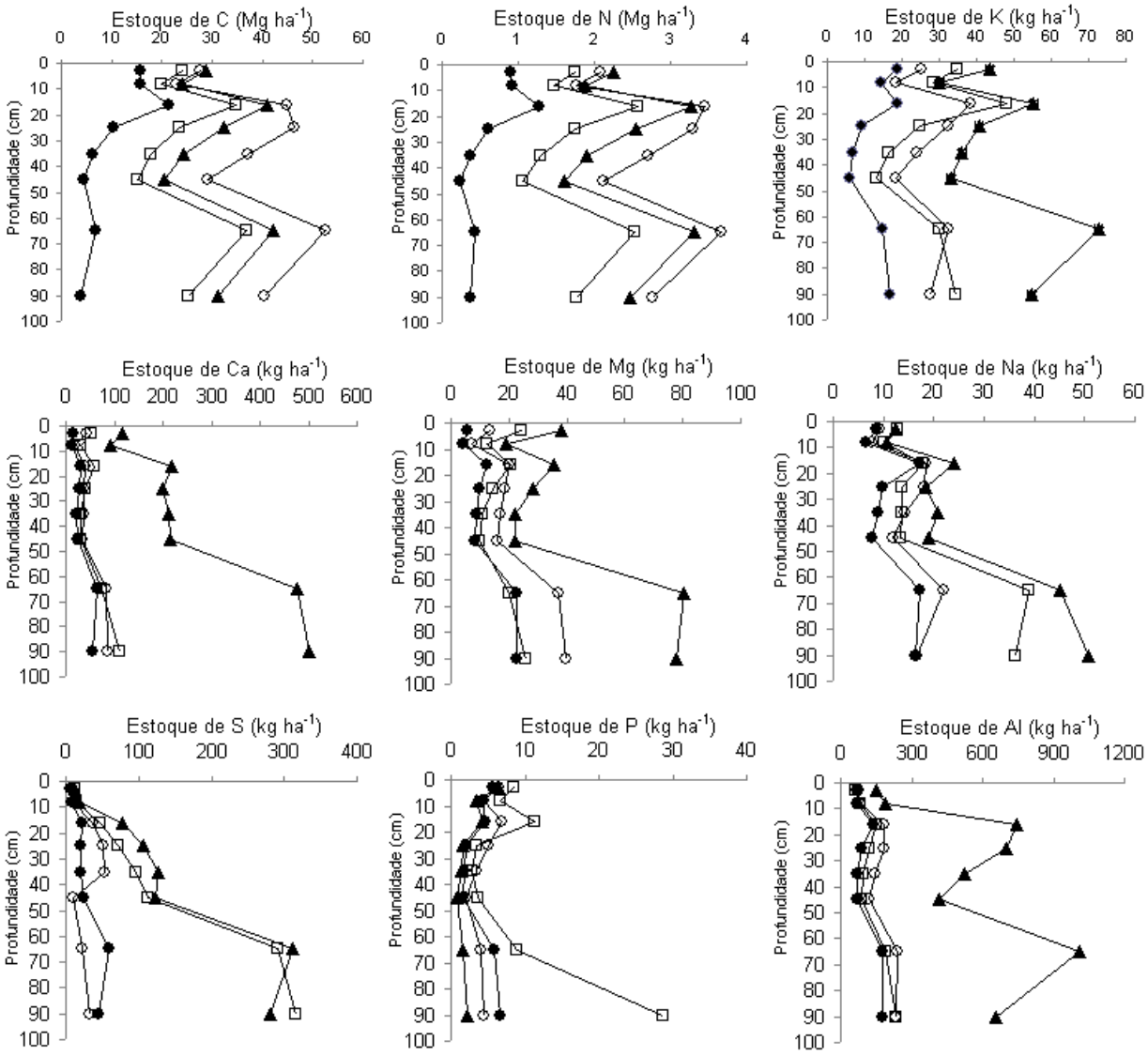

Figura 27 - Variação nos estoques de macronutrientes, C, Na e Al ao longo do perfil dos solos a 0m (—●—), 100m (—□—), 400m (—▲—) e 1000m de altitude (—○—) (n=32).

Tabela 9 - Estoques de C e N (Mg ha^{-1}) do solo nas profundidades 0,05m e 1m. Os valores representam a média (n=32) ± desvio padrão (Tukey; p<0,05)

Altitudes	**Estoque de C**	**Estoque de N**
	..... Mg ha^{-1}	
	0,05m	
0m	15,83 ± 5,80 c	0,90 ± 0,20 c
100m	24,12 ± 8,21 b	1,75 ± 0,63 b
400m	29,74 ± 6,51 a	2,33 ± 0,45 a
1000m	29,45 ± 14,76a	2,21 ± 1,00 a
	1m	
0m	84,85 ± 23,09 c	5,10 ± 1,01 c
100m	193,89 ± 62,15 b	13,97 ± 4,28 b
400m	236,77 ± 61,30 b	18,35 ± 3,57 a
1000m	290,31 ± 89,94 a	21,09 ± 6,17 a

Com relação ao estoque de K, o mesmo variou ao longo do gradiente na seguinte ordem: 400m > 100m = 1000m > 0m (Figura 26). A maior parte do K acumulado no solo se encontra até, aproximadamente, a camada 0,4m em todas as altitudes (Figura 27). Apenas a 400m ocorre um aumento do estoque de K em profundidade, mais precisamente na camada 0,7m do solo (Figura 27). Os estoques de Ca e Mg a 400m foram extremamente superiores, visto que apresentaram, aproximadamente, o dobro do valor de estoque em relação às demais áreas (Figura 26). Os solos a 0m, 100m e 1000m de altitude apresentaram estoques de Ca e Mg semelhantes ao longo do perfil do solo com, aproximadamente, metade do estoque acumulado até 0,5m (Figura 27). A 400m de altitude os estoques de Ca e Mg foram maiores após a camada 0,5m do solo (Figura 27). O estoque de Na no solo também foi maior a 400m, seguido pelos solos a 100m e 1000m e finalmente por 0m (Figura 26). A 400m mais da metade do estoque de Na acumulou-se abaixo de 0,5m do solo, enquanto que nos solos a 1000m, 100m e 0m esse acúmulo se deu até 0,5m (Figura 27). Os estoques de Ca, Mg, K e Na seguiram uma tendência semelhante ao longo do gradiente altitudinal. Os solos a 100m e 400m de altitude apresentaram os maiores estoques de S (Figura 26), onde mais de 50% acumularam-se abaixo de 0,5m, bem como apresentaram comportamentos similares ao longo do perfil do solo (Figura 27). A 0m e 1000m o estoque de S, bem como seu comportamento ao longo do perfil do solo também foram similares. O estoque de P foi similar a 100m, 1000m e 0m, sendo menor a 400m (Figura 26). A 100m o acúmulo de P foi maior em profundidade, enquanto que nas outras áreas o estoque distribuiu-se uniformemente no perfil do solo (Figura 27). Os estoques de P e S não variaram de acordo com o gradiente altitudinal. Os estoques de Al foram maiores nos solos das maiores altitudes (1000m e 400m), diminuindo conforme o gradiente altitudinal (Figura 26).

Soethe, Lehmann e Engels (2008) avaliando a dinâmica de macronutrientes no solo em uma floresta tropical montana no Equador nas altitudes de 1900m, 2400m e 3000m

observaram que os estoques de N, S e Mg na camada orgânica do solo foram significativamente afetados pela altitude, onde os maiores estoques foram encontrados a 3000m. Os estoques de K, P e Ca na camada orgânica do solo não foram significativamente afetados pela altitude. Os estoques de N no solo mineral até 0,70m não variaram significativamente entre as áreas estudadas, enquanto que os estoques de Ca, Mg, P e K aumentaram notadamente com o aumento da altitude, principalmente abaixo de 0,30m. Anderson e Spencer (1991) trabalhando em florestas tropicais sempre-verdes de baixa altitude na Amazônia verificaram que os estoques de nutrientes no solo foram de 4581 kg ha^{-1} de N, 406 kg ha^{-1} de P, 249 kg ha^{-1} de K, 3579 kg ha^{-1} de Ca e de 425 kg ha^{-1} de Mg, sendo semelhantes aos valores encontrados no presente trabalho. Dezzeo et al. (2004) trabalhando em florestas tropicais a 1300m acima do nível do mar na Venezuela encontraram no solo 145,2 Mg ha^{-1} de C, 8132 kg ha^{-1} de N, 44,7 kg ha^{-1} de P, 116,7 kg ha^{-1} de Ca, 124,1 kg ha^{-1} de K e 24,7 kg ha^{-1} de Mg.

2.3.9 Comparação dos solos estudados com os solos da Floresta Amazônica e Serra da Mantiqueira

As florestas ao longo do gradiente altitudinal são típicas florestas tropicais úmidas, com elevado número de espécies por hectare (JOLY, C.A. et al., dados não publicados) e alta biomassa vegetal (VIEIRA et al., 2008). A biomassa vegetal varia de cerca de 160 Mg ha^{-1} (nível do mar) até 240 Mg ha^{-1} a 400m de altitude (VIEIRA et al., 2008). Portanto, observa-se em várias florestas tropicais, a magnífica vegetação que se mantêm em solos pobres semelhante ao paradigma das florestas amazônicas (HARDY, 1936; MILNE, 1937). Embora ainda não haja dados sobre a ciclagem de nutrientes ao longo do gradiente altitudinal, prevemos que os mesmos mecanismos de conservação de nutrientes descrita para a maioria

das florestas de terra firme da Amazônia (HERRERA; JORDÂNIA, 1981; JORDAN, 1985) pode ser aplicado à floresta de Mata Atlântica.

O paradigma das florestas tropicais foi aplicado na Mata Atlântica de Encosta para comparar o seu solo pobre em todo o gradiente altitudinal com os solos da região amazônica e também com os solos de outras regiões do bioma Mata Atlântica. Os solos da Mata Atlântica de Encosta foram comparados com solos eutróficos e distróficos da Amazônia, de acordo com Rodrigues (1996). O pH do solo na Mata Atlântica é menor do que os valores encontrados nos solos distróficos e eutróficos da Amazônia (Figura 28). A SB também é baixa entre os solos da Mata Atlântica e os solos distróficos da Amazônia, e ambos são significativamente mais baixos do que os solos eutróficos da região amazônica (Figura 28). A CTC dos solos do litoral da Mata Atlântica é mais elevada do que a CTC do solo distrófico da região amazônica, principalmente porque o índice de saturação por alumínio (m) é superior; e a saturação por bases (V) é mais baixa na Mata Atlântica de Encosta do que nos solos distróficos da região Amazônica (Figura 28). Portanto, em geral, os solos da Mata Atlântica costeira são mais pobres que os solos distróficos da Amazônia, com menor pH, maior concentração de alumínio e baixa saturação de base.

Também se comparou os solos da Mata Atlântica de Encosta com outros solos do ecossistema Mata Atlântica. Para esta comparação, foram selecionados solos amostrados na Serra da Mantiqueira com litologia e gênese semelhantes, situados paralelamente à Serra do Mar, mais para o interior do continente (SIMAS et al., 2005). A partir dos quatro perfis amostrados por Simas et al. (2005), foram selecionados os perfis mais pobres em cátions básicos, os quais foram chamados nesse trabalho de "distróficos"; e os perfis mais ricos em cátions básicos chamados de "eutróficos" (Figura 29). Os valores de pH foram baixos em todos os locais, mas especialmente no solo distrófico da Serra da Mantiqueira. A menor CTC

e SB foram observadas na Mata Atlântica seguida pelos solos distróficos e eutróficos da Serra da Mantiqueira, respectivamente.

Comparando-se os solos do litoral da Mata Atlântica com os solos da Amazônia ou do interior da Mata Atlântica com geologia semelhante notou-se claramente que estes são solos muito pobres em termos de cátions básicos, mas ricos em alumínio e hidrogênio. Mesmo considerando a relativa pobreza dos solos tropicais (JORDAN, 1985), os solos do nosso gradiente altitudinal estão situados na parte inferior do espectro de pobreza. Acredita-se que essa baixa fertilidade foi explicada por Simas et al. (2005) e por outros estudos em solos tropicais (SANCHES et al., 1982). Em geral, os solos das regiões tropicais são pobres devido à forte lixiviação dos cátions básicos promovido pela elevada precipitação; em áreas planas os solos são muito profundos e, consequentemente o material de origem não é mais capaz de repor os nutrientes a esses solos. No caso da Mata Atlântica, bem como em solos da Serra da Mantiqueira, além da elevada pluviosidade, ocorre declives muito acentuados contribuindo para a erosão constante das partículas do solo que determinam a formação de solos rasos como é o caso dos Cambissolos encontrados no gradiente altitudinal estudado. Apesar do material de origem estar próximo à superfície dos solos rasos, ao contrário de áreas planas dos trópicos, os granitos que formam estes solos não são ricos o suficiente para repor os nutrientes a esses solos (SIMAS et al., 2005). Portanto, é provável que o fornecimento de nutrientes ao solo venha em maior parte da vegetação via serapilheira do que via material de origem (HERRERA, 1985). Um fato que reforça essa idéia é a diminuição acentuada dos cátions básicos com a profundidade do perfil. (Tabela 6).

Em contraste com a pobreza em cátions básicos, exceto para o solo situado a 0m, os solos da Mata Atlântica foram relativamente ricos em C e N, apesar de sua textura arenosa. Isto é claramente observado a 1000m altitude, onde a concentração de C variou de 91,5 a 11,9g kg^{-1} (Figura 23). O enriquecimento de C parece ser regra entre os solos localizados em

elevadas altitudes da Mata Atlântica (BENITES et al., 2005; DIAS et al., 2003; SIMAS et al., 2005). A explicação mais simples é a diminuição na taxa de decomposição devido à queda de temperatura causada pelo aumento de altitude. (SIMAS et al., 2005; SOUSA NETO, 2008). No entanto, estudos realizados em solos de altitude da Venezuela mostraram a redução na quantidade da fração de C lábil com a altitude e o aumento da fração de C refratário com a altitude (COÛTEAUX et al., 2002). Portanto, a qualidade da matéria orgânica também mudou com a altitude. Outro fator que pode explicar o elevado teor de C e N nos solos a 1000m de altitude é um estado quase constante de anaerobiose do solo, devido às constantes chuvas e o nevoeiro, bem como menores perdas por evapotranspiração devido à altitude (GROPPO, JD, comunicação pessoal). Este fato acrescenta outro obstáculo à decomposição da matéria orgânica adicionada via serapilheira (SOUSA NETO, 2008). Obviamente, não se pode ir mais longe na tentativa de explicar a riqueza de C em solos das maiores altitudes da Mata Atlântica quando se tem apenas a concentração de C total; estudos mais detalhados sobre a composição da matéria orgânica devem ser realizados nessas áreas para explicar melhor esse enriquecimento em C (BENITES et al., 2005). Em todo caso, é importante notar que esse aumento da concentração de C com o gradiente altitudinal é uma característica comum em solos da Mata Atlântica de Encosta e em solos da Mata Atlântica no interior. A maioria dessas áreas está localizada na região Sudeste do Brasil, que de acordo com estimativas recentes irá enfrentar o aumento das temperaturas devido ao aquecimento global (MARENGO, 2007). Se as taxas de decomposição em altitudes mais elevadas são especialmente sensíveis à temperatura, o aumento deste parâmetro pode levar ao aumento da decomposição e altas perdas de C para a atmosfera.

Embora os solos da Mata Atlântica sejam distróficos em sua maioria, observou-se uma mudança significativa em sua composição ao longo do gradiente altitudinal. Primeiro, as concentrações de C e N aumentaram progressivamente com a altitude. A SB foi

significativamente superior a 400m, diminuindo a 1000m, mas nessa altitude mais elevada, a soma de bases foi significativamente maior do que nos solos amostrados nas altitudes 0m e 100m. A V% também foi superior a 400m e a m% significativamente menor a 400m do que nas demais altitudes. Assim, maiores altitudes (400m e 1000m) tendem a ter solos mais ricos do que altitudes mais baixas (0m e 100m). A análise multivariada de componentes principais reuniu os indivíduos em grupos com características semelhantes e estudou suas correlações. No diagrama, foi observado claramente a dinâmica dos elementos analisados, de acordo com o gradiente altitudinal, visto que as amostras de cada área do estudo foram distinta e homogeneamente distribuídas no diagrama (Figura 25). A considerável distância gráfica foi observada entre os solos estudados, o que é coerente com as características de cada gradiente, demonstrando que a análise dos componentes principais foi útil no agrupamento das altitudes estudadas, concordando com Valadares et al. (2008) em um estudo com diferentes solos brasileiros. Como estas diferenças podem ser explicadas?

Uma maneira prática para explicar as diferenças ao longo de gradientes, tais como as descritas neste estudo, é o uso dos cinco fatores de formação do solo descrito pelo cientista Hans Jenny (VITOUSEK, 2004): clima, tempo, material de origem, topografia e biota. Em um artigo sobre solos tropicais e distribuição de espécies arbóreas, Sollins (1998) tentou classificar, em ordem decrescente, os cinco fatores em uma escala espacial. Ele ainda dividiu o fator clima em macroclima e microclima e propôs a seguinte ordem: macroclima > superfície do solo e material de origem > microclimatica e posição topográfica > biota. Como aplicar esse "ranking" no gradiente altitudinal estudado?

O macroclima é o mesmo em todo o gradiente, porque todas as altitudes estão em condições subtropicais. A idade do material de origem é apenas diferente no solo a 0m, visto que esse solo é muito arenoso e formado sob sedimentos marítimos. No resto do gradiente o material de origem é, em geral, o mesmo - de granito e gnaisses formados durante a era pré-

cambriana (MARTIN; SUGUIO, 1975). A posição topográfica e o microclima são os dois fatores com maior grau de variabilidade ao longo do gradiente, como explicado anteriormente. Finalmente, a biota, à primeira vista, pode ser considerada semelhante ao longo do gradiente, uma vez que nas quatro altitudes temos a mesma cobertura do solo - florestal. Obviamente, em uma escala mais fina, essas florestas variam em alguns atributos, tais como a composição de espécies (LACERDA, 2001), queda de serapilheira (CARMO, JB, dados não publicados) e biomassa (VIEIRA et al., 2008). Além disso, devido às diferenças na textura do solo, capacidade de retenção de água, precipitação e temperatura, a biota muito provavelmente varia ao longo do gradiente altitudinal em uma escala mais fina.

Usando a teoria de Jenny, o aumento no teor de C e N do solo ao longo do transecto foi explicado pela posição topográfica, que por sua vez, influenciou o microclima ao longo do gradiente como já discutido acima.

Considerando-se a mesma teoria, o material de origem e sua idade explicam o elevado teor de areia e o menor teor de cátions básicos observado no solo Quartzarênico localizado a 0m e nos Cambissolos localizados nas maiores altitudes. Como referido acima, o solo a 0m é formado por antigos sedimentos marinhos (Holoceno), enquanto os solos das maiores altitudes são formados por rochas pré-cambrianas mais velhas. Por outro lado, as diferenças entre Cambissolos ao longo do gradiente são mais difíceis de explicar, principalmente porque esses solos são mais ricos a 400m de altitude, no meio do transecto, onde predominam as encostas mais íngremes.

Como existe uma forte diminuição no teor de nutrientes do solo com a profundidade, é razoável concluir que a biomassa acima e abaixo do solo exerce uma forte influência na sua composição, como visto ao longo dos trópicos. Curiosamente, a biomassa da parte aérea também foi significativamente superior a 400m de altitude, chegando a 240 Mg ha^{-1} (VIEIRA et al., 2008). No entanto, a produção de serapilheira foi maior em altitudes mais baixas, de 8

Mg ha^{-1} ano^{-1} a 0m e 10 Mg ha^{-1} ano^{-1} a 100m de altitude, contrastando com valores de cerca de 7 Mg ha^{-1} ano^{-1} a 400m e 1000m. Esses fatos aumentam o quebra-cabeça: embora a biomassa tenha sido superior a 400m, a produção de serapilheira foi menor. Dependendo do conteúdo de nutrientes da serapilheira, o aporte nutricional pode ser mais elevado nas menores altitudes do que em altitudes mais elevadas, onde os solos são mais ricos e a biomassa acima do solo é superior. Para mudar essa tendência contraditória, os teores de nutrientes das folhas e serapilheira teriam que ser maiores nas altitudes mais elevadas, o que contraria a tendência geral observada no gradiente altitudinal estudado em outras áreas florestais dos trópicos (VITOUSEK, 1998). A partir da discussão acima, é claro que precisamos de mais dados sobre a composição nutricional da vegetação viva e morta, para então explicar as diferenças na fertilidade dos solos encontradas em toda a inclinação.

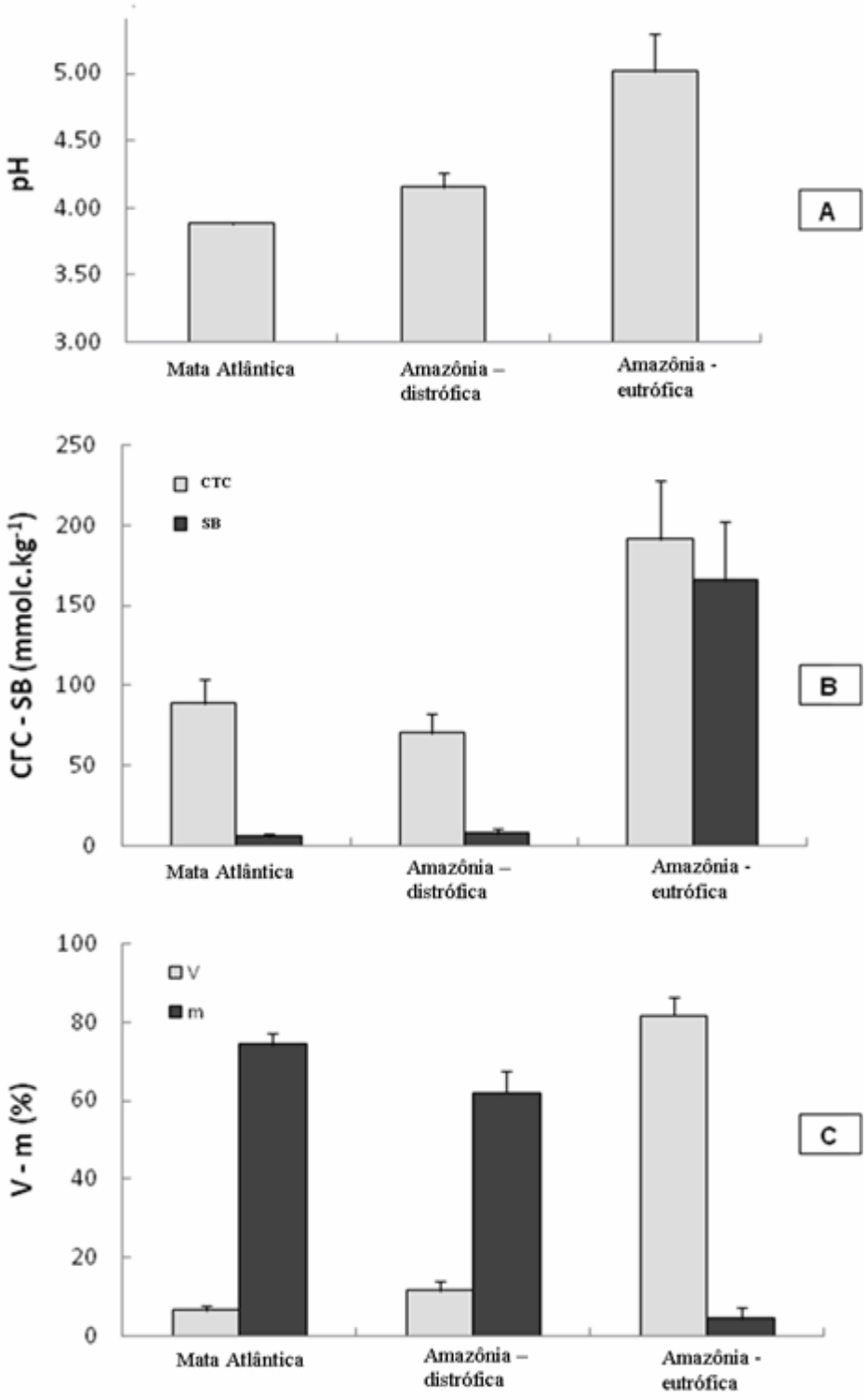

Figura 28 - Comparação do pH do solo (A); CTC e soma de bases (B); e saturação de alumínio e saturação de bases (C) entre a composição média dos solos distróficos e eutróficos da região Amazônica e os solos da Mata Atlântica de Encosta até 1m de profundidade

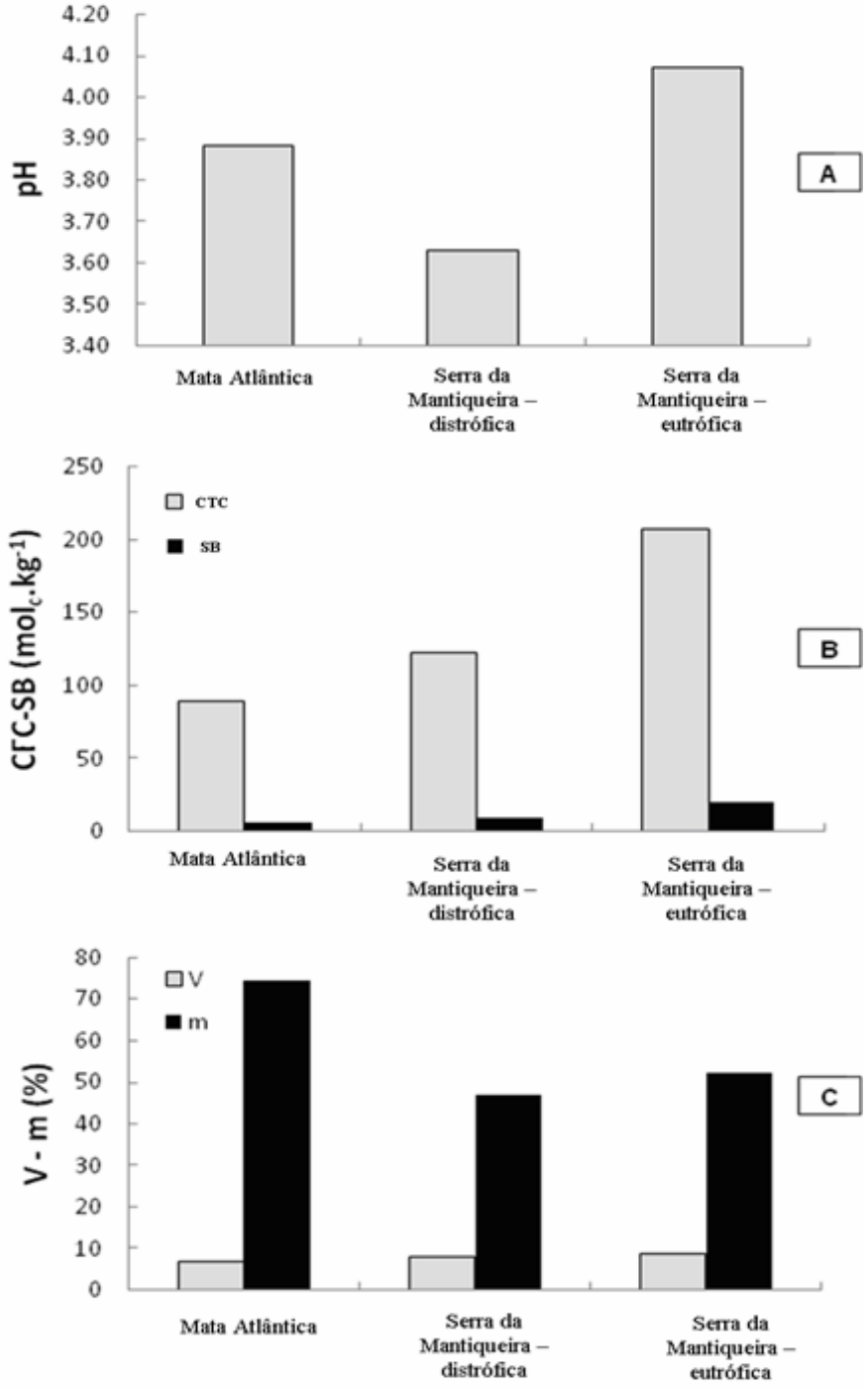

Figura 29 - Comparação do pH do solo (A); CTC e soma de bases (B); e saturação de alumínio e saturação de bases (C) entre a composição média dos solos distróficos e eutróficos da Serra da Mantiqueira e os solos da Mata Atlântica de Encosta até 1m de profundidade

2.3.10 Produção e estoque de serapilheira

A produtividade de serapilheira decresceu com o gradiente altitudinal. A maior produção de serapilheira foi observada a 100m, seguida pelas florestas a 400m e 1000m respectivamente. A floresta a 100m não diferiu da floresta a 0m ($p<0,05$, Figura 30). Esses resultados encontrados estão de acordo com a hipótese inicial do trabalho: a produção de serapilheira é maior nas florestas de menores altitudes como a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, e a menor produção será encontrada na floresta de maior altitude como a Floresta Ombrófila Densa Montana. Moraes, Delitti e Vuono (1999), trabalhando com produção e conteúdo de nutrientes na serapilheira em duas florestas tropicais brasileiras, sendo elas a Floresta Atlântica e Floresta de Restinga na Ilha do Cardoso, São Paulo, concluiu que a produção anual de serapilheira diferiu significativamente entre a Floresta Atlântica (6,3 t ha^{-1}) e a Floresta de Restinga (3,9 t ha^{-1}). Segundo Andrade et al. (1999) a quantidade de material formador da serapilheira em florestas tropicais varia entre 3,6 e 12,4 t ha^{-1}.

O estoque de serapilheira não diferiu significativamente ao longo do gradiente altitudinal ($p<0,05$, Figura 30), mas fazendo apenas uma comparação visual dos dados, pode-se observar que o menor estoque foi encontrado a 100m, enquanto que as outras áreas apresentaram valores muito semelhantes entre si (Figura 30). Em florestas localizadas em menores altitudes a temperatura e umidade, no geral, são maiores, fazendo com que a produção de serapilheira também seja maior e a serapilheira acumulada sobre o solo seja menor, visto que a as condições favoráveis para a decomposição do resíduo vegetal são altas temperaturas, umidade, atividade microbiana intensa, entre outros. Outro fator importante que influencia diretamente a decomposição da serapilheira sobre os solos da encosta (100m, 400m e 1000m) é a composição química da mesma, portanto nas Florestas das maiores altitudes (400m e 1000m), que apresentaram os maiores estoques de serapilheira, além dos fatores

climáticos, a serapilheira, provavelmente, possui maior quantidade algum componente mais recalcitrante (hemicelulose ou lignina) quando comparada com os resíduos vegetais da Floresta de menor altitude (100m).

No presente estudo foi considerado como estação chuvosa os meses de outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março; e como estação seca os meses de abril, maio, junho, julho, agosto, setembro. A produção de serapilheira foi maior na estação mais chuvosa em todas as áreas estudadas (Figura 30). Como citado anteriormente, a pluviosidade favorece a produção de material vegetal. Importante realçar que nas áreas estudas não há estação seca, ou seja, há uma estação mais chuvosa e outra menos chuvosa. Alguns trabalhos verificaram maior produtividade de serapilheira na Mata Atlântica nos meses de maior precipitação (COSTA et al., 2005; CUNHA, et al., 2000; HULLER, et al., 2009; PINTO; MARQUES, 2003; PIRES et al., 2006; VIDAL, et al., 2007). Em contrapartida outros estudos apontam para uma maior deposição de serapilheira no final do período seco (PINTO et al., 2009; WERNECK; EDRALLI; GIESEKE, 2001). A sazonalidade na serapilheira produzida em florestas tropicais é considerada pequena (PROCTOR et al., 1983), bem como o seu clima, o que sugere uma forte influência das condições edáficas nos processos que nelas atuam (PIRES, et al., 2006). Em estudo realizado na região Amazônica a variação no grau de sazonalidade de produção de serapilheira foi atribuída a drenagens distintas do solo (CUEVAS; MEDINA 1986).

O estoque de serapilheira foi maior na estação chuvosa apenas a 0m (Figura 30). A 100m e 400m a diferença no estoque entre as estações seca e chuvosa foi baixa, enquanto que a 1000m essa diferença foi maior, visto que a 1000m de altitude a temperatura é menor, assemelhando-se a temperatura de Florestas Deciduais. Inúmeros trabalhos apontam uma maior quantidade de serapilheira acumulada no final do período seco (BORÉM; RAMOS, 2002; MARTINS; RODRIGUES, 1999; MORELLATO, 1992; TANNER, 1980).

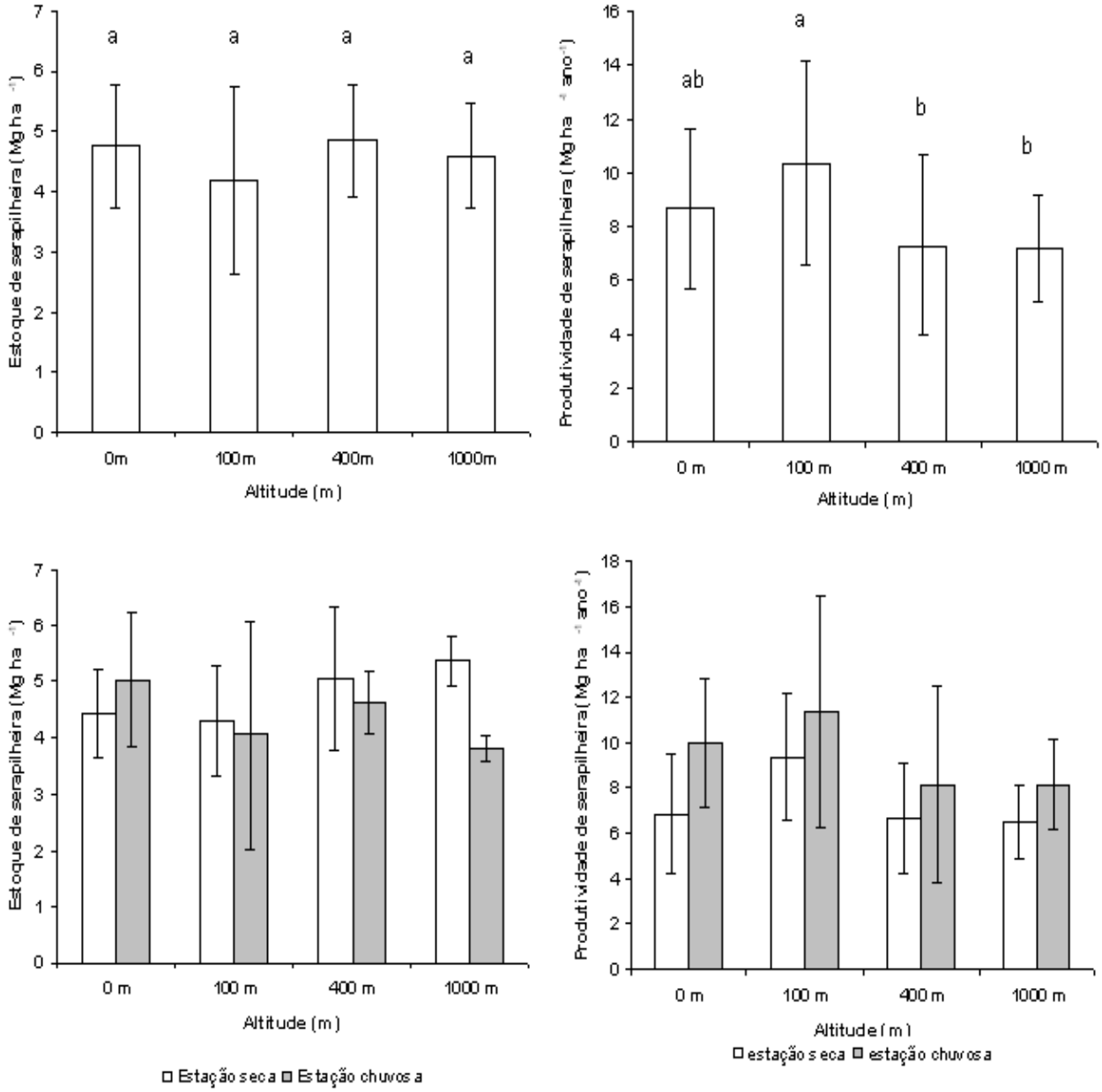

Figura 30 - Estoque ($Mg.ha^{-1}$) (n=360) e produtividade de serapilheira ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$) (n=720) anual e nas estações seca e chuvosa nas áreas estudadas. Os valores representam a média ± desvio padrão (Tukey, $p< 0,05$).

As produções e estoques mensais de serapilheira não seguiram um padrão de variação em todas as áreas estudadas (Figura 31), visto que mesmo nos meses mais secos, junho a agosto, a precipitação média mensal dificilmente é inferior a 60 mm. Observa-se apenas que a deposição de serapilheira foi maior no mês de novembro em todas as áreas, principalmente a

100m de altitude (Figura 31). Vogel, Schumacher e Trüby (2007), estudando Floresta Estacional Decidual também verificaram um pico de deposição de serapilheira no mês de novembro. Cunha (1997) atribui a maior deposição de serapilheira a altas temperaturas e precipitação abundante. O autor verificou que os ventos também são fontes importantes de derrubada de folhas nas florestas, uma vez que a maior deposição de serapilheira em seu estudo também ocorreu em novembro, período do ano em que ocorrem às tempestades tropicais. Pinto e Marques (2003), em trabalho realizado na Mata Atlântica, verificaram que as maiores taxas de queda de serapilheira ocorreram nos meses de primavera e verão, estando associadas aos períodos de maior precipitação e temperatura, e também ao efeito mecânico do vento, uma vez que quantidades significativas de folhas verdes foram encontradas nos coletores nesses períodos. Pinto (2005) verificou correlação positiva entre a produção de serapilheira com a umidade relativa, temperatura máxima e velocidade do vento.

Com relação às frações da serapilheira, em todas as fitofisionomias, a fração folhas apresentou maior porcentagem na sua composição (mais de 50 % do total produzido), seguida pelos galhos, flores/frutos e miscelânea (Figura 32). Pinto et al. (2009) verificou que a fração com maior percentual de contribuição na produção da serapilheira foi a foliar com mais de 50% do total, seguida pelos ramos (aproximadamente 30%), frutos/sementes e flores. Os autores afirmam que a maior produção da fração foliar, além do padrão de deposição ao longo do ano similar à produção da serapilheira, permite o emprego dessa fração como indicador da produção de serapilheira em diferentes ecossistemas florestais. Do ponto de vista da ciclagem de nutrientes, as folhas representam a via mais rápida de retorno e mais rica em nutrientes, o que configura uma estratégia das árvores na utilização de nutrientes para seu crescimento. Pires et al. (2006), trabalhando com produção, acúmulo e decomposição de serapilheira em uma restinga na Ilha do Mel, PR, obteve uma produção anual de serapilheira de 5,1 $t.ha^{-1}$,

constituída por 74,6% de folhas, 18,1% de ramos, 4,8% de órgãos reprodutivos e 2,5% de miscelânea. Sua média anual de serapilheira acumulada total foi de 5,5 t ha^{-1}.

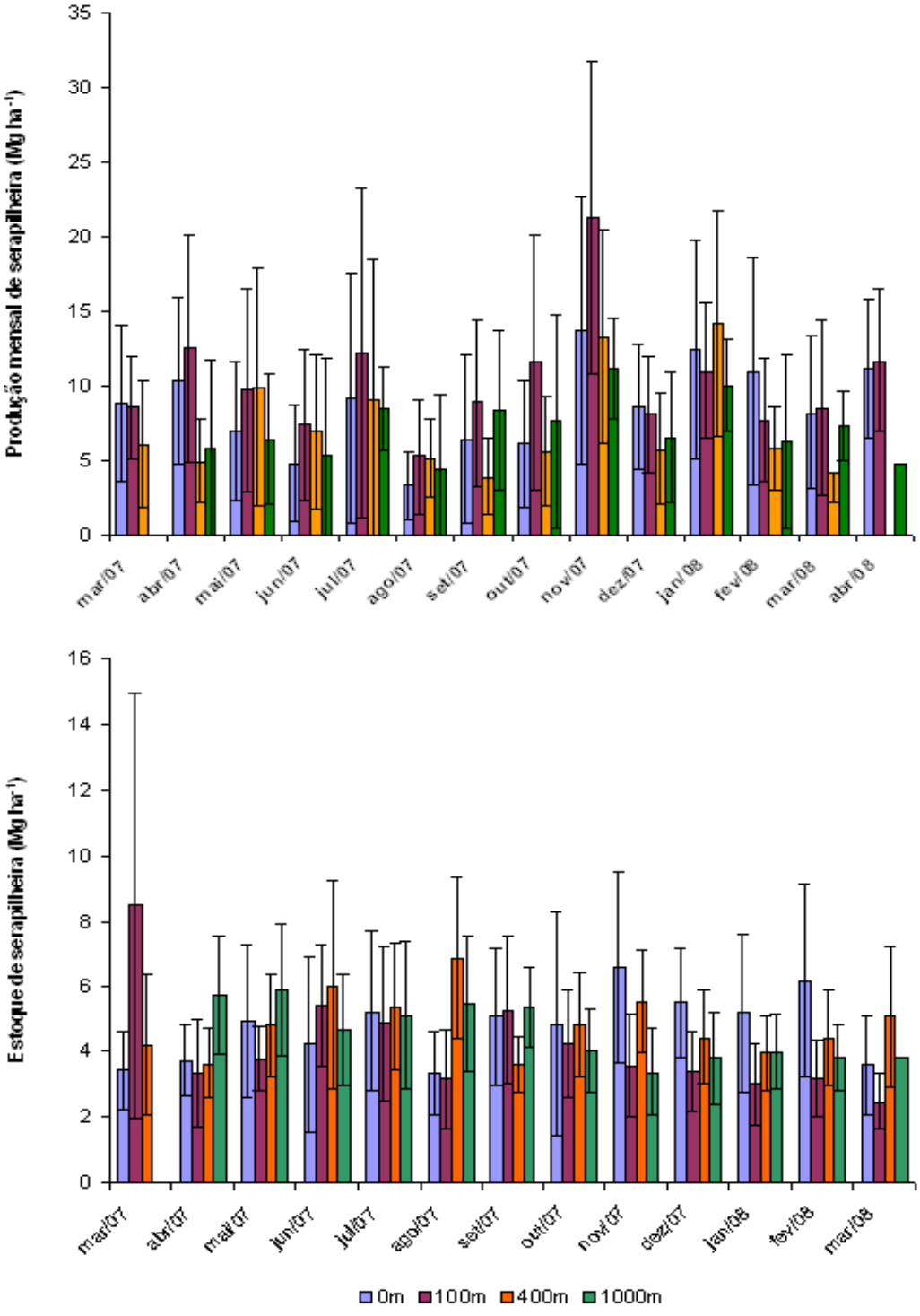

Figura 31 - Produtividade mensal ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$) (n=60) e estoque mensal de serapilheira ($Mg.ha^{-1}$) (n=30) nas áreas estudadas. Os valores representam a média ± desvio padrão

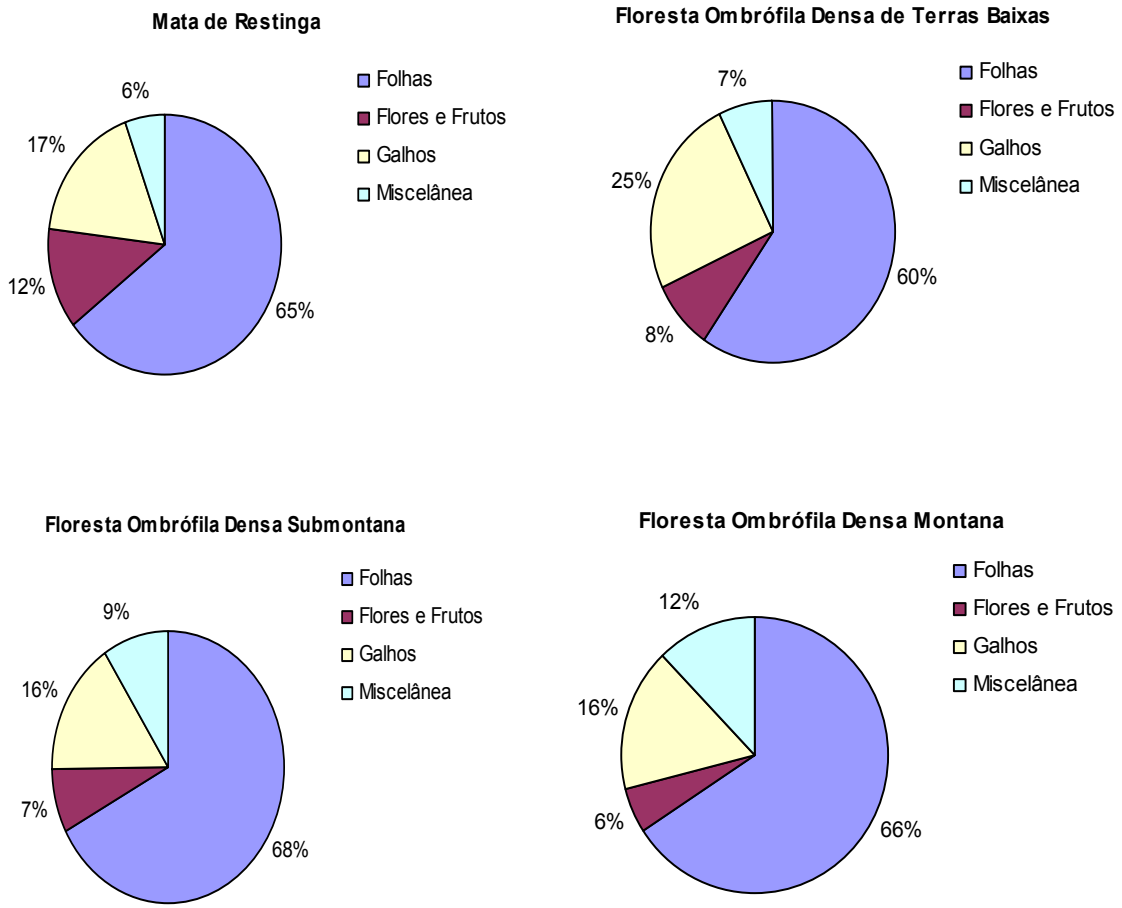

Figura 32 - Frações de serapilheira nos coletores a 0,5m da superfície do solo nas áreas estudadas

2.3.11 Estimativa da taxa de decomposição de serapilheira

A decomposição da serapilheira decresceu com o aumento da altitude, concordando com a hipótese inicial do trabalho. As maiores taxas de decomposição foram encontrada a 0m e 100m. As florestas a 400m e 1000m apresentaram taxas de decomposição muito semelhantes (Tabela 10).

Apesar da Restinga estar na menor altitude pode-se observar que a decomposição de 50% da serapilheira a 0m é mais lenta (139 dias) em comparação com a floresta a 100m (102 dias). Isso pode ter ocorrido devido a Restinga apresentar características pedológicas e biogequímicas peculiares dessa floresta, como por exemplo suas áreas alagadas durante a

época chuvosa, fazendo com que o ambiente se torne anaeróbico, dificultando a decomposição deste material. Segundo Parton et al. (1987) as condições anaeróbias reduzem drasticamente a taxa de decomposição. Uma outra hipótese para esse menor valor de K a 0m é devido a vegetação presente na Restinga ser composta de várias espécies as quais podem apresentar muita variação na composição orgânica do tecido vegetal como por exemplo, altos valores de lignina e outros compostos mas recalcitrantes, retardando sua composição.

Nas maiores altitudes (400m e 1000m) a decomposição de serapilheira foi mais lenta (168 e 164 dias, respectivamente, para decompor 50%). Em trabalho realizado nas mesmas áreas de estudo do presente trabalho, Souza Neto (2008) verificou que as temperaturas do ar, assim como as temperaturas do solo, foram estatisticamente menores ($p<0,05$) nos perfis localizados na maior altitude. O uso da temperatura média anual é uma variável climática significativa para explicar as taxas de decomposição (VITOUSEK et al. 1994; MOORE et al., 1999; LISKI et al., 2003), sendo que o resfriamento do solo pode limitar a disponibilidade de nutrientes a partir da MOS, o que também afeta a população microbiana responsável pelos processos de transformação do N (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). A menor taxa de decomposição na serapilheira a 1000m de altitude também é devido às constantes chuvas e o nevoeiro, tornando a superfície desses solos anaeróbia. A floresta a 1000m também apresenta menores perdas por evapotranspiração devido à altitude, acarretando em mais um obstáculo à decomposição da matéria orgânica adicionada via serapilheira (SOUSA NETO, 2008). A evapotranspiração real é um bom indicador das taxas de decomposição, sendo superior a precipitação quando medida isoladamente, pois a mesma indica a disponibilidade de energia e a umidade disponível no solo e na serapilheira (MEENTEMEYER, 1978). Os valores de K encontrados no presente estudo estão de acordo com os resultados obtidos por Correia e Andrade (1999) para florestas tropicais de baixa altitude, com valores de K variando de 1,1 a 3,3, enquanto que em florestas decíduas de clima temperado, esse índice variou de 0,4 a 1,3.

Em florestas tropicais de maior altitude, os valores de K se aproximam mais das florestas de clima temperado do que das florestas tropicais de baixa altitude, demonstrando que o efeito da temperatura é marcante na velocidade de decomposição da serapilheira.

Tabela 10 - Taxa de decomposição (k) e tempos necessários para a decomposição de 50% (t 0,5) e 95% (t 0,05) da serapilheira

Altitude	Coeficiente de decomposição (k)	$t_{0,5}$	$t_{0,05}$
0m	1,82	0,38 (139 dias)	1,65 (602 dias)
100m	2,47	0,28 (102 dias)	1,21 (442 dias)
400m	1,51	0,46 (168 dias)	1,99 (726 dias)
1000m	1,55	0,45 (164 dias)	1,93 (705 dias)

Os coeficientes de decomposição do presente trabalho são superiores aos observados em outros estudos na Mata Atlântica (Tabela 11), mas dentro da faixa esperada para florestas tropicais. Os valores de K considerados elevados, segundo Olson (1963), são característicos de florestas tropicais e estes variam de 1 a 4. Essa variação na produtividade de serapilheira entre as áreas de Mata Atlântica é resultado da sua grande heterogeneidade ambiental, as quais apresentam distintas composições florísticas, estruturais e funcionais, conforme estejam estabelecidas sobre ou entre cordões litorâneos, do nível do lençol freático, e da distância do oceano (SILVA; BRITEZ 2005).

Tabela 11 - Serapilheira produzida (SP), serapilheira acumulada (SA) e taxa de decomposição (K) estimadas em diferentes estudos na Mata Atlântica

Ecossistemas	SP	SA	K	Autores
Restinga Ilha do Cardoso, SP	3,9	3,6	1,07	Moraes et al. (1998; 1999)
Restinga Ilha do Mel, PR	5,1	5,5	0,92	Pinto et al. (2006)
Mata Atlântica Guarujá, SP	7,9	10,9	0,72	Varjabedian e Pagano (1989)
Mata Atlântica Ilha do Cardoso, SP	6,3	3,2	1,90	Moraes et al. (1998; 1999)
Mata Atlântica 200m de altitude, RJ	9,1	7,4	1,22	Mazurec e Villela (1998)

2.3.12 C e N da serapilheira

Os estoques de C e N da serapilheira acumulada sobre o solo não variaram ao longo do gradiente altitudinal, bem como os teores de C total. Entretanto os teores de N total variaram ao longo do gradiente na seguinte ordem 100m > 400m = 1000m > 0m (Figura 33, $p<0,05$). Na floresta a 0m, por ser um sistema limitado em N, a aquisição desse elemento é, em grande parte, via fixação biológica do N pelas espécies leguminosas presentes nessa área, como observado por Schmidt e Stewart (2003).

No geral não houve diferença nos teores de C e N entre os períodos seco e chuvoso em todas as áreas estudadas (Figura 34). Isso é devido à baixa sazonalidade no regime de precipitação das áreas estudadas.

Os teores de C e N observados no presente estudo estão de acordo com outros trabalhos desenvolvidos em outras florestas tropicais. Monteiro e Rodrigues (2004) trabalhando em Floresta Ombrófila Densa Montana / RJ encontraram valores de 360 g kg^{-1} de C e de 17 g kg^{-1} de N na fração folha da serapilheira acumulada sobre o solo. Boerger et al. (2005) em estudo na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas / PR encontrou 14 g kg^{-1} de N na serapilheira da floresta em estádio avançado. Pinto (2005) trabalhando em Floresta Estacional Semidecidual / MG encontrou na serapilheira, em estado inicial de decomposição, 19,88 g kg^{-1} de N, 515 g kg^{-1} de C e relação C/N de 25,9. Coletta et al. (2009) em estudo no Cerrado encontrou 27 g kg^{-1} de N nas folhas de árvores não leguminosas e 18 g kg^{-1} de N em plantas leguminosas.

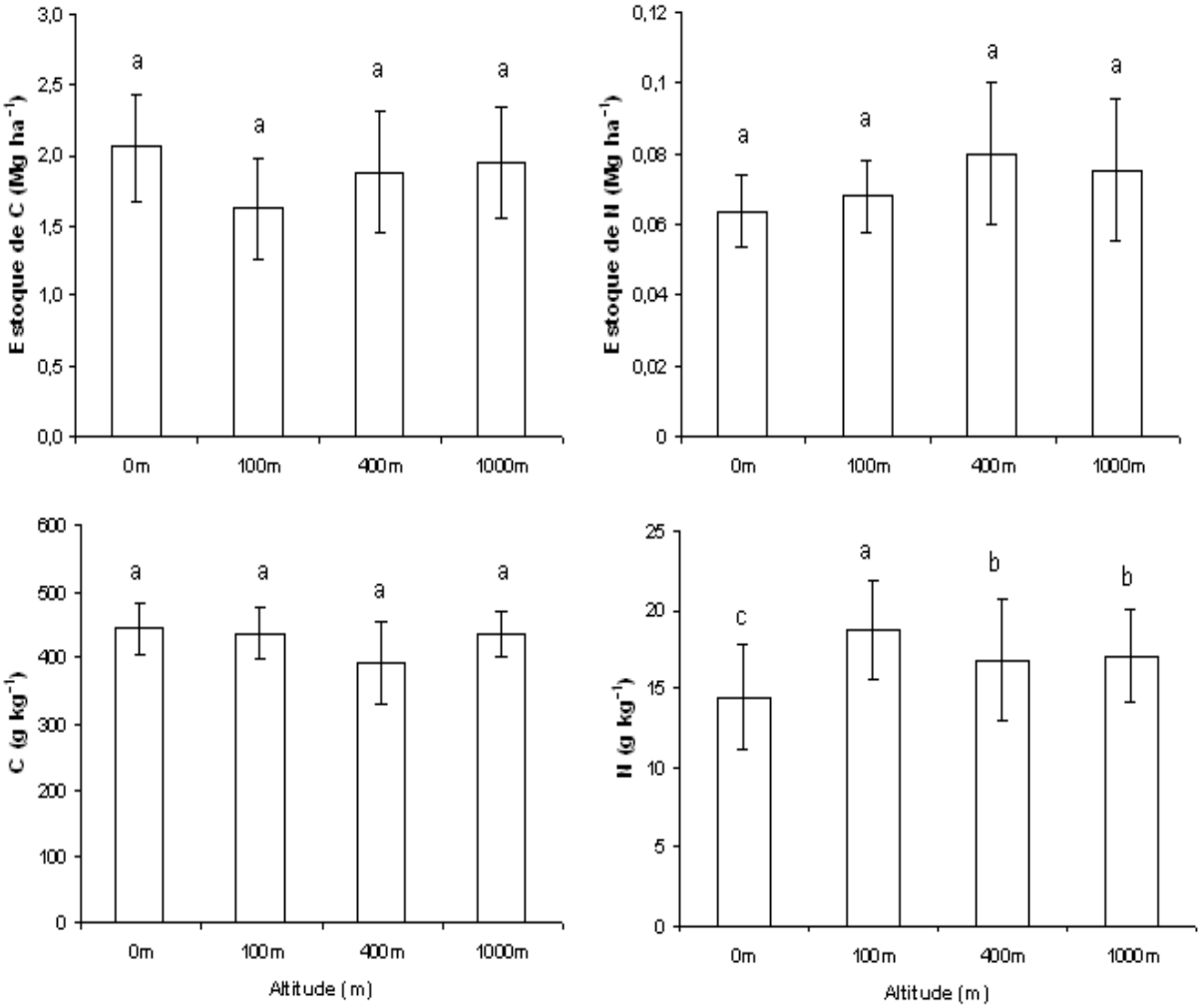

Figura 33 - Estoques e teores de C e N da serapilheira sobre o solo das áreas amostradas. Os valores representam a média (n=360) ± desvio padrão (Tukey, $p < 0,05$)

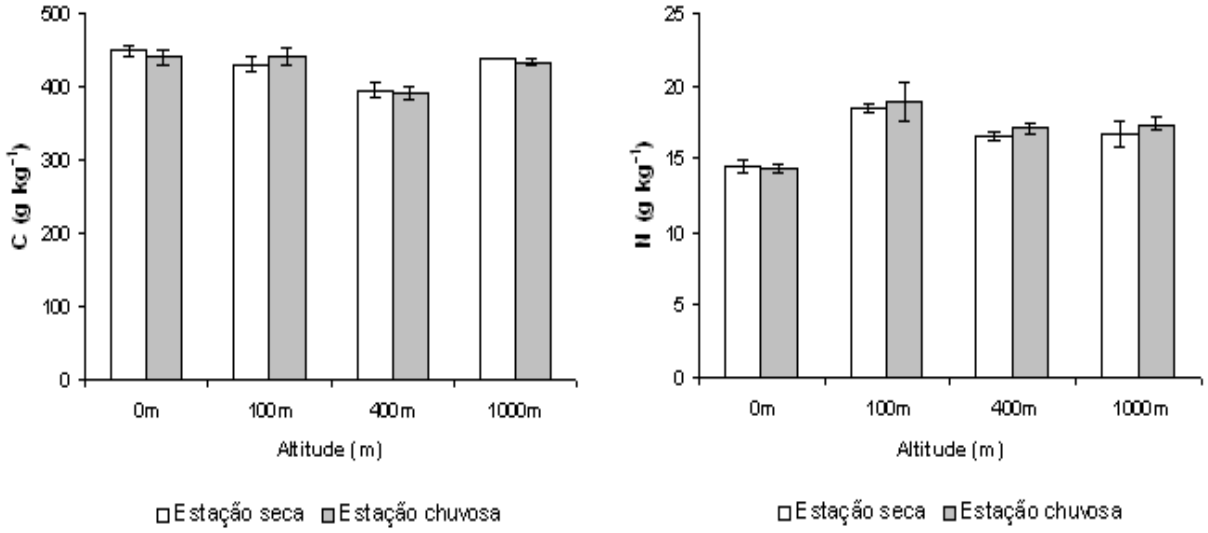

Figura 34 - Teores de C e N da serapilheira sobre o solo das áreas amostradas, nas estações seca (n=180) e chuvosa (n=180). Os valores representam a média ± desvio padrão (Tukey, $p< 0,05$)

A relação C/N da serapilheira foi maior a 0m (Figura 35, $p<0,05$), como era de se esperar, visto que a floresta a 0m possui espécies vegetais mais empobrecidas em N quando comparadas às demais altitudes. A média encosta (100m e 400m) apresentou menores relações C/N. A relação C/N e a concentração de N têm sido usadas para avaliar a decomposição do material vegetal (XULUC-TOLOSA et al., 2003). A baixa relação C/N associada às altas concentrações de N, muitas vezes correlaciona-se com a alta atividade microbiana e, conseqüentemente, com altas taxas de decomposição. Essa última afirmação é totalmente coerente apenas para o material vegetal formador da serapilheira a 100m, visto que essa altitude engloba todos os fatores essenciais para uma rápida decomposição da serapilheira: apresentou maior produtividade e menor estoque de serapilheira (Figura 30), maior taxa K (Tabela 10), alta temperatura e precipitação, maior teor de N (Figura 33) e baixa relação C/N (Figura 35). Entretanto para comparar a dinâmica de decomposição da serapilheira entre as quatro altitudes simultaneamente, outros índices como a concentração de lignina (MEENTEMEYER, 1978), lignina/N (MELILLO; ABER; MURATORE, 1982) ou lignina + celulose/N são úteis para discriminar a qualidade do material vegetal,

principalmente, de materiais provenientes de trechos de floresta em distintas altitudes, possivelmente, com teores diferenciados de lignina e celulose nos tecidos vegetais.

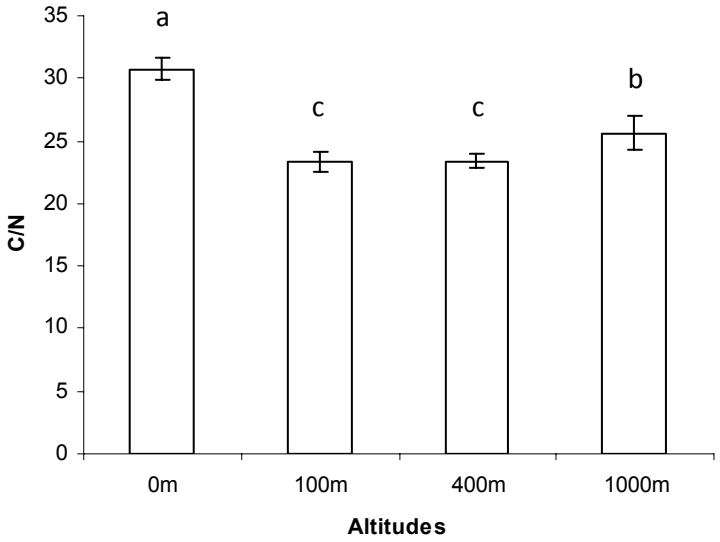

Figura 35 - Relação C/N da serapilheira sobre o solo das áreas amostradas. Os valores representam a média (n=360) ± desvio padrão (Tukey, p< 0,05)

2.3.13 Qualidade da serapilheira

A celulose da serapilheira acumulada sobre o solo não diferiu ao longo do gradiente altitudinal (Figura 36, p<0,05). Em contrapartida a hemicelulose diferiu entre as áreas estudadas, aumentando com o gradiente (Figura 36, p<0,05). A lignina foi maior a 0m (Figura 36, p<0,05), enquanto que as demais altitudes não apresentaram diferenças significativas. As concentrações de celulose, hemicelulose e lignina variaram muito pouco entre os períodos seco e chuvoso (Figura 37). Os índices Lignina/N e Lignina+Celulose/N da serapilheira seguiram o mesmo padrão de comportamento observado no conteúdo de lignina, visto que a 0m esses índices foram significativamente maiores aos observados nas demais altitudes (Figura 38, p<0,05).

A qualidade do substrato está relacionada a atributos do material vegetal, incluindo os tipos de ligações de C (ABER; MELILLO, 1991), concentração de nutrientes, principalmente

o N e P (REICH; OLEKSYN, 2004), bem como inibidores microbianos e suas relações, e estes atributos variam de forma complexa e dependente (CORNEJO et al., 1994). Altos teores de lignina, polifenóis e celulose estão relacionados com a baixa taxa de decomposição, menor liberação de nutrientes e com maior acúmulo de serapilheira (SWIFT et al., 1979). A presença dessas frações orgânicas confere resistência ao material vegetal (BARRETOS, et al., 2008), dificultando a penetração de organismos decompositores por meio da parede celular (GALLARDO; MERINO, 1993), contribuindo para a baixa velocidade de decomposição, em consequência, a biomassa microbiana passou a ser menos ativa e/ou menos eficiente a 0m. Essas afirmações acima explicam as diferenças na decomposição de serapilheira entre 0m e 100m. Apesar da serapilheira na floresta a 0m apresentar os fatores climáticos essenciais para sua rápida decomposição (alta temperatura e precipitação) como observados para a floresta a 100m, a mesma apresentou baixa qualidade nutricional (alta C/N, mais lignina, baixo N, maiores relações lignina/N e Lignina+Celulose/N), fazendo com que a decomposição seja mais lenta quando comparada com a floresta a 100m. A 0m a decomposição foi mais influenciada pela qualidade do material vegetal.

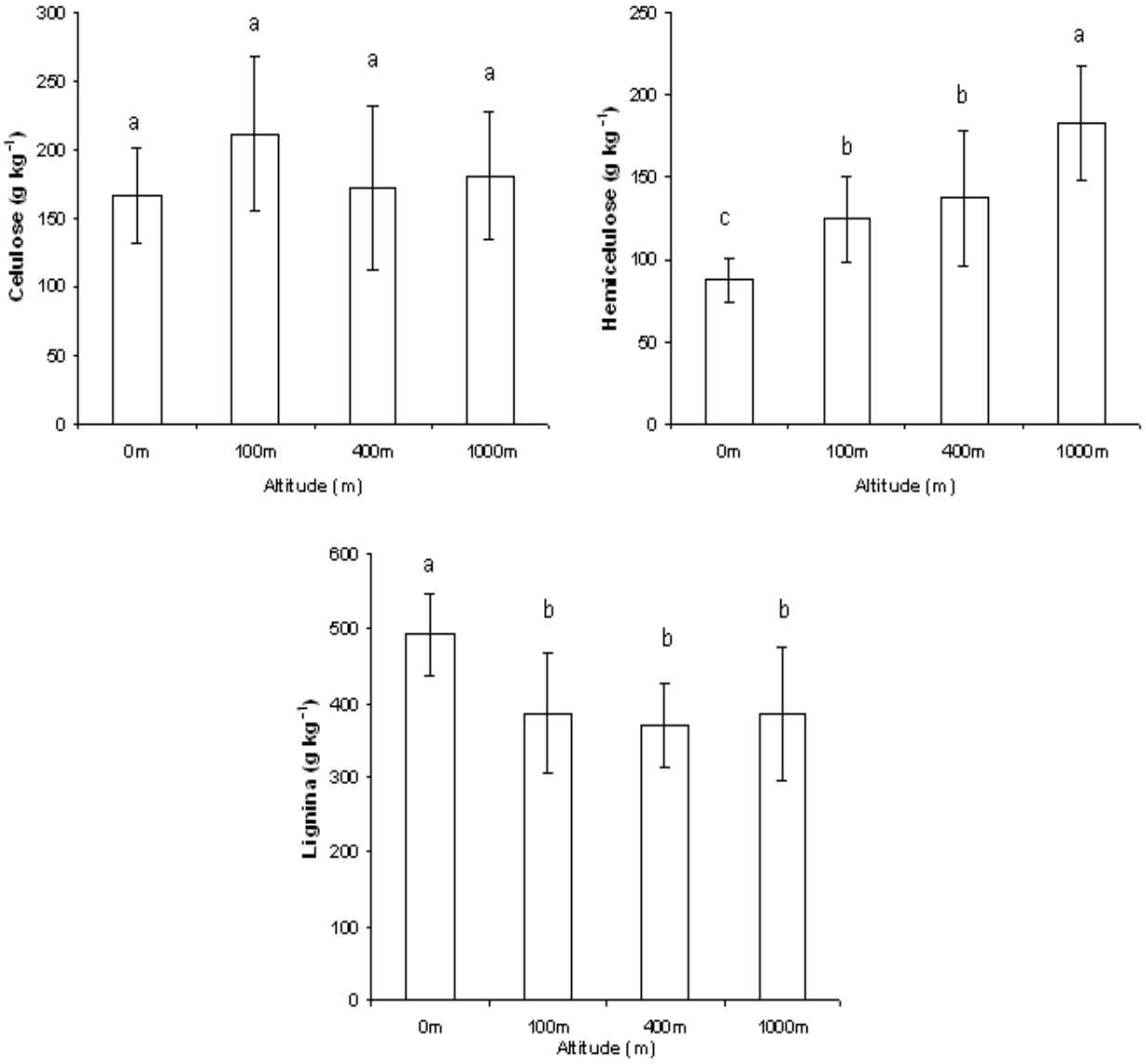

Figura 36 - Celulose, hemicelulose e lignina da serapilheira sobre o solo das áreas amostradas. Os valores representam a média (n=12) ± desvio padrão (Tukey, $p < 0,05$)

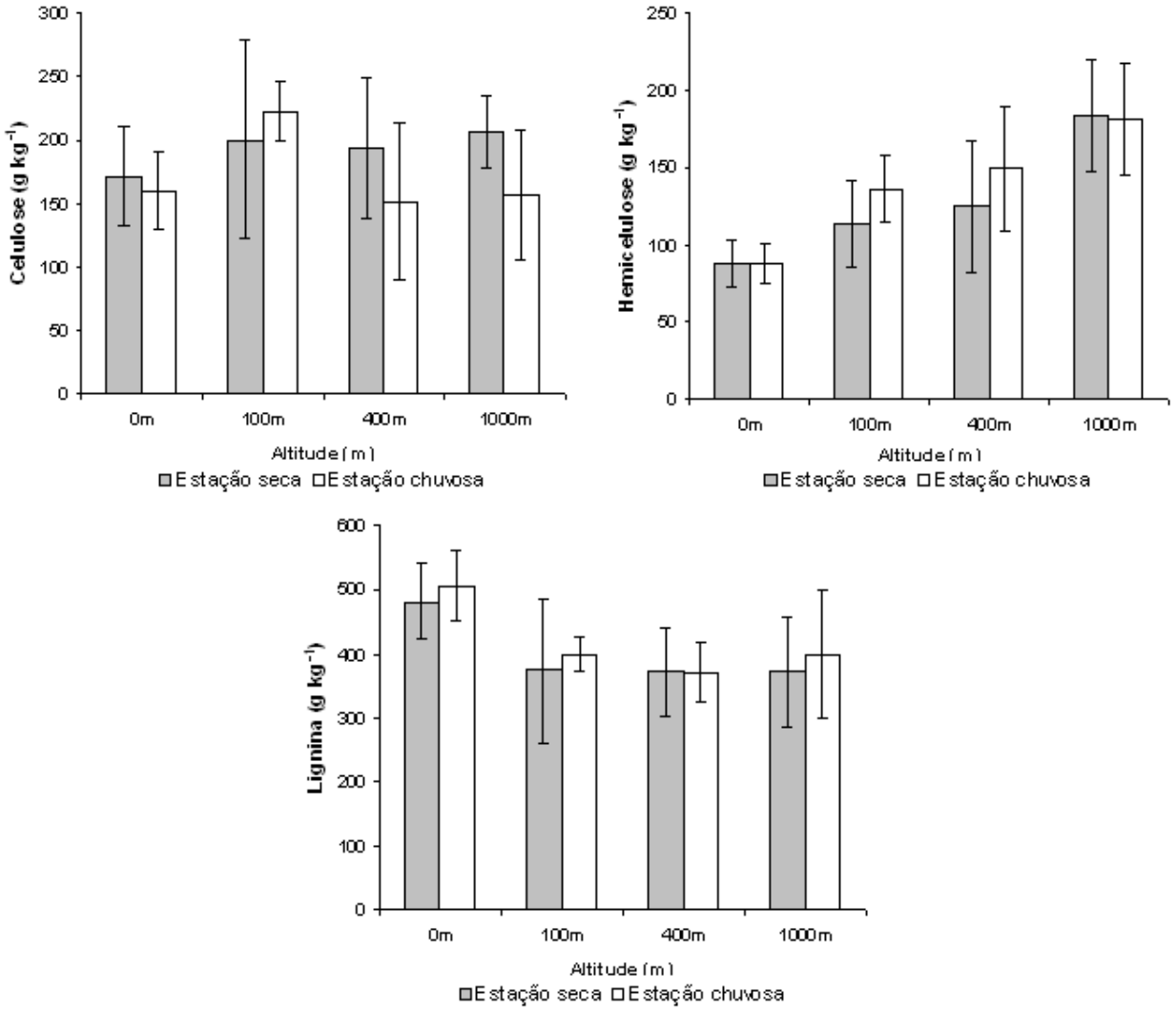

Figura 37 - Celulose, hemicelulose e lignina da serapilheira sobre o solo das áreas amostradas, nas estações seca (n=6) e chuvosa (n=6). Os valores representam a média ± desvio padrão

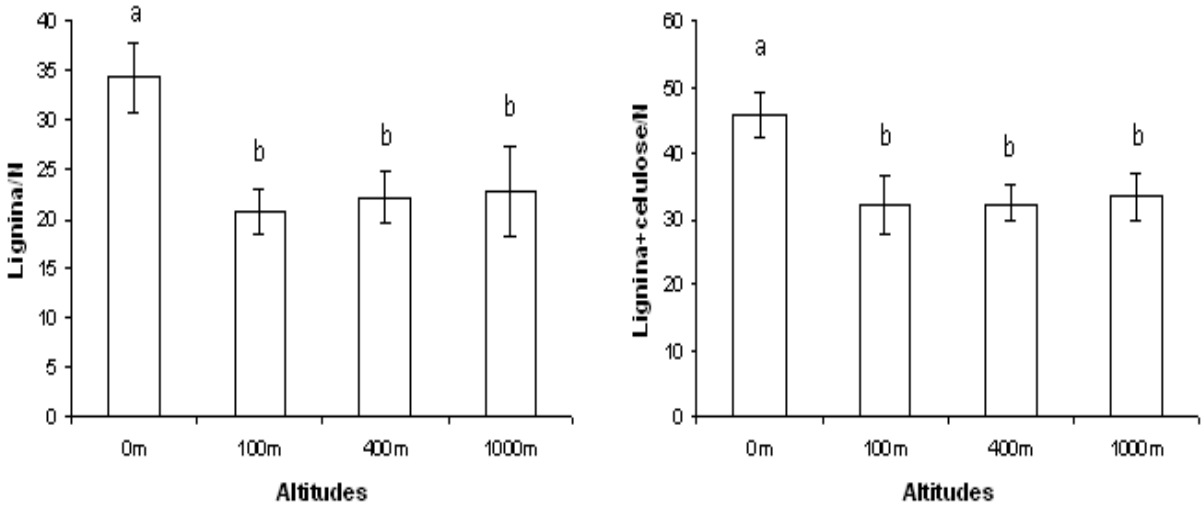

Figura 38 – Relações Lignina/N e Lignina+Celulose/N da serapilheira acumulada sobre o solo das áreas de estudos. Os valores representam a média (n=12) ± desvio padrão (Tukey, p< 0,05)

Importante salientar que, apesar da floresta a 0m possuir uma serapilheira de menor qualidade devido a sua maior recalcitrância, foram as florestas nas maiores altitudes (400m e 1000m) que apresentaram taxas de decomposição mais lentas (Tabela 10). Isso indica, provavelmente, que os fatores climáticos como a temperatura e precipitação foram de grande influência na dinâmica da serapilheira acumulada sobre o solo, sobrepondo-se à qualidade do substrato nessas áreas.

.

2.3.14 Concentração de nutrientes na serapilheira sobre o solo

Os teores de P, S e Na da serapilheira acumulada sobre o solo não apresentaram diferenças significativas entre as áreas de estudo (Figura 39, p<0,05). As concentrações de Mg e K foram maiores nas altitudes 100m e 400m diferindo das altitudes 0m e 1000m. O Ca foi maior a 100m de altitude, enquanto que as demais áreas não apresentaram diferenças significativas. A Restinga apresentou a menor concentração de Al, enquanto que a floresta a 400m apresentou o maior teor (Figura 39, p<0,05), estando de acordo com a concentração de

Al encontrada nos solos estudados. Os resultados apresentados demonstram que os mesmos não seguiram uma tendência uniforme ao longo do gradiente altitudinal. Segundo Jordan e Herrera (1981) os ecossistemas florestais apresentam grande variação quanto ao nível de nutrientes, sendo essa variação dependente do grau de fertilidade do solo que sustenta a fitofisionomia.

Comparando os resultados encontrados na serapilheira com os teores encontrados nos solos, observa-se que a serapilheira da floresta a 400m apresentou as maiores concentrações de Al, Mg, K (Figura 39, $p<0,05$) em ambos os compartimentos florestais (solo e serapilheira). O Ca não seguiu a mesma tendência, visto que seu teor no solo foi maior a 400m. Comparando as altitudes de 100m, 400m e 1000m nota-se que em ambos compartimentos, solo e serapilheira, não há diferença significativa entre as áreas estudadas nos teores de S e Na.

As maiores concentrações de Al na serapilheira nas florestas de maiores altitudes corroboram com as menores taxas de decomposição (Tabela 10), maiores estoques de serapilheira (Figura 30) e concentrações de Al mais elevadas na superfície dos solos (Tabela 5) também observados nas maiores altitudes, principalmente a 400m. A relação entre esses parâmetros é importante, uma vez que, a toxidez de Al contribui ainda mais para limitar a atividade microbiana (DIAS et al., 2003). Também ocorre a formação de complexos estáveis de Al com a matéria orgânica (MO) tornando a MO mais resistente à oxidação, preservando-a (VOLKOFF; CERRI; MELFI, 1984; BENITES et al., 1999). Em condições de elevado Al trocável, as plantas produzem maior quantidade de compostos fenólicos, reduzindo, ainda mais, a sua degradabilidade (DAVIES; COULSON; LEWIS, 1964).

Os cátions básicos Ca, Mg e K apresentaram valores semelhantes entre os períodos seco e chuvoso em todas as altitudes (Figura 40). A 0m e 400m apresentaram maiores teores de Na na estação chuvosa, enquanto a 100m o maior teor de Na foi observado na estação seca

(Figura 40). A 1000m o teor de Na foi semelhante entre os períodos. Os teores de P foram maiores na estação chuvosa a 0m, 100m e 1000m e a 400m o teor de P foi maior na estação seca. A 0m e 100m os teores de S foram semelhantes entre os períodos seco e chuvoso, enquanto que a 400m a estação seca apresentou maior teor e a 1000m o menor teor (Figura 40). O Al a 100m e 400m apresentou maiores teores na estação seca e nas demais altitudes a concentração de Al foi semelhante entre as estações (Figura 40).

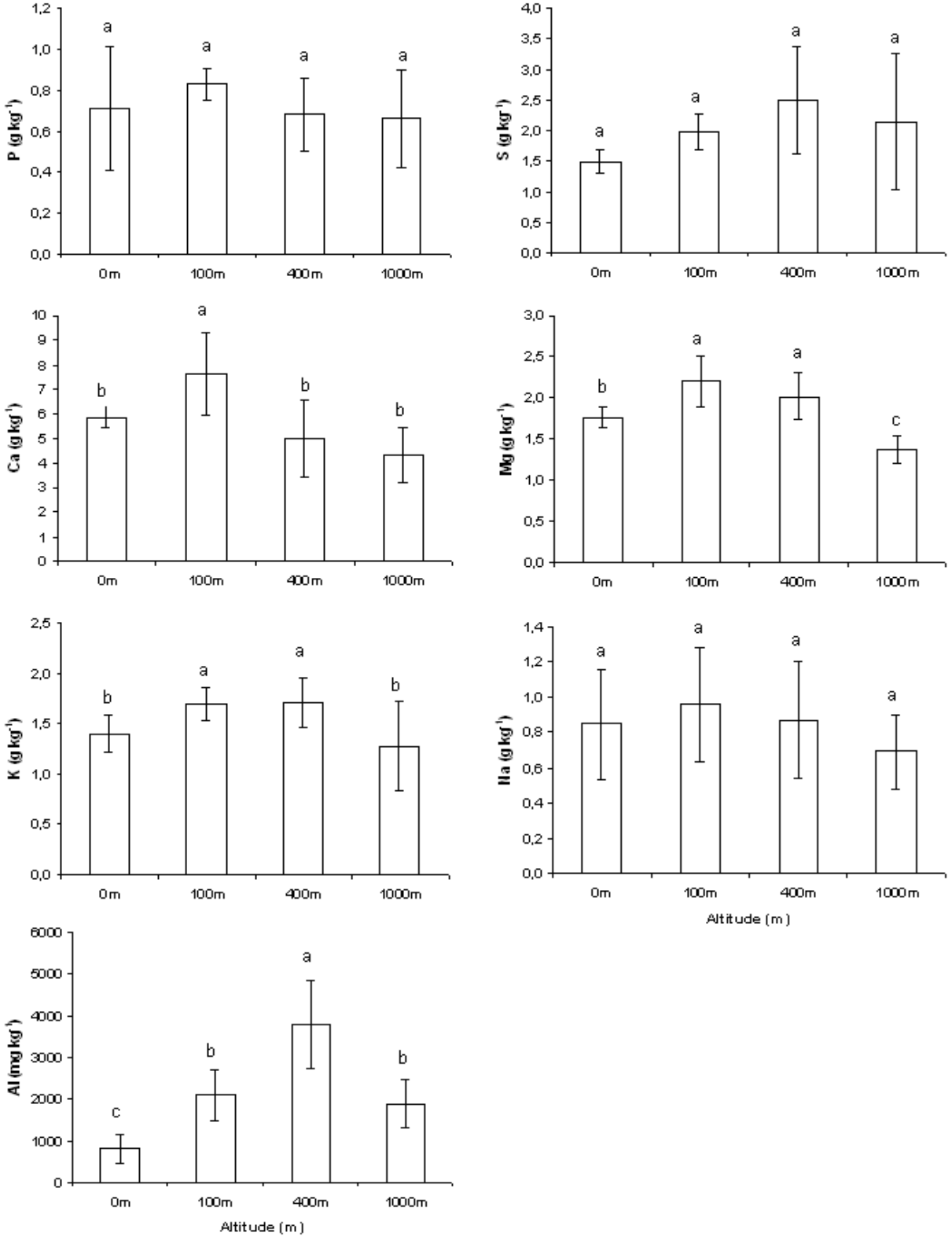

Figura 39 - Teores de P, S, Ca, Mg, K, Na e Al da serapilheira sobre o solo nas áreas amostradas. Os valores representam a média (n=180) ± desvio padrão (Tukey; $p < 0,05$).

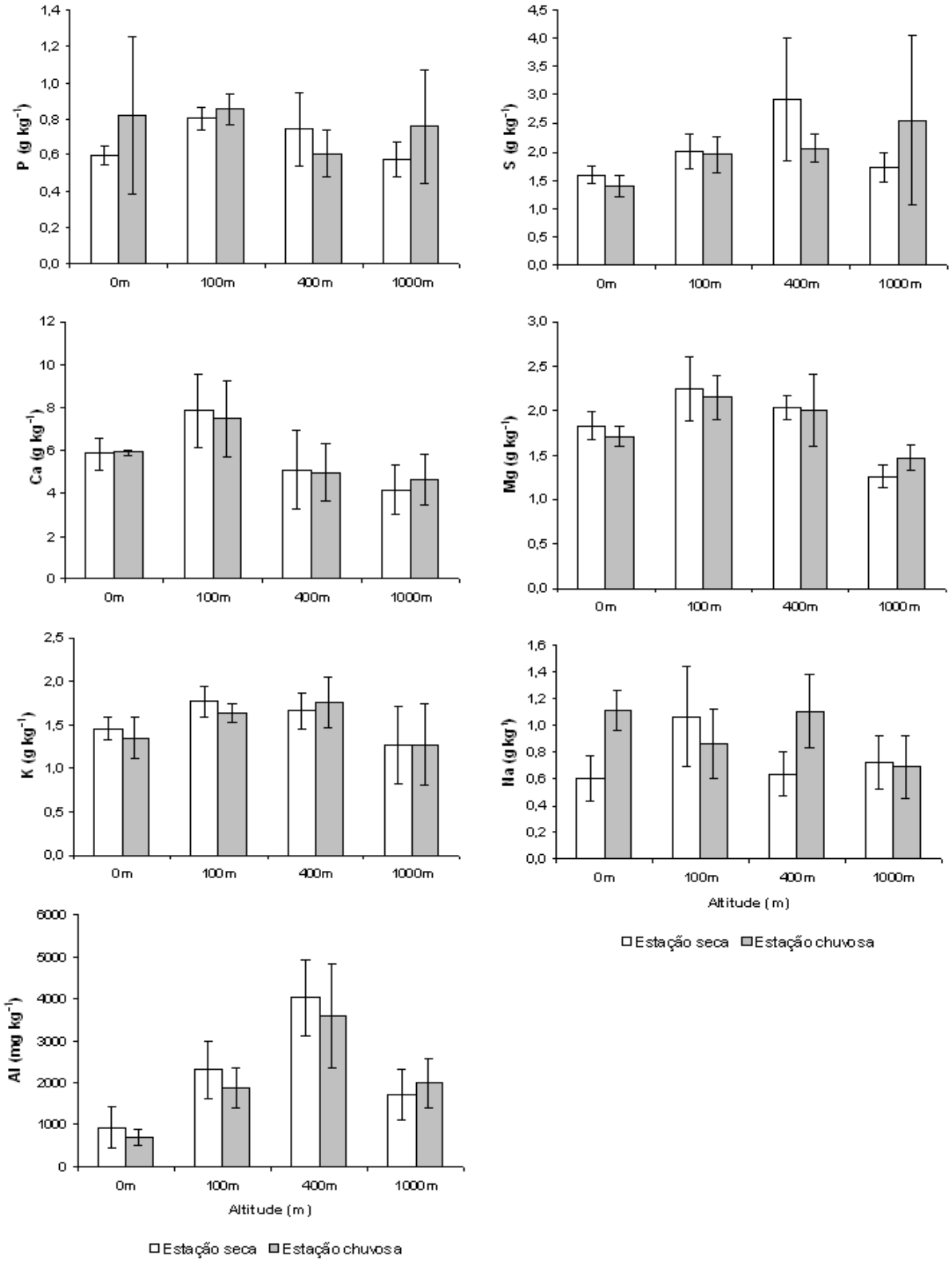

Figura 40 - Teores de P, S, Ca, Mg, K, Na e Al da serapilheira sobre o solo nas estações seca (n=90) e chuvosa (n=90). Os valores representam a média ± desvio padrão

2.3.15 $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ da serapilheira

Os valores de $\delta^{15}N$ da serapilheira acumulada sobre o solo apresentaram diferenças significativas entre todas as fitofisionomias estudadas (Figura 41, $p<0,05$). O $\delta^{15}N$ da serapilheira foi maior a 100m e menor a 0m, concordando com os resultados obtidos para os solos, tanto em superfície como em profundidade, visto que o solo a 100m também apresentou o maior valor de $\delta^{15}N$ e o solo a 0m o menor valor de $\delta^{15}N$. O solo reflete o sinal isotópico da vegetação existente e vice-versa, visto que os mecanismos de liberação e/ou variação do $\delta^{15}N$ oriundo da serapilheira ocorre em função de diversos fatores entre eles: variabilidade do $\delta^{15}N$ da MOS de acordo com a profundidade, idade do tecido vegetal (tecidos mais velhos são mais enriquecidos em $\delta^{15}N$), sazonalidade do N-imobilizado e N-mineralizado, associação com micorrizas (BUSTAMANTE et al., 2004), lixiviação do N solúvel (TIETEMA; WESSEL, 1994), degradação bioquímica por bactérias, fragmentação e consumo pela fauna do solo (SETALA et al., 1996).

Observando os resultados nota-se que o $\delta^{15}N$ da serapilheira decresceu na seguinte ordem: 100m > 1000m > 400m > 0m (Figura 41, $p<0,05$). A 100m provavelmente as taxas de mineralização e nitrificação foram maiores, acarretando no enriquecimento em $\delta^{15}N$ (HANDLEY; RAVEN, 1992). Isso também pode ter ocorrido devido à intensa atividade microbiana a 100m, sendo o N liberado mais rapidamente e eficientemente para o solo, tornando a serapilheira mais enriquecida em $\delta^{15}N$. A 100m a decomposição e a perda de massa são mais rápidas, devido a diversos fatores já mencionados em itens anteriores, isso acarreta em maior liberação de $\delta^{15}N$. Zeller et al. (2000) demonstraram em seu estudo que o $\delta^{15}N$ liberado correlacionou-se linearmente com o tempo de decomposição e a perda de massa vegetal.

A Floresta a 0m, por ser um típico sistema limitado por N com presença de espécies fixadoras desse elemento, apresentou $\delta^{15}N$ negativo na serapilheira. Schmidt e Stewart (2003) encontraram valores negativos de $\delta^{15}N$ nas espécies vegetais fixadoras de N em uma savana tropical, devido à correlação inversa entre os valores de $\delta^{15}N$ e micorrizas. Esses valores de $\delta^{15}N$ negativos na Restinga também podem estar associados às menores taxas de mineralização e nitrificação nessa área (HANDLEY; RAVEN, 1992) quando comparada com as demais áreas de estudo. Também foram encontrados valores negativos em espécies não leguminosas em sistemas tropicais limitadas em N como o Cerrado (BUSTAMANTE et al., 2004), nas florestas de terra-firme no baixio, onde o solo é periodicamente inundado (NARDOTO et al., 2008) e nas folhas de diversas espécies de florestas secundárias que substituíram a antiga cobertura de floresta primária de terra-firme ou Floresta Ombrófila Densa (DAVIDSON et al., 2007). Coletta et al. (2009) em estudo no Cerrado e Martinelli et al. (1992) em trabalho na região Amazônica encontraram menores valores de $\delta^{15}N$ nas folhas de espécies leguminosas quando comparadas com não leguminosas, sugerindo uma atividade fixadora de N nas leguminosas.

O $\delta^{13}C$ da serapilheira acumulada sobre o solo não apresentou diferença significativa entre as áreas estudadas, refletindo valores típicos de plantas com ciclo C3 (Figura 41, $p<0,05$). Isso sugere que não houve diferenças na estratégia de assimilação de CO_2 pelas plantas entre as áreas estudadas (COLETTA et al., 2009).

Nos meses de maior precipitação os valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ foram menores, principalmente a 0m, enquanto que nas demais altitudes as variações isotópicas foram semelhantes entre os períodos seco e chuvoso (Figura 42). Schmidt e Stewart (2003) não observaram diferenças sazonais nos valores de $\delta^{15}N$ das folhas das espécies da savana e da floresta tropical. O menor valor de $\delta^{15}N$ a 0m na estação chuvosa foi devido à inundação que ocorre nessa área durante esse período, favorecendo a anaerobiose e diminuindo as taxas de

mineralização. Martinelli et al. (1992) em estudo realizado na região de várzea na Amazônia verificaram que os valores de $\delta^{15}N$ da vegetação também decresceu com o alagamento das áreas estudadas, ou seja, o $\delta^{15}N$ foi superior durante o período seco e de maior oxigenação. Variações sazonais no sinal isotópico da vegetação foram observadas por Coletta et al. (2009) com maiores valores de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ durante a transição do período seco para o período chuvoso, ou seja, o sinal isotópico variou de acordo com a disponibilidade de água, mas sem tornar o meio anaeróbio. O aumento da água disponível no sistema pode aumentar o $\delta^{13}C$ da vegetação (FARQUHAR; EHLERINGER; HUBICK, 1989)

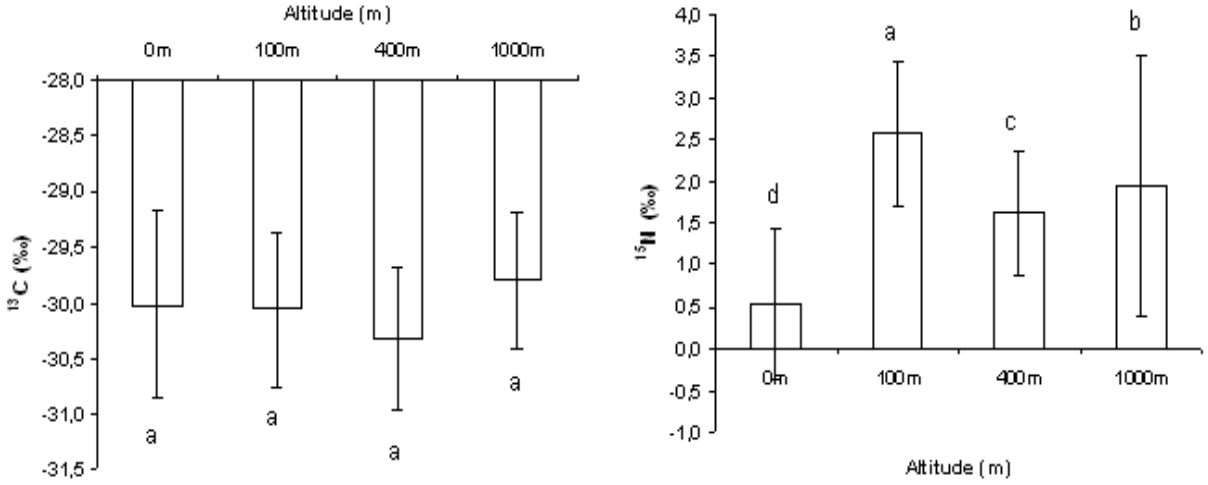

Figura 41 - $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ da serapilheira sobre o solo das áreas amostradas. Os valores representam a média (n=180) ± desvio padrão (Tukey, $p< 0,05$)

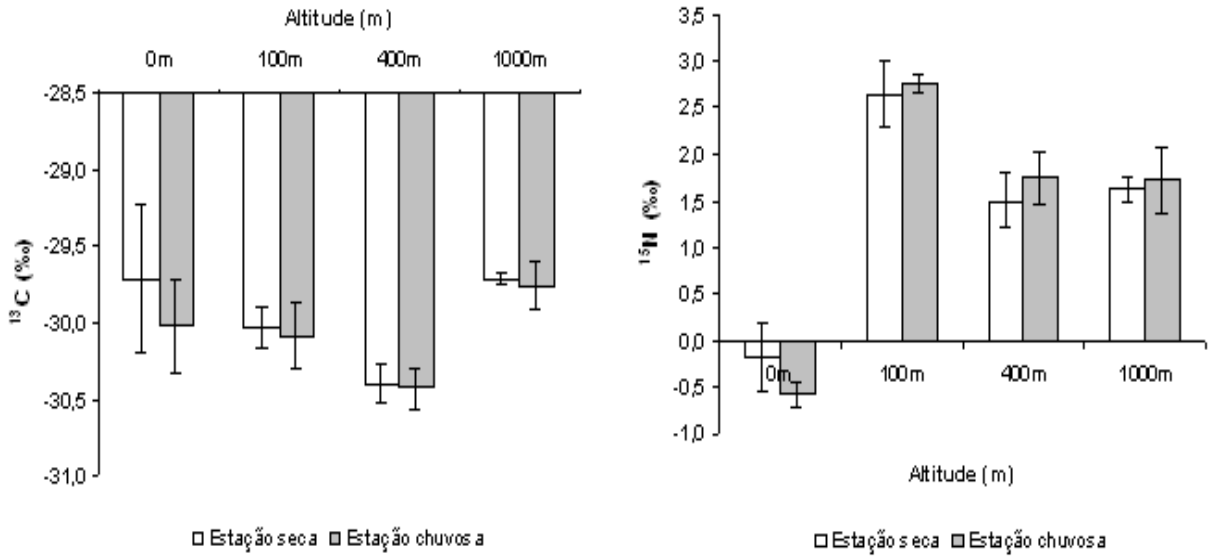

Figura 42 - $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ da serapilheira sobre o solo das áreas amostradas, nas estações seca (n=90) e chuvosa (n=90). Os valores representam a média ± desvio padrão.

2.3.16 Análise de Componentes principais da serapilheira

Os resultados da análise de componentes principais multidimensional estão ilustrados no diagrama de ordenação da Figura 43. Foram selecionadas 9 variáveis da serapilheira acumulada sobre o solo, dentre elas o C, N, C/N, ^{13}C, ^{15}N, massa seca (serapilheira acumulada), celulose, lignina e hemicelulose representadas no diagrama por retas. Os dois primeiros eixos do ACP cumulativamente explicaram 70% da variância total das variáveis, com autovalores de 4,0229 e 1,9466 para o λ_1 e λ_2. Como os autovalores dos demais eixos foram baixos, a discussão será limitada aos dois primeiros eixos. O eixo PC1, que explicou 45% da variância total, apresentou maior correlação com as variáveis C/N (-0,47), ^{15}N (0,42), N total (0,45) e lignina (-0,37), caracterizando uma estreita associação entre esses elementos. O eixo PC2 apresentou maior correlação com as variáveis celulose (-0,53) e massa seca (0,54), e correlação mais baixa com as variáveis hemicelulose (0,30) e ^{13}C (0,36), sofrendo menor influência das variáveis correlacionadas ao eixo 1.

Observa-se um bom agrupamento no diagrama de ordenação das amostras de serapilheira nas áreas de estudo, uma vez que através do diagrama observa-se a distância gráfica considerável entre as áreas estudadas, o que é coerente diante das particularidades de cada gradiente, demonstrando que a análise dos componentes principais foi útil no agrupamento das áreas.

A serapilheira acumulada a 0m apresentou forte correlação com a relação C/N e a concentração de lignina, concordando com os resultados apresentados anteriormente (Figuras 35 e 36).

Nas florestas na média encosta (100m e 400m) a serapilheira apresentou forte correlação com os teores de N e ^{15}N.

A 1000m de altitude a serapilheira apresentou maior correlação com o teor de C e ^{13}C.

Através do diagrama (Figura 43) pode-se notar nitidamente a dinâmica dos elementos analisados de acordo com o gradiente altitudinal, uma vez que as amostras de cada área de estudo distribuíram-se distintamente e homogeneamente no diagrama. Também se pode observar na Figura 43 que o teor de N é, nitidamente, inversamente proporcional à relação C/N da serapilheira. O mesmo comportamento ocorre entre a concentração de lignina e a hemicelulose, uma vez que, enquanto o teor de lignina decresce com o gradiente altitudinal a concentração de hemicelulose aumenta, corroborando com os resultados apresentados na Figura 36.

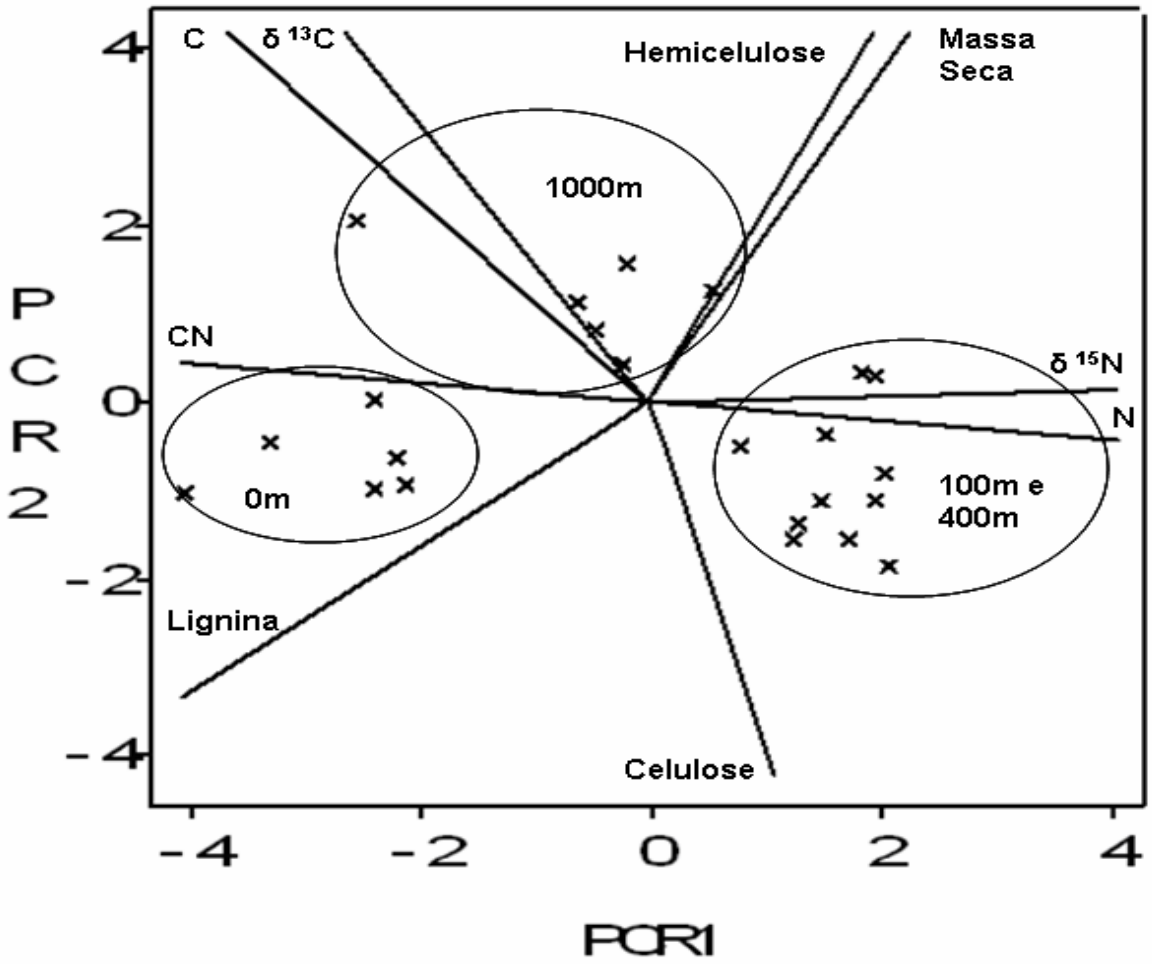

Figura 43 - Diagrama da análise de componentes principais multidimensional para os atributos da serapilheira acumulada sobre o solo em todas as áreas estudadas (n=6).

3 CONCLUSÕES

Os resultados apresentados no presente estudo, no geral, comprovaram as hipóteses iniciais do trabalho.

O estudo mostrou um forte controle altitudinal na concentração nutricional do solo, visto que, há uma tendência dos solos nas maiores altitudes (400m e 1000m) serem mais ricos nutricionalmente quando comparados com os solos das menores altitudes (0m e 100m). Os fatores que explicam essas diferenças ao longo desse gradiente não são muito bem conhecidos, mas a topografia e o microclima parecem ser os dois principais fatores que regulam essa variação nutricional desses solos no gradiente.

Os solos do presente estudo são pobres em cátions básicos e ricos em alumínio quando comparados aos solos de outras florestas tropicais como a Amazônia e a Serra da Mantiqueira; isso ocorre nos solos da Mata Atlântica ao longo do gradiente altitudinal estudado devido a diversos fatores: são formados por materiais de origem pobres em nutrientes (granitos); ocorre intensa lixiviação de nutrientes devido à alta precipitação; declives muito íngremes, contribuindo para a constante erosão das partículas de solo acarretando na formação de solos rasos. Portanto, mais uma vez observa-se o paradigma da floresta tropical exuberante – a Mata Atlântica de Encosta – se mantendo em solos muito pobres, no qual sugere a existência de mecanismos que direcionam para um ciclo fechado de nutrientes nessas florestas.

A produção de serapilheira foi maior nas florestas de menores altitudes (0m e 100m) e a menor produção foi encontrada nas florestas de maiores altitudes (400m e 1000m). Isso ocorre porque em florestas localizadas em menores altitudes a temperatura e umidade são maiores, fazendo com que a produção de serapilheira também seja maior.

Os fatores climáticos, pedológicos e biogeoquímicos que controlam a decomposição da serapilheira variaram conforme as características de cada gradiente altitudinal.

Diferentemente dos solos, a concentração nutricional da serapilheira não seguiu um padrão ao longo do gradiente altitudinal. Isso sugere que o principal fator que contribuiu para a concentração nutricional da serapilheira foi a composição florística das áreas de estudo. Novamente observa-se mais um mecanismo que direciona para um ciclo fechado de nutrientes nessas florestas - a dinâmica nutricional da serapilheira - uma vez que a transferência de nutrientes da serapilheira para o solo é baixa, pois os nutrientes liberados pela camada vegetal são rapidamente absorvidos pela vegetação viva existente.

É importante salientar que os resultados apresentados neste estudo para os solos ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica do litoral norte paulista são muito importantes, uma vez que, foi determinada simultaneamente a gênese, a química, a física, a isotopia e a macromorfologia dos solos desenvolvidos nesse ambiente.

Os dados gerados nesse trabalho serão úteis para a elaboração de programas de manejo e conservação das áreas de Mata Atlântica similares as áreas do estudo.

REFERÊNCIAS

ABER, J.D.; MELILLO, J.M. Origin and decomposition of soil organic matter. In: _____. **Terrestrial ecosystems.** Philadelphia: Saunders College Publishing, 1991. cap. 13, p.195-209.

ADAMS, M.A.; GRIERSON, P.F. Stable isotopes at natural abundance in terrestrial plant ecology and ecophysiology: An update. **Plant Biology**, Stuttgart, v. 3, n. 4, p. 299-310, 2001.

AERTS, R. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystem: a triangular relationship. **Oikos**, Viçosa, v. 79, p. 439-449, 1997.

AIDAR, M.P.M.; JOLY, C.A. Dinâmica da produção e decomposição da serapilheira do Araribá (*Centrolobium tomentosum* Guill. Ex. Benth. – Fabaceae) em uma mata ciliar, Rio Jacaré-Pepira, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 2, p. 193-202, 2003.

ANDERSON, J.N.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility**: A handbook of methods. Wallingford, CAB International, 1989. 171 p.

ANDERSON, J.M.; SPENCER, T. **Carbon, nutrient and water balances of tropical rainforest subject to disturbance**. Paris: Unesco, 1991. 54 p. (MAB Digest, 7).

ANDRADE, A.G. de; CABALLERO, S.S.U.; FARIA, S.M. de. **Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 22 p. (Documentos, 13).

ARATO, H.D.; MARTINS, S.V.; FERRARI, S.H. de S. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 715-721, 2003.

ASSIS, M.A. **Florística e caracterização das comunidades vegetais da Planície Costeira de Picinguaba, Ubatuba/SP**. 1999. Tese (Doutorado em ciências Biológicas) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

ATTIWILL, P.M. Nutrient cycling in forests. In: BELLOT, J.; ESCARRÉ, A. (Ed.). **Encyclopedia of Environmental Biology**. New York: Academic Press, 1995. v. 2, p. 625-639.

BALESDENT, J.; MARIOTTI, A.; GUILLET, B. Natural 13C abundance as a tracer for studies of soils organic matter dynamics. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 19, n. 1, p. 25-30, 1987.

BARRETO, P.A.B.; GAMA-RODRIGUES, E.F. da; GAMA-RODRIGUES, A.C. da; BARROS, N.F. de B.; FONSECA, S. Atividade microbiana, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em plantações de eucalipto, em seqüência de idades. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 611-619, 2008.

BATJES, N.H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 47, n. 2, p. 151-163, 1996.

BENITES, V.M.; MENDONÇA, E.S.; SCHAEFER, C.E.R.; MARTIN NETO, L. Caracterização dos ácidos húmicos extraídos de um Latossolo Vermelho-Amarelo e de um Podzol por análise termodiferencial e pela espectroscopia de absorção no infravermelho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 543-551, 1999.

BENITES, V.M.; MENDONÇA, E.S.; SCHAEFER, C.E.R.; NOVOTNY, E.H.; REIS, E.L.; KER, J.C. Properties of black soil humic acids from high altitude rocky complexes in Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 127, p. 104-113, 2005.

BERNOUX, M.; CARVALHO, M.D.S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, n. 3, p. 888-896, 2002.

BOEGER, M.R.T.; WISNIEWSKI, C.; REISSMANN, C.B. Nutrientes foliares de espécies arbóreas de três estádios sucessionais de floresta ombrófila densa no sul do Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, Porto Alegre, v. 19, p. 167-181, 2005.

BORÉM, R.A.T.; RAMOS, D.P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serrapilheira de um fragmento de Mata Atlântica. **CERNE**, Lavras, v. 8, n. 2, p. 42-59, 2002.

BOUTTON, T.W. Stable carbon isotope ratios of natural materials. II. Atmospheric, terrestrial, marine and freshwater environments. In: COLEMAN, D.C.; FRY, B. (Ed.). **Carbon isotope techniques**. New York: Academic Press, 1991. p. 173-185.

BRADY, N.C. O solo em perspectiva. In: _____. **Natureza e propriedades do solo.** 7. Ed. Tradução de A. Figueiredo Filho. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. cap. 1, p. 3-39, 1989.

BRUN, E.J. **Biomassa e nutrientes na floresta Estacional Decidual, em Santa Tereza, RS.** 2004. 136 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

BUENO E. **Pau-Brasil**. São Paulo: Axis Mundi Editora, 2002.

BUSTAMANTE, M.M.C.; MARTINELLI, L.A.; SILVA D.A.; CAMARGO, P.B.; KLINK, C.A.; DOMINGUES, T.F.; SANTOS, R.V. $\delta^{13}C$ natural abundance in woody plants and soils of central Brazilian Savannas (cerrado). **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n. 4, p. S200-S213, 2004. Supplement.

CALDEIRA, M.V.W. **Determinação de biomassa e nutrientes em uma floresta Ombrófila Mista Montana em General Carneiro, Paraná.** 2003. 176 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas.** Campinas: Instituto Agronômico, 1986. 94 p. (Boletim Técnico, 106).

CAMPO, J.; MAASS, J.M.; JARAMILLO, V.J.; YRIZAR, A.M. Calcium, potassium and magnesium cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 49, n. 1, p. 21-36, 2000.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 375-470.

CARVALHO SILVA, R.; PEREIRA, J.M.; ARAÚJO, Q.R.; PIRES, A.J.V.; DEL REI, A.J. Alterações nas propriedades químicas e físicas de um Chernossolo com diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 101-107, 2007.

CASTANHO, C.T. **Fatores determinantes no processo de decomposição em florestas do Estado de São Paulo**. 2005. 112 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2005.

CERQUEIRA, R. Biogeografia das restingas. In: ESTEVES, F.A.; LACERDA, L.D. (Ed.). **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**. Macaé: NUPEM/UFRJ, 2000. p. 65-75.

CERRI, C.C.; MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B. Dinâmica do carbono orgânico em solos vinculados às pastagens da Amazônia brasileira. **Revista INIA. Investigacion Agraria**, Madrid, v. 1, p. 95-102, 1992.

CHADWICK, O.A.; DERRY, L.A.; VITOUSEK, P.M.; HUEBERT, B.J.; HEDIN, L.O. Changing sources of nutrients during four million years of ecosystem development. **Nature**, London, v. 397, p. 491-497, 1999.

CHEN, J.; SAUNDERS, S.C.; CROW, T.R.; NAIMAN, R.J.; BROSOFSKE, K.D.; MROZ, G.D.; BROOKSHIRE, B.L.; FRANKLIN, J.F. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. **Bioscience**, Washington, v. 49, p. 288-297, 1999.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil organic matter in primary particle size and density separates. **Advances in Soil Science**, New York, v. 20, p. 1-90, 1992.

CHRISTENSEN, T.R.; KELLER, M. Element interactions and trace gas exchange**.** In: MELILLO, J.; FIELD, C.B.; MOLDAN, B. (Ed.). **Interactions of the major biogeochemical cycles**: global change and human impacts. Washington: Island Press, 2003. p. 247-258. (Scope, 60).

COLETTA, L.D.; NARDOTO, G.B.; LATANSIO-AIDAR, S.R.; ROCHA, H.R. da; AIDAR, M.P.M.; OMETTO, J.P.H.B. Isotopic view of vegetation and carbon and nitrogen cycles in a Cerrado ecosystem, Southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 4, p. 467-475, 2009.

CORNEJO, F.H.; VARELA, A.; WRIGHT, S.J. Tropical forest litter decomposition under seasonal drought: nutrient release, fungi and bacteria. **Oikos**, Viçosa, v.70, p. 183-190, 1994.

CORNU, S.; LUIZÃO, F.; ROUILLER, J.; LUCAS,Y. Comparative study of litter decomposition of mineral element release in two Amazonian forest ecosystems: litter bags experiments. **Pedobiologia**, Jena, v. 41, p. 456-471, 1997.

CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. Formação de serrapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênesis, 1999. p. 197-225.

COSTA, G.S.; GAMA-RODRIGUES, A.C. da; CUNHA, G. de M. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no norte fluminense. **Revista. Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 563-570, 2005.

CUEVAS, E.; MEDINA, E. Nutrient dynamics within Amazonian forests. I. Nutrient flux in fine litter fall and efficiency of nutrient utilization. **Oecologia**, Berlin, v. 68, p. 466-472, 1986.

CUNHA, G. C. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em diferentes fases sucessionais de uma Floresta Estacional do Rio Grande do Sul**. 1997. 86 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

CUNHA, G.M.; COSTA, G.S.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; VELLOSO, A.C.X. Produção de serrapilheira em florestas naturais e povoamento de eucalipto no entorno do Parque Estadual do Desengano – RJ. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS – FertBio 2000, 24., 2000, Santa Maria. Santa Maria: SBCS; UFSM, 2000. 1 CD-ROM.

CUNHA, G.M.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; COSTA, G.S. Ciclagem de nutrientes em *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no norte fluminense. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, p. 353-363, 2005.

COUTEAUX, M.M.; SARMIENTO, L.; BOTTNER, P.; ACEVEDO, D.; THIÉRY, J.M. Decomposition of standard plant material along an altitudinal transect (65-3968 m) in the tropical Andes. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 34, p. 69-78, 2002.

DAVIDSON, E.A.; KINGERLEE, W. A global inventory of nitric oxide emissions from soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 48, p. 37-50, 1997.

DAVIDSON, E.A.; SAVAGE, K.; VERCHOT, L.V.; NAVARRO, R. Minimizing artifacts and biased in chamber-based measurements of soil respiration. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 113, p. 21-37, 2002.

DAVIDSON, E.A.; CARVALHO, C.J.R.; FIGUEIRA, A.M.S.; ISHIDA, F.Y.; OMETTO, J.P.H.B.; NARDOTO, G.B.; SABA, R.T.; HAYASHI, S.N.; LEAL, E.C.; VIEIRA, I.C.G.; MARTINELLI, L.A. Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. **Nature**, London, v. 447, p. 995-998, 2007.

DAVIES, R.I.; COULSON, C.B.; LEWIS, D.A. Polyphenols in plant humus and soil. III. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 15, p. 229-309, 1964.

DEAN, W. **With broadax and firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic forest.** Berkeley: University of California Press, 1995.

DELITTI, W.B.C. **Aspectos comparativos da ciclagem de nutrients na Mata Ciliar, no Campo Cerrado e na floresta implantada de *Pinus Elliotti* Engelm. var. *Elliotti* (Mogi-Guaçú, SP)**. 1984. 305 p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1984.

DEZZEO, N.; CHACÓN, N.; SANOJA, E.; PICÓN, G. Changes in soil properties and vegetation characteristics along a forest-savanna gradient in southern Venezuela. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 200, p. 183-193, 2004.

DIAS, H.C.T.; SCHAEFFER, C.E.G.R.; FERNANDES FILHO, E.I.; OLIVEIRA, A.P.; MICHEL, R.F.M., LEMOS JR, J.B. Caracterização de solos altimontanos em dois transectos no Parque Estadual do Ibitipoca (MG**)**. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 469-481, 2003.

DIDHAM, R.K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. **Oecologia**, Berlin, v. 116, n. 3, p. 397-406, 1998.

DOBERMANN, A.; GEORGE, T. Field-scale soil fertility variability in acid tropical soils. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 15., 1994, Acapulco. **Transactions…** Acapulco, 1994. v. 5, p. 610-627.

HLERINGER, J.R.; BUCHMANN, N.; FLANAGAN, L.B. Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes. **Ecological Applications**, Washington, v. 10, p. 412–422, 2000.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos de análise do solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNCS, 1997. 212 p.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

ESHETU, Z. Natural ^{15}N abundance in soils under young-growth forests in Ethiopia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 187, p. 139-147, 2004.

ESHETU, Z. Historical C3–C4 vegetation pattern on forested mountain slopes: its implication for ecological rehabilitation of degraded highlands of Ethiopia by afforestation. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, p. 743–758, 2002.

ESPIG, S.A.; FREIRE, F.J.; MARANGON, L.C.; FERREIRA, L.R.C.; FREIRE, M.B.G. dos S.; ESPIG, D.B. Distribuição de nutrientes entre a vegetação florestal e o solo em fragmento de Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 3, n. 2, p. 132-137, 2008.

ESWARAN, H.; VANDENBERG, E.; REICH, P. Organic carbon in soils of the world. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 57, n. 1, p. 192-194, 1993.

FARQUHAR, G. D.; EHLERINGER, J.R.; HUBICK, K.T. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**. Palo Alto, v. 40, p. 503-537, 1989.

FEGER, K.H.; RASPE, S. Ökosystemforschung im chwarzwald: Auswirkungen von atmogenen einträgen und Restabilisierungsmassnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern. In: RASPE, S.; FEGER, K.H.; ZÖTTL, H.W. (Ed.). **Verbundprojekt ARINUS**. Landsberg: Umweltforschung in Baden-Württenberg, 1998. p. 1-18.

FERREIRA, S.J.F.; LUIZÃO, F.J.; MIRANDA, S.A.F.; da SILVA, M.S.R.; VITAL, A.R.T. Nutrientes na solução do solo em floresta de terra firme na Amazônia Central submetida à extração de madeira. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 36, n. 1, p. 59-68, 2006.

FERREIRA, S.J.F.; CRESTANA, S.; LUIZÃO, F.J.; MIRANDA, S.A.F. Nutrientes no solo em floresta de terra firme cortada seletivamente na Amazônia Central. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 31, n. 3, p. 381-396, 2001.

FIGUEIRA, A.M.S. **Mudanças no uso e cobertura do solo na Amazônia e suas implicações no ciclo do nitrogênio**. 2006. 114p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada), Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

FONSECA, S. **Propriedades físicas, químicas e microbiológicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo sob eucalipto, mata natural e pastagens.** 1984. 78 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1984.

FONSECA, S.; BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F.; COSTA, L.M.; LEAL, P.G.L.; NEVES, J.C.L. Alterações em um Latossolo sob eucalipto, mata natural e pastagem. I. Propriedades físicas e químicas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 17, p. 271-288, 1993.

FONTES, M.P.F.; OLIVEIRA, T.S. de; COSTA, L.M. da; CAMPOS, A.A.G. Magnetic separation and evaluation of magnetization of Brazilian soils from different parent materials. **Geoderma**, Amsterdam, v. 96, p. 81–99, 2000.

FREITAS, H.A.; PESSENDA, L.C.R.; ARAVENA, R.; GOUVEIA, S.E.M.; RIBEIRO, A.S.; BOULET, R. Late Quaternary vegetation dynamics in the southern Amazon Basin inferred from carbon isotopes in soil organic matter. **Quaternary Research**, San Diego, v. 55, p. 39-46, 2001.

GALLARDO, A.; MERINO, J. Leaf decomposition in two Mediterranean ecossystems of Southeast Spain: influence substrate quality. **Ecology**, Brooklyn, v. 74, p. 721-727, 1993.

GAMA-RODRIGUES, A.C. Ciclagem de nutrientes em sistemas agroflorestais na região tropical: funcionalidade e sustentabilidade. In: MULLER, M.W.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; BRANDÃO, I.C.S.F.L.; SERÔDIO, M.H.C.F. (Ed.). **Sistemas agroflorestais, tendência da agricultura ecológica nos trópicos:** Sustento da vida e sustento de vida. Ilhéus: SBSAF; CEPLAC; UENF, 2004. p. 64-84.

GOERING, H.K.; van SOEST, P.J. Forage fiber analyses (apparatus, reagent, procedures and some applications). Washington: USDA, ARS, 1970. (Agricultural Handbook, 379).

GOMES, F.H. **Caracterização de solos de manguezais e de restinga do município de Ilhéus-Bahia**. 2002. 96 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

GOMES, F.H.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F.; GUERARDI, B.; PEREZ, X.L.O. Solos sob vegetação de restinga na Ilha do Cardoso (SP). I – Caracterização e classificação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 1563-1580, 2007.

GONÇALVES, J.L. de M.; MELLO, S.L. de M. O sistema radicular das árvores. In: GONÇALVES, J.L. de M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 219-267.

HANDLEY, L.L.; RAVEN, J.A. The use of natural abundance of N isotopes in plant physiology and ecology. **Plant, Cell and Environment**, Oxford, v. 15, p. 965-985, 1992.

HARDY, F. Some aspects of cocoa soil fertility in Trinidad. **Tropical Agriculture**, London, v. 13, p. 315-317, 1936.

HEDIN, L.O.; ARMESTO, J.J.; JOHNSON, A.H. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: Evaluation of biogeochemical theory. **Ecology**, Brooklyn, v. 76, p. 493-509, 1995.

HEDIN, L.O.; VITOUSEK, P.M; MATSON, P.A. Pathways and implications of nutrient losses during four million years of tropical forest ecosystem development. **Ecology**, Brooklyn, v. 84, n. 9, p. 2231-2255, 2003.

HERRERA, R. Nutrient cycling in Amazonian Forest. In: PRANCE, G.T.; LOVEJOY, T.E. (Ed.). **Amazonia**: key environments. Oxford: Pergamon Press, 1985. p. 95-105.

HERRERA, R.; JORDAN, C.F. Nitrogen cycle in a tropical rain forest of Amazonia: the case of low mineral nutrient status in the Amazon caatinga. In: CLARK, F.E.; ROSSWALL, T. (Ed.). **Terrestrial nitrogen cycles**: processes, ecosystem strategies and management practices. Stockholm: Swedish Natural Science Research Council, 1981. p. 493-505. (Ecological Bulletin, 33).

HÖGBERG, P. Tansley review Nº 95 - N-15 natural abundance in soil-plant systems. **New Phytologist**, Oxford, v. 137, n. 2, p. 179-203, 1997.

HOULTON, B.Z.; SIGMAN, D.M.; HEDIN, L.O. Isotopic evidence for large gaseous nitrogen losses from tropical rainforests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 103, p. 8745-8750, 2006.

HULLER, A.; COELHO, G.C.; LUCCHESE, O.A.; SCHIRMER, J. A comparative study of four tree species used in riparian forest restoration along Uruguay river, Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 297-304, 2009.

IBAMA. **Ecossistemas brasileiros**. Mata Atlântica. Brasília, 2008. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/ecossistemas/mata_atlantica.htm. Acesso em: 01 fev. 2008.

IDOL, T.; BAKER, P.J.; MEASON, D. Indicators of forest ecosystem productivity and nutrient status across precipitation and temperature gradients in Hawaii. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 23, p. 693–704, 2007.

JENNY, H. **Factors of soil formation**. New York: McGraw-Hill, 1941. 281 p.

JOLY, C.A.; AIDAIR, M.P.M.; KLINK, C.A.; MCGRATH, D.G.; MOREIRA, A.G.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.C.; OLIVEIRA, A.A.; POTT, A.; RODAL, M J.N. & SAMPAIO, E.V.S.B. Evolutions of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 51, n. 5/6, p. 331-348, 1999.

JORDAN, C.F.; HERRERA, R. Tropical rain forests: are nutrients really critical? **American Naturalist**, Chicago, v. 117, p. 167-180, 1981.

JORDAN, C.F. **Nutrient cycling in tropical forest ecosystems**. Chichester: Wiley, 1985.

KARAMANOS, R.E.; RENNIE, D.A. Changes in natural N-15 Abundance associated with pedogenic processes in soil. 2. Changes on different slope position. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 60, n. 2, p. 365-372, 1980.

KOLM, L. **Ciclagem de nutrientes e variações do microclima em plantações de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden manejadas através de desbates progressivos**. 2001. 73 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

KOLM, L.; POGGIANI, F. Ciclagem de nutrientes em povoamentos de *Eucalyptus grandis* submetidos à prática de desbastes progressivos. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 63, p. 79-93, 2003.

KOVACH, W.L. Multivariate data analysis. In: MADDY, D.; BREW, J.S. (Ed.). **Statistical Modelling of Quaternary Science Data.** Cambridge: Quaternary Research Association, 1995. p. 1-38. (Technical Guide, 5).

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; PAVÃO, M.; YWANE, M.S.S.; KANASHIRO, M.M.; LIMA, L.M.P.R.; PIRES, A.S.; SHIDA, C.N.; FUKUDA, J.C.; GUILLAUMON, J.R.; BARBOSA, O.; BARRADAS, A.M.F.; BORGO, S.C.; MONTEIRO, C.H.B.; PONTINHASK, A.A.S.; ANDRADE, G.G.; JOLY, C.A.; COUTO, H.T.Z.; BAITELLO, J.B. O verde em São Paulo. **Pesquisa FAPESP**, São Paulo, v. 91, p. 48-53, 2003. Mapa Suplemento.

LACERDA, M.S. **Composição florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da Mata Atlântica**. 2001. Tese (Doutorado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

LAJTHA, K.; MARSHALL, J.D. Sources of variation in the stable isotopic composition of plants. In: LAJTHA, K.; MICHENER, R.H. (Ed.). **Stable isotopes in ecology and environmental science.** London: Blackwell Scientific Publications, 1994. p. 1-21.

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; MARTINS, S.; SPAIN, A.; TOUTAIN, F.; BAROIS, I.; SCHAFER, R. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. **Biotropica**, Washington, v. 25, n. 2, p. 130-150, 1993.

LEÃO, Z.M.A.N.; DOMINGUEZ, J.M.L. Tropical coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, Oxford, v. 41, p. 112-122, 2000.

LEITÃO FILHO, H.F. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão, SP**. Campinas: Editora da UNESP; Editora da UNICAMP, 1993. 184 p.

LIMA, J.A. de S.; MENEGUELLI, N. do A.; GAZEL FILHO, A.B.; PÉREZ, D.V. Agrupamento de espécies arbóreas de uma floresta tropical por características de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 1, p. 109-116, 2003.

LISKI, J.; NISSINEM, A.; ERHARD, M.; TASKINEM, O. Climatic effects on litter decomposition from artic tundra to tropical rain forest. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, p. 575-584, 2003.

LOUZADA, J.N.C.; SCHOEREDER, J.H.; de MARCO JUNIOR, P. Litter decomposition in semideciduous forest and Eucalyptus spp. crop in Brazil: a comparison. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 194, p. 31-36, 1997.

LUCAS, Y.; LUIZÃO, F.J.; CHAUVEL, A.; ROUILLER, J.; NAHON, D. The relation between biological activity of the rain forest and the mineral composition of soils. **Science**, Washington, v. 260, p. 521-523, 1993.

LUIZÃO, F.J.; SCHUBART, H.O.R. Produção e decomposição de serapilheira em floresta de terra firme da Amazônia Central. **Acta Limnonológica Brasiliensia**, Gramado, v. 1, p. 575-600, 1987.

LUIZÃO, F.J.; MATSON, P.A.; LIVINGSTON, G.; LUIZÃO, R.C.C.; VITOUSEK, P.M. Nitrous oxide flux following tropical land clearing. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 3, n. 3, p. 281-285, 1989.

LUIZÃO, R.C.C.; LUIZÃO, F.J.; PAIVA, R.Q.; MONTEIRO, T.F.; SOUZA, L.S.; KRUIJT, B. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 592-600, 2004.

MANFRINATO, W.A. **Estoques de carbono no solo em uma cronosseqüência de floresta-pastagem em Guaraqueçaba (PR)**. 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MARENGO, J.A. **Caracterização do clima no Século XX e Cenários Climáticos no Brasil e na América do Sul para o Século XXI derivados dos Modelos Globais de Clima do IPCC**. Brasília: MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas – SBF; Diretoria de Conservação da Biodiversidade – DCBio; Mudanças Climáticas Globais e Efeitos sobre a Biodiversidade, 2007.

MARIOTTI, A.; PIERRE, D.; VEDY, J.C.; BRUCKERT, S. The abundance of natural nitrogen 15 in the organic matter of soils along altitudinal gradient. **Catena**, Amsterdam, v. 7, p. 293-300, 1980.

MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.A.; FIGUEIREDO, R.O.; VICTORIA, R.L.; KRUSCHE, A.V. Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. **Nature**, London, v. 410, p. 802-805, 2001.

MARRS, R.H.; PROCTOR, J.; HEANEY, A.; MOUNTFORD, M.D. Changes in soil nitrogen-mineralization and nitrification along an altitudinal transect in tropical rain forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, p. 466-482, 1988.

MARTIN, L.; SUGUIO, K. The State of São Paulo Costal Marine Quartenary Geology – The anciest strandlines. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 47, p. 249-263, 1975.

MARTINELLI, L.A.; DEVOL, A.H.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E. Stable carbon isotope variation in C3 and C4 plants along the Amazon River. **Nature**, London, v. 353, p. 57–59, 1991.

MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; TRIVELIN, P.C.O.; DEVOL, A.H.; RICKEY, J.E. ^{15}N natural abundance in plants of the Amazon River floodplain and potential atmospheric N2 fixation. **Oecologia**, Berlin, v. 20, p. 591-596, 1992.

MARTINELLI, L.A.; PESSENDA, L.C.R.; ESPINOZA, E.; CAMARGO, P.B.; TELLES, E.C.; CERRI, C.C.; VICTORIA, R.L.; ARAVENA, R.; RICHEY, J.; TRUMBORE, S. Carbon-13 variation with depth in soils of Brazil and climate change during the quaternary. **Oecologia**, Berlin, v. 106, n. 3, p. 376-381, 1996.

MARTINELLI, L.A.; PICCOLO, M.C.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M.; CUEVAS, E.; MCDOWELL, W.; ROBERTSON, G.P.; SANTOS, O.C.; TRESEDER, K. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, n. 1-3, p. 45-65, 1999.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, S. P. **Revista Brasileira de Botânica,** São Paulo, v. 22, n. 3, p. 405-412, set. 1999.

MAZUREC, A.P.; VILLELA, D.M. Produção e camada de serapilheira em uma Mata Atlântica na Serra do Imbé, norte fluminense, em diferentes altitudes. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4., 1998, Águas de Lindóia. **Anais...** São Paulo: ACIESP, 1998. p. 36-42. (Publicação ACIESP, 3).

McGRATH, D.A.; SMITH, C.K.; GHOLZ, H.L.; OLIVEIRA, F.D. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazonia. **Ecosystems**, New York, v. 4, n. 7, p. 625-645, 2001.

McGRODDY, M.E.; DAUFRESNE, T.; HEDIN, L.O. Scaling of C:N:P stoichiometry in forests worldwide: implications of terrestrial redfield-type ratios. **Ecology**, Brooklyn, v. 85, p. 2390–2401, 2004.

MEENTEMEYER, V. Macroclimate and lignin control of litter control of litter decomposition rates. **Ecology**, Brooklyn, v. 59, p. 465-472, 1978.

MELLO, A.W.F. **Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo no Acre**. 2003. 74 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MELILLO, J.M.; ABER, J.D.; MURATORE, J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, Brooklyn, v. 63, p. 621-623, 1982.

MENEZES, C.E.G. **Indicadores de integridade de paisagem em função de manejo e atributos de solos em sub-bacia no ambiente mar de morros, médio vale do Paraíba do Sul, Pinheiral-RJ**. 2008. 210 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2008.

MILNE, G. Essays in applied pedology, I. Soil type and soil management in relation to plantation agriculture in East Usambare. **East African Agriculture Journal**, Tanganyika, v. 3, p. 7–20, 1937.

MIRANDA, E.J. **Efeito temporal da cultura da soja nos atributos físico-químicos do solo no Estado do Mato Grosso**. 2007. 86 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

MOORE, T.R.; TROFYMOW, J.A.; TAYLOR, B.; PRESCOTT, C.; CAMIRE, C.; DUSCHENE, L.; FYLES, J.; KOZAK, L.; KRANABETTER, M.; MORRISONI.; SILTANEM, M.; SMITH, S.; TITUS, B.; VISSER, S.; WEIN, R.; ZOLTAI, S. Litter decomposition rate in Canadian forests. **Global Change Biology**, Oxford, v. 5, p. 75-82, 1999.

MONTAGNINI, F.; JORDAN, C. Reciclaje de nutrientes. In: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Ed.). **Ecologia y conservacion de bosques neotropicales**. Cartago: Ediciones LUR, 2002. cap. 23, p. 591-623.

MONTEIRO, M.T.; GAMA-RODRIGUES, E.F. Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana em diferentes estruturas de serapilheira de uma floresta natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 819-826, 2004.

MORAES, J.L.; CERRI, C.C.; MELILLO, J.M.; KICKLIGHTER, D.; NEILL, C.; SKOLE, D.L.; STEUDLER, P.A. Soil carbon stocks of the Brazilian Amazonia basin. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 59, n. 1, p. 244-247, 1995.

MORAES, R.M.; DELITTI, W.B.C.; RINALDI, M.C.S.; REBELO, C.F. Ciclagem mineral em Mata Atlântica de encosta e Mata sobre restinga: nutrientes na serapilheira acumulada. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4., 1998, Águas de Lindóia. **Anais...** São Paulo: ACIESP, 1998. p. 71-77. (Publicação ACIESP, 2).

MORAES, R.M.; DELITTI, W.B.C.; VUONO, Y.S. Produção e conteúdo de nutrientes na serapilheira em duas florestas tropicais brasileiras. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 9-16, 1999.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626 p.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.

MORELLATO, L.P.C. Nutrient cycling in two south-east Brazilian forests. I- Litterfall and litter standing crop. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 8, n. 1, p. 205-215, 1992.

MOURA FILHO, G. **Caracterização e uso de solos arenosos associados à Foz do Rio São Francisco, no litoral sul de Alagoas.** 1998. 169p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade de Viçosa, Viçosa, 1998.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G. A B.; KENT, J., Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 852-858, 2000.

NALDELHOFFER, K.J.; ABER, J.D.; MELILLO, J.M. Leaf-litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in southern Wisconsin (USA). **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 13, p. 12-21, 1983.

NADELHOFFER, K.J.; FRY, B. Controls on natural nitrogen-15 and carbon-13 abundances in forest soil organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, n. 6, p. 1633-1640, 1988.

NARDOTO, G.B. **Abundância natural de ^{15}N na Amazônia e Cerrado** – implicações para a ciclagem de nitrogênio. 2005. 99 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NARDOTO, G.B.; OMETTO, J.P.H.B.; EHLERINGER, J.R.; HIGUCHI, N.; BUSTAMANTE, M.M.C.; MARTINELLI, L.A. Understanding the Influences of Spatial Patterns on N Availability Within the Brazilian Amazon Forest. **Ecosystems**, New York, v. 11, n. 8, p. 1234-1246, 2008. DOI: 10.1007/s10021-008-9189-1.

NEFF, J.C.; TOWNSEND, A.R.; GLEIXNERK, G.; LEHMAN, S.J.; TURNBULL, J.; BOWMAN, W.D. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. **Nature**, London, v. 419, p. 915-917, 2002.

NEU, V. **Influência da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes via solução do solo na Região de Manaus – AM**. 2005. 93 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

OLSON, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, Brooklyn, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.

OMETTO, J.P.; MARTINELLI, L.A.; CAMARGO, P.B. **Curso de aplicação de isotópica do carbono em estudos ambientais com ênfase na região Amazônica.** Manaus, 2003. 65 p.

OMETTO, J.P.H.B.; EHLERINGER, J.R.; DOMINGUES, T.F.; BERRY, J.A.; ISHIDA, F.Y.; MAZZI, E.; HIGUCHI, N.; FLANAGAN, L.B.; NARDOTO GB, MARTINELLI LA. The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon region, Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, p. 251–74, 2006.

PARTON, W.J.; SCHIMEL, D.S.; COLE, C.V.; OJIMA, D.S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 51, p. 1173-1179, 1987.

PAVINATO, P.S.; ROSOLEM, C.A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.911-920, 2008.

PEDRON, F.A.; DALMOLIN, R.S.D.; AZEVEDO, A.C. Utilização do sistema de avaliação do potencial de uso urbano das terras no diagnóstico ambiental do município de Santa Maria - RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 2, p. 468-477, 2006.

PESSENDA, L.C.R.; GOMES, B.M.; ARAVENA, R.; RIBEIRO, A.S.; BOULET, R.; GOUVEIA, S.M. The carbon isotope record in soils along a forest-cerrado ecosystem transect: implications for vegetation changes in the Rondonia state, southwestern Brazilian Amazon region. **Holocene**, Washington, v. 8, p. 599-603, 1998.

PESSENDA, L.C.R.; VALENCIA, E.P.E.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A.; TELES, E.C.C.; CERRI, C.C. Natural radiocarbon measurements in Brazilian soils developed on basic rocks. **Radiocarbon**, New Haven, v. 38, p. 203-208, 1996.

PHILLIPS, O.L.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W.F.; NUNEZ, P.V.; VASQUEZ, R.M.; LAURANCE, S.G.; FERREIRA, L.V.; STERN, M.; BROWN, S.; GRACE, J. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science**, Washington, v. 282, p. 439-442, 1998.

PICCOLO, M. de C. **Dinâmica do nitrogênio incorporada na forma orgânica em solos de várzea e terra firme na Amazônia Central**. 1989. 172 f. Dissertação (Mestrado em Energia Nuclear na Agricultura) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1989.

PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C.; STEUDLER, P.A. N-15 natural abundance in forest and pasture soils of the Brazilian Amazon Basin. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 182, n. 2, p. 249-258, 1996.

PINTO, A.S.; BUSTAMANTE, M.M.C.; KISSELLE, K.; BROSSARD, M.; ZEPP, R.; BURKE, R. Effects of different treatments of pastures restoration on soil trace gas emissions in the Cerrados of central Brazil. **Earth Interactions**, Washington, v. 10, p. 1–26, 2006.

PINTO, C.B.; MARQUES, R. Aporte de nutrientes por frações da serapilheira em sucessão ecológica de um ecossistema da Floresta Atlântica. **Floresta**, Curitiba, v. 33, n. 3, p. 257-264, 2003.

PINTO, S.I. do C. **Florística, estrutura e ciclagem de nutrientes em dois trechos de floresta estacional semidecidual na reserva florestal Mata do Paraíso, Viçosa-MG**. 2005. 121 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

PINTO, S.I. do C.; MARTINS, S.V.; BARROS, N.F. de; DIAS, H.C.T. Ciclagem de nutrientes em dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual na reserva Florestal Mata do Paraíso em Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 653-663, 2009.

PIRES, L.A. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em uma formação de restinga na Ilha do Mel, Paranaguá, PR.** 2006. 187 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2006.

PIRES, L.A.; BRITEZ, R.M de; MARTEL, G.; PAGANO, S.N. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 173-184, 2006.

PONÇANO, W.L.; CARNEIRO, C.D.R.; BISTRICHI, C.A.; ALMEIDA, F.F.M.; PRADINI, F.L. **Mapa geomorfológico do estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 1981. v. 1.

PROCTOR, J.; ANDERSON, J.M.; FOGDEN, S.C.L.; VALLACK, H.W. Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak. II. Litterfall, litter standing crop and preliminary observations on herbivory. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 71, n. 1, p. 261-283, 1983.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1991. 240 p.

REBELO, C.F. **Ciclagem de nutrientes minerais em floresta pluvial tropical de encosta e em floresta sobre restinga na Ilha do Cardoso, Cananéia, São Paulo**: decomposição da serapilheira. 1994. 133 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

REICH, P.B.; OLEKSYN, J. Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. **Proceedings of the National Academy of Science of the USA**, Washington, v. 101, p. 11001–11006, 2004.

REIS-DUARTE, R.M. **Estrutura da Floresta de Restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP)**: Bases para promover o enriquecimento com espécies arbóreas nativas em solos alterados. 2004. 230 p. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2004.

REIS, M.G.F.; BARROS, N.F. Ciclagem de nutrientes em plantios de eucalipto. In: BARROS, N.F.; NOVAIS, R.F. (Ed.). **Relação solo-eucalipto.** Viçosa: Ed. Folha de Viçosa, 1990. p. 265-302.

RESENDE, M.; LANI, J.L.; REZENDE, S.B. Pedossistemas da Mata Atlântica: considerações pertinentes sobre a sustentabilidade. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 3, p. 261-269, 2002.

RESENDE, M.; CURI, N.; SANTANA, D.P. **Pedologia e fertilidade do solo**: Interações e aplicações. Brasília: MEC/ ESAL/POTAFOS, 1988. 81 p.

RESENDE, M.; REZENDE, S. B. Levantamentos de solos: uma estratificação de ambientes. **Informe Agropecuário**, Piracicaba, v. 9, n. 105, p. 3-25, 1983.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M., The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Barking, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, T.E. Solos da Amazônia. In: ALVAREZ, V.H.; FONTES, L.E.F.; FONTES M.P.F. (Ed.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa: SBCS, 1996. p. 19-60.

ROSSI, M.; QUEIROZ NETO, J.P. Os solos como indicadores das relações entre sedimentos continentais e marinhos na planície costeira: Rio Guaratuba (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.25, p.113-120, 2001.

SÁNCHEZ, P.A.; BANDY, D.E.; VILLACHICA, J.H.; NICHOLAIDES, J.J. Amazon basin soils: Management for continuous crop production. **Science**, Washington, v. 216, p. 821-827, 1982.

SATO, C.A. **Caracterização da fertilidade do solo e da composição mineral de espécies arbóreas de restinga do litoral paulista**. 2007. 94 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2007.

SCHAWE, M.; GLATZEL, S.; GEROLD, G. Soil development along an altitudinal transect in a Bolivian tropical montane rainforest: Podzolization vs. Hidromorphy. **Catena**, Amsterdam, v. 69, p. 83-90, 2007.

SCHIMEL, D.S. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. **Global Change Biology**, Oxford, v. 1, n. 1, p. 77-91, 1995.

SCHLESINGER, W.H. Carbon balance in terrestrial detritus. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 8, p. 51-81, 1977.

SCHMIDT, S.; STEWART, G.R. $\delta^{15}N$ values of tropical savanna and monsoon forest species reflect root specialisations and soil nitrogen status. **Oecologia**, Berlin, v. 134, p. 569-577, 2003.

SCHUMACHER, B.A.; SHINES, K.C.; BURTON, J.V.; PAPP, M.L. Comparison of three methods for soil homogenization. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 54, n. 4, p. 1187-1190, 1990.

SEASTEDT, T.R. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. **Annual Review of Entomology**, Palo alto, v. 29, p. 25-46, 1984.

SETZER, J. **Atlas climatológico do estado de São Paulo**. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Paraguai; CESP, 1966.

SILVA, R.C.; PEREIRA, J.M.; ARAÚJO, Q.R.; PIRES, A.J.V.; DEL REI, A.J. Alterações nas propriedades químicas e físicas de um Chernossolo com diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.101-107, 2007.

SILVA, S.M.; BRITEZ, R.M. A vegetação da planície costeira. In: MARQUES, M.C.M.; BRITEZ, R.M. (Org.). **História natural e conservação da Ilha do Mel**. Curitiba: Editora da Universidade Federal do Paraná, 2005. p. 49-84.

SILVEIRA, N.D.; PEREIRA, M.G.; POLIDORO, J.C.; TAVARES, S.R.L.; MELLO, R.B. Aporte de nutrientes e biomassa via serapilheira em sistemas agroflorestais em Paraty (RJ). **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 2, p. 129-136, 2007.

SILVER, W.L.; NEFF, J.; MCGRODDY, M.; VELDKAMP, E.; KELLER, M.; COSME, R. Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem. **Ecosystems**, New York, v. 3, n. 2, p. 193-209, 2000.

SILVER, W.L.; MIYA, R.K. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. **Oecologia**, Berlin, v. 129, p. 407-419, 2001.

SIMAS, F.N.B.; SCHAEFER, C.E.G.R.; FERNANDES FILHO, E.I.; CHAGAS, A.C.; BRANDÃO, P.C. Chemistry, mineralogy and micropedology of highland soils on crystalline rocks of the Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 125, p. 187-201, 2005.

SIQUEIRA, J.O.; CARNEIRO, M.A.C.; CURI, N.C.; ROSADO, S.C.S.; DAVIDE, A.C. Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native woody species as related to successional groups in Southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 107, p. 241-252, 1998.

SIQUEIRA NETO, M. **Estoques de carbono e nitrogênio do solo e emissões de gases de efeito estufa no sistema plantio direto em Tibagi (PR)**. 2003. 85 p. Dissertação (Mestre em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SMA – SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Atlas das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo**. Parte 1. Litoral. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; CESP, 1996.

SMITH, B.N.; EPSTEIN, S. 2 Categories of C-13/C-12 ratios for higher plants. **Plant Physiology**, Rockville, v. 47, n. 3, p. 380-384, 1971.

SOETHE, N.; LEHMANN, J.; ENGELS, C. Nutrient availability at different altitudes in a tropical montane forest in Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 24, p. 397-406, 2008.

SOLLINS, P. Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter? **Ecology**, Brooklyn, v. 79, n. 1, p. 23-30, 1998.

USDA. United States Department of Agriculture. **Keys to soil taxonomy**. Washington, DC. 2006.

SOUZA NETO, E.R. de. **Perdas de nitrogênio pela emissão de óxido nitroso (N_2O) e sua relação com a decomposição da serapilheira e biomassa de raízes na floresta de Mata Atlântica**. 2008. 80 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

SUGUIO, K.; TESSLER, M.G. Planícies de Cordões Litorâneos Quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. In: RESTINGAS: ORIGEM, ESTRUTURA, PROCESSOS, 1984, Niterói. **Resumos...** Niterói, 1984. p. 15-26.

SUNDARAPANDIAN, S.M.; SWAMY, P.S. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 123, n. 2-3, p. 231-244, 1999.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Berkeley: University of California Press, 1979. p. 66-117.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TANNER, E.V.J. Litterfall in montane rain forests of Jamaica and its relation to climate. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 68, p. 833-848, 1980.

TANNER E.V.J.; VITOUSEK, P.M.; CUEVAS E. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. **Ecology**, Brooklyn, v. 79, p. 10-22, 1998.

TELLES, E.C.C. **Dinâmica de carbono no solo influenciada pela textura, drenagem, mineralogia e carvões em florestas primárias na região centro-oriental da Amazônia.** 2002. 114 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

TELLES, E.C.C.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A.; TRUMBORE, S.E.; COSTA, E.S.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N.; OLIVEIRA JUNIOR, R.C. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 17, n. 2, p. 9.1-9.12, 2003.

THURMAN, E.M. **Organic geochemistry of natural waters**. Dordrecht: Martinus Nijhoff, 1985. v. 2, 497 p.

TOLEDO, L.O.; PEREIRA, M.G.; MENEZES, C.E.G. Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em florestas secundárias localizadas na região de Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 2, p. 9-16, 2002.

TOLEDO, L.O.; PEREIRA, M.G. Dinâmica da deposição de serrapilheira: um estudo prolongado em florestas secundárias em área de mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 11, p. 39-46, 2004.

TOMÉ JÚNIOR, J.B. **Manual para interpretação de análise de solo**. Guaíba: Agropecuária, 1997. 247 p.

TRUMBORE, S.E.; DAVIDSON, E.A.; CAMARGO, P.B.; NEPSTAD, D.C.; MARTINELLI, L.A. Below-ground cycling of carbon in forests and pastures of eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 9, p. 515-528, 1995.

VARJABEDIAN, R.; PAGANO, S.N. Produção e decomposição de folhedo em um trecho de Mata Atlântica de encosta no Município do Guarujá, SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 1, n. 2, p. 243-256, 1989. Suplemento.

VALLADARES, G.S.; GOMES, E.G.; MELLO, J.C.C.B.S. de; PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C. dos A.; EBELING, A.G.; BENITES, V. de M. Análise dos componentes principais e métodos multicritério ordinais no estudo de Organossolos e solos afins. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.32, p.285-296, 2008.

van BREEMEN, N.; BUURMAN, P. **Soil formation**. 2. ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002. 404 p.

VELDKAMP, E. Organic carbon turnover in three tropical soils under pasture after deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 175-180, 1994.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um Sistema Universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; AIDAR, M.; ARAÚJO, L.S.; BAKER, T.; BATISTA, J.L.F.; CAMPOS, M.C.; CAMARGO, P.B. de; CHAVE, J.; DELITTI, W.B.C.; HIGUCHI, N.; HONORIO, E.; JOLY, C.A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L.A.; MATTOS, E.A. de; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F.A.M. DOS; SHIMABUKURO, M.T.; SILVEIRA, M.; TRUMBORE, S.E. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 8, p. 21-29, 2008.

VIDAL, M.M.; PIVELLO, V.R.; MEIRELLES, S.T.; METZGER, J.P. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 521-532, 2007.

VILLELA, D.M.; NASCIMENTO, M.T.; ARAGÃO, L.E.O.C. de; GAMA, D.M. da. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, p. 506-516, 2006.

VITAL, A.R.T. **Caracterização hidrológica e ciclagem de nutrientes em fragmento de mata ciliar em Botucatu, SP**. 2002. 117 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, 2002.

VITOUSEK, P.M. Foliar and litter nutrients, nutrient resorption, and decomposition in Hawaiian Metrosideros polymorpha. **Ecosystems**, New York, v. 1, p. 401-407, 1998.

VITOUSEK, P.M. **Nutrient cycling and limitation**. Princeton: Princeton University Press, 2004.

VITOUSEK, P.M.; SANFORD, R.L. Nutrient cycling in most tropical forest. **Annual Review of Ecology Science**, Palo alto, v. 17, p. 137-167, 1986.

VITOUSEK, P. M.; WALKER, L. R.; WHITEAKER, L. D.; MATSON, P. A. Nutrient limitations to plant growth during primary succession in Hawaii Volcanoes National Park. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 23, p. 197–215, 1993.

VITOUSEK, P.M.; TURNER, D.R.; PARTON, W.J.; SANFORD, R.L. Litter decomposition on the Mauna Loa environmental matrix, Hawai´i: patterns, mechanisms and models. **Ecology,** Brooklyn, v. 75, n. 2, p. 418-429, 1994.

VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; MELFI, A.J. Humus e mineralogia dos horizontes superficiais de três solos de campos de altitude dos estados de Minas Gerais, Paraná e Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 8, p. 277-283, 1984.

VOGEL, H.L.M.; SCHUMACHER, M.V.; TRÜBY, P. Avaliação da devolução de serapilheira em uma floresta estacional decidual, em Itaara, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 3, p.187-196, 2007.

XULUC-TOLOSA, F.J.; VESTER, H.F.M.; RAMIREZ-MARCIAL, N.; CASTELLANOS-ALBORES, J.; LAWRENCE, D. Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 174, p. 401-412, 2003.

WERNECK, M.D.E.S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L.F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, p. 195-198, 2001.

WILCKE, W.; OELMANN, Y.; SCHMITT, A.; VALAREZO, C.; ZECH, W.; HOMEIER, J. Soil properties and tree growth along an altitudinal transect in Ecuadorian tropical montane forest. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science,** Weinheim, v. 171, p. 220-230, 2008.

ZAIA, F.C.; GAMA-RODRIGUES, A.C. Ciclagem e balanço de nutrientes em povoamentos de eucalipto na região norte fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 843-852, 2004.

ZELLER, B.; COLIN-BELGRAND, M.; DAMBRINE, E.; MARTIN, F.; BOTTNER, P. Decomposition of 15N-labelled beech litter and fate of nitrogen derived from litter in a beech forest. **Oecologia**, Berlin, v. 123, p. 550-559, 2000.

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**, Amsterdam, v. 127, p. 168-173, 2005.

APÊNDICES

APÊNDICE 1 – Descrição morfológica dos solos estudados

Perfil Parcela A – Mata de Restinga

DESCRIÇÃO GERAL

CLASSIFICAÇÃO: Neossolo Quartzarênico hidromórfico típico

LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO, ESTADO: Próximo à Parcela A do projeto "parcelas permanentes" do BIOTA/FAPESP. Perfil localizado entre a Parcela A e a estrada de terra que passa a, aproximadamente, 50 metros da parcela. Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba, SP.

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Descrito e coletado em trincheira de 1,35 metros, em uma área plana ao lado da Parcela A, a, aproximadamente 500 metros do mar, sob vegetação natural.

ALTITUDE: nível do mar.

LITOLOGIA E FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Sedimentos arenosos holocênicos.

PERÍODO: Holoceno.

MATERIAL ORIGINÁRIO: Sedimentos arenosos holocênicos.

PEDREGOSIDADE: Não pedregoso.

ROCHOSIDADE: Não rochoso.

RELEVO LOCAL: Plano.

RELEVO REGIONAL: Plano e ondulado com escarpas da Serra do Mar. Planaltos e serras do Atlântico – leste – sudeste.

EROSÃO: Não aparente.

DRENAGEM: Imperfeitamente drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA: Mata de Restinga.

USO ATUAL: Reserva de vegetação nativa

CLIMA: Af, da classificação de Koppen

DESCRITO E COLETADO POR: Susian Martins, Eduardo Miranda e Diego Almeida.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A1 0-5,2 cm; 5YR 2,5/1 (preto); arenosa; estrutura fraca, média e granular; friável; não plástico e não pegajoso; transição plana e abrupta.

A2 5,2-15 cm; 2,5YR 3/2 (vermelho-roxeado); arenosa; estrutura fraca, grande e blocos sub angulares; muito friável; não plástico e não pegajoso; transição plana e clara.

CA 15-24 cm; 10YR 4/6 (bruno-amarelado escuro); arenosa; estrutura fraca, grande e blocos sub angulares; muito friável; não plástico e não pegajoso; transição plana e gradual.

C1 24-53 cm; 10YR 6/8 (amarelo-brunado); arenosa; sem estrutura; muito friável; transição plana e difusa.

C2 53-84 cm; 2,5YR 6/6 (vermelho claro); arenosa; sem estrutura; muito friável; transição plana e difusa.

C3 84-135^{+} cm; 2,5YR 5/4 (bruno-avermelhado); arenosa; sem estrutura; mosqueado abundante, grande e distinto, 10YR 4/6 (bruno-amarelado escuro); muito friável.

RAÍZES: Abundantes, finas e grossas no A; poucas e finas no A2.

OBSERVAÇÃO: Fundo do perfil alagado C3.

Perfil Parcela B – Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas

DESCRIÇÃO GERAL

CLASSIFICAÇÃO: Cambissolo Háplico Tb distrófico típico

LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO, ESTADO: Próximo à Parcela B do projeto "parcelas permanentes" do BIOTA/FAPESP. Perfil localizado próximo à trilha que passa acima da Parcela B e ao lado da Parcela C, aproximadamente, 50 metros da parcela B. Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba, SP.

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Descrito e coletado em trincheira de 1,30 metros, em uma área suavemente ondulada ao lado da Parcela C, sob vegetação natural.

ALTITUDE: 50 metros.

LITOLOGIA E FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Sedimentos arenosos holocênicos.

PERÍODO: Holoceno.

MATERIAL ORIGINÁRIO: Sedimentos arenosos holocênicos.

PEDREGOSIDADE: Muito pedregoso.

ROCHOSIDADE: Muito rochoso.

RELEVO LOCAL: Suavemente ondulado.

RELEVO REGIONAL: Plano e ondulado com escarpas da Serra do Mar. Planaltos e serras do Atlântico – leste – sudeste.

EROSÃO: Não aparente.

DRENAGEM: Bem drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA: Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas.
USO ATUAL: Reserva de vegetação nativa.
CLIMA: Af, da classificação de Koppen.
DESCRITO E COLETADO POR: Susian Martins e Eduardo Miranda.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A 0-12 cm; 7,5YR 3/3 (bruno escuro); argilosa; estrutura moderada, média e blocos sub-angulares; friável; ligeiramente plástico; pegajoso; transição plana e clara.

BA 12-26 cm; 10YR 4/6 (bruno-amarelado escuro); argilosa; estrutura moderada, grande e blocos sub-angulares; friável; ligeiramente plástico; pegajoso; transição plana e gradual.

Bi1 26-54 cm; 7,5YR 5/8 (bruno forte); argilosa; estrutura moderada, grande e blocos sub-angulares; firme; plástico; pegajoso; transição ondulada e clara.

Bi2 54-84 cm; 7,5 YR 5/8 (bruno forte); argilosa; estrutura fraca, grande e blocos sub-angulares; friável; plástico; pegajoso; transição plana e difusa.

BC 84-130^{+} cm; 7,5YR 5/8 (bruno forte); franco-argilosa; estrutura moderada, grande e blocos sub-angulares; muito friável; ligeiramente plástico; pegajoso.

RAÍZES: Abundantes e finas no A.
MINERAIS PRIMÁRIOS: Freqüente, grande, duro, irregular, vermelho e branco e mistura das duas cores no Bi2. Freqüente, grande, duro, irregular, preto e branco e mistura das duas cores no BC.
OBSERVAÇÃO: Macro estrutura colunar e muito grande que se quebra em blocos sub angulares grandes no Bi1, Bi2 e BC.
Próximo ao perfil há locais muito rochosos e pedregosos.

Perfil Parcela E – Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas

DESCRIÇÃO GERAL

CLASSIFICAÇÃO: Cambissolo Háplico Tb distrófico típico
LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO, ESTADO: Próximo à Parcela E do projeto "parcelas permanentes" do BIOTA/FAPESP. Perfil localizado abaixo da trilha que passa no interior da Parcela E, entre as parcelas D e E, aproximadamente, 10 metros da parcela E. Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba, SP.

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Descrito e coletado em trincheira de 1,40 metros, em uma área ondulada entre as parcelas D e E, sob vegetação natural.
ALTITUDE: 70 metros.
LITOLOGIA E FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Sedimentos arenosos holocênicos.
PERÍODO: Holoceno.
MATERIAL ORIGINÁRIO: Sedimentos arenosos holocênicos.
PEDREGOSIDADE: Muito pedregoso.
ROCHOSIDADE: Muito rochoso.
RELEVO LOCAL: Ondulado.
RELEVO REGIONAL: Plano e ondulado com escarpas da Serra do Mar. Planaltos e serras do Atlântico – leste – sudeste.
EROSÃO: Não aparente.
DRENAGEM: Bem drenado.
VEGETAÇÃO PRIMÁRIA: Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas.
USO ATUAL: Reserva de vegetação nativa.
CLIMA: Af, da classificação de Koppen.
DESCRITO E COLETADO POR: Susian Martins e Eduardo Miranda.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A 0-15 cm; 10YR 3/4 (bruno-amarelado escuro); argilosa; estrutura moderada, grande e blocos sub-angulares; muito friável; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso; transição plana e gradual.

AB 15-32 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); argilosa; estrutura moderada, grande e blocos sub-angulares; friável; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso; transição plana e difusa.

Bi1 32-90 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); argilosa; estrutura moderada, grande e blocos sub-angulares; muito friável; plástico; pegajoso; transição plana e difusa.

Bi2 90-140^{+} cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); argilosa; estrutura moderada, grande e blocos sub-angulares; muito friável; plástico; pegajoso.

RAÍZES: Abundantes, grossas e finas no A; poucas, finas e grossas no AB; poucas e finas no Bi1.

MINERAIS PRIMÁRIOS: Pouco, grande, duro, irregular, preto e branco no AB. Muito freqüente, grande, duro, irregular, preto e branco no Bi1 e Bi2.

Perfil Parcela G – Floresta Ombrófila Densa Submontana

CLASSIFICAÇÃO: Cambissolo Háplico Tb distrófico típico

LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO, ESTADO: Próximo à Parcela G do projeto "parcelas permanentes" do BIOTA/FAPESP. Perfil localizado ao lado da Parcela G a, aproximadamente, 10 metros da mesma. Parque Estadual da Serra do Mar, Fazenda Capricórnio, Bairro Taquaral, Ubatuba, SP.

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Descrito e coletado em trincheira de 1,50 metros, em uma área suavemente ondulada ao lado da Parcela G, sob vegetação natural.

ALTITUDE: 200 metros.

LITOLOGIA E FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Rochas de embasamento ígneo-metamórfico.

PERÍODO: Pré-cambriano-mesozóico.

MATERIAL ORIGINÁRIO: Rochas de embasamento ígneo-metamórfico.

PEDREGOSIDADE: Muito pedregoso.

ROCHOSIDADE: Muito rochoso.

RELEVO LOCAL: Suavemente ondulado.

RELEVO REGIONAL: Plano e ondulado com escarpas da Serra do Mar. Planaltos e serras do Atlântico – leste – sudeste.

EROSÃO: Não aparente.

DRENAGEM: Bem drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA: Floresta Ombrófila Densa Submontana.

USO ATUAL: Reserva de vegetação nativa.

CLIMA: Af, da classificação de Koppen.

DESCRITO E COLETADO POR: Susian Martins.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A 0-10 cm; 10YR 3/6 (bruno-amarelado escuro); franco argilo arenosa; estrutura fraca, pequeno e blocos sub-angulares; muito friável; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso; transição plana e clara.

BA 10-17 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura fraca, pequena e blocos sub-angulares; muito friável; plástico; ligeiramente pegajoso; transição plana e gradual.

Bi1 17-55 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura fraca, médio e blocos sub-angulares; muito friável; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso; transição difusa e ondulada.

Bi2 55-74 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura moderada, médio e blocos sub-angulares; muito friável; plástico; ligeiramente pegajoso; transição difusa e plana.

BC 74-105 cm; 10YR 5/6 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura moderada, médio e blocos sub-angulares; muito friável; plástico; ligeiramente pegajoso; transição difusa e plana.

C 105-150^{+} cm; 2,5Y 6/3 (bruno-amarelado claro); franco argilo arenosa; estrutura moderada, médio e blocos sub-angulares; muito friável; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso.

RAÍZES: Abundantes, finas, médias e grossas no A e BA. Poucas e finas no Bi1. Poucas, médias e finas no Bi2.

MINERAIS PRIMÁRIOS: Muito pouco (menos de 5%), médio, duro, irregular, preto e branco e mistura das duas cores no Bi1. Freqüente (mais de 15%), grande, duro, irregular, preto e branco e mistura das duas cores no BC e C.

OBSERVAÇÃO: Próximo ao perfil há locais muito rochosos e pedregosos.

Perfil Parcela J – Floresta Ombrófila Densa Submontana

DESCRIÇÃO GERAL

CLASSIFICAÇÃO: Cambissolo Háplico Tb distrófico típico

LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO, ESTADO: Próximo à Parcela J do projeto "parcelas permanentes" do BIOTA/FAPESP. Perfil localizado próximo ao final da Parcela J e a trilha que corta a mesma a, aproximadamente, 50 metros da trilha. Parque Estadual da Serra do Mar, Fazenda Capricórnio, Bairro Taquaral, Ubatuba, SP.

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Descrito e coletado em trincheira de 1,55 metros, em uma área fortemente ondulada no final da Parcela J, sob vegetação natural.

ALTITUDE: 400m.

LITOLOGIA E FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Rochas de embasamento ígneo-metamórfico.
PERÍODO: Pré-cambriano-mesozóico.
MATERIAL ORIGINÁRIO: Rochas de embasamento ígneo-metamórfico.
PEDREGOSIDADE: Muito pedregoso.
ROCHOSIDADE: Muito rochoso.
RELEVO LOCAL: Fortemente ondulado.
RELEVO REGIONAL: Plano, ondulado e fortemente ondulado com escarpas da Serra do Mar. Planaltos e serras do Atlântico – leste – sudeste.
EROSÃO: Não aparente.
DRENAGEM: Bem drenado.
VEGETAÇÃO PRIMÁRIA: Floresta Ombrófila Densa Submontana.
USO ATUAL: Reserva de vegetação nativa.
CLIMA: Af, da classificação de Koppen.
DESCRITO E COLETADO POR: Susian Martins.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A1 0-9,0 cm; 10YR 4/4 (bruno-amarelado escuro); franco argilo arenosa; estrutura fraca, média e blocos sub angulares; muito friável; plástico e ligeiramente pegajoso; transição clara e plana.

BA 9-18 cm; 10YR 5/6 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura fraca, média e blocos sub angulares; muito friável; plástico e ligeiramente pegajoso; transição plana e gradual.

Bi1 18-47 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura fraca, média e blocos sub angulares; muito friável; plástico e pegajoso; transição plana e difusa.

Bi2 47-86 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura fraca, média e blocos sub angulares; friável; ligeiramente plástico e pegajoso; transição plana e difusa.

BC 86-130 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura fraca, média e blocos sub angulares; friável; ligeiramente plástico e pegajoso; transição plana e difusa.

C 130-155^{+} cm; 10YR 5/6 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura fraca, média e blocos sub angulares; friável; plástico e pegajoso.

RAÍZES: Poucas e finas no A e BA.

MINERAIS PRIMÁRIOS: Muito pouco (2%), grande, duro, irregular, preto e branco no BC.

Perfil Parcela K – Floresta Ombrófila Densa Montana

DESCRIÇÃO GERAL

CLASSIFICAÇÃO: Cambissolo Háplico Tb distrófico típico

LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO, ESTADO: Próximo à Parcela K do projeto "parcelas permanentes" do BIOTA/FAPESP Gradiente Altitudinal. Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, São Luís do Paraitinga, SP.

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Descrito e coletado em trincheira de 1,40 metros, em uma área fortemente ondulada próximo à parcela K, sob vegetação natural.

ALTITUDE: 1000 metros.

LITOLOGIA E FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Rochas de embasamento ígneo-metamórfico.

PERÍODO: Pré-cambriano-mesozóico.

MATERIAL ORIGINÁRIO: Rochas de embasamento ígneo-metamórfico.

PEDREGOSIDADE: Muito pedregoso.

ROCHOSIDADE: Muito rochoso.

RELEVO LOCAL: Fortemente ondulado.

RELEVO REGIONAL: Plano e ondulado com escarpas da Serra do Mar. Planaltos e serras do Atlântico – leste – sudeste.

EROSÃO: Não aparente.

DRENAGEM: Bem drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA: Floresta Ombrófila Densa Montana.

USO ATUAL: Reserva de vegetação nativa.

CLIMA: Af, da classificação de Koppen.

DESCRITO E COLETADO POR: Susian Martins.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A 0-5 cm; 7,5YR 3/3 (bruno escuro); argilo arenosa; estrutura fraca, pequeno e granular; macia; não plástico; ligeiramente pegajoso; transição ondulada e clara.

AB 5-25 cm; 7,5YR 3/3 (bruno escuro); argilo arenosa; estrutura fraca, pequena e granular; macia; não plástico; ligeiramente pegajoso; transição ondulada e gradual.

Bi1 25-44 cm; 10YR 3/6 (bruno-amarelado escuro); franco arenosa; estrutura moderada, médio e blocos sub-angulares; macia; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso; transição difusa e ondulada.

Bi2 44-80 cm; 10YR 3/6 (bruno-amarelado escuro); franco arenosa; estrutura moderada, médio e blocos sub-angulares; ligeiramente duro; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso; transição difusa e plana.

Bi3 80-107 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); franco arenosa; estrutura moderada, médio e blocos sub-angulares; ligeiramente duro; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso; transição difusa e plana.

Bi4 107-140^{+} cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); franco arenosa; estrutura moderada, médio e blocos sub-angulares; ligeiramente duro; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso.

RAÍZES: Abundantes, grossas e finas no A e AB; comum e finas no Bi1 e Bi2; poucas e finas no Bi3 e Bi4.

MINERAIS PRIMÁRIOS: Muito pouco (menos de 5%), médio, fraco, irregular, preto, vermelho e branco no Bi1, Bi2, Bi3 e Bi4.

OBSERVAÇÃO: Próximo ao perfil há locais muito rochosos e pedregosos.

Perfil Parcela N – Floresta Ombrófila Densa Montana

DESCRIÇÃO GERAL

CLASSIFICAÇÃO: Cambissolo Háplico Tb distrófico típico

LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO, ESTADO: Próximo à Parcela N do projeto "parcelas permanentes" do BIOTA/FAPESP Gradiente Altitudinal. Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Santa Virgínia, São Luís do Paraitinga, SP.

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Descrito e coletado em trincheira de 1,50 metros, em uma área ondulada próximo à parcela N, sob vegetação natural.

ALTITUDE: 900 metros.

LITOLOGIA E FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Rochas de embasamento ígneo-metamórfico.

PERÍODO: Pré-cambriano-mesozóico.

MATERIAL ORIGINÁRIO: Rochas de embasamento ígneo-metamórfico.

PEDREGOSIDADE: Muito pedregoso.

ROCHOSIDADE: Muito rochoso.

RELEVO LOCAL: Ondulado.

RELEVO REGIONAL: Plano e ondulado com escarpas da Serra do Mar. Planaltos e serras do Atlântico – leste – sudeste.

EROSÃO: Não aparente.

DRENAGEM: Bem drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA: Floresta Ombrófila Densa Montana.

USO ATUAL: Reserva de vegetação nativa.

CLIMA: Af, da classificação de Koppen.

DESCRITO E COLETADO POR: Susian Martins.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A 0-5 cm; 7,5YR 4/4 (bruno); franco argilo arenosa; estrutura fraca, pequeno e granular; solto; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso; transição ondulada e clara.

AB 5-15 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura fraca, média e blocos sub-angulares; macia; ligeiramente plástico; ligeiramente pegajoso; transição ondulada e gradual.

Bi1 15-37 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura fraca, médio e blocos sub-angulares; macio; plástico; pegajoso; transição difusa e plana.

Bi2 37-69 cm; 10YR 5/8 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura moderada, médio e blocos sub-angulares; macio; plástico; pegajoso; transição difusa e plana.

Bi3 69-116 cm; 10YR 5/6 (bruno-amarelado); franco argilo arenosa; estrutura moderada, médio e blocos sub-angulares; ligeiramente duro; plástico; ligeiramente pegajoso; transição difusa e ondulada.

BC 116-150^{+} cm; 7,5YR 5/6 (bruno escuro); franco argilo arenosa; estrutura moderada, médio e blocos sub-angulares; ligeiramente duro; plástico; pegajoso.

RAÍZES: Abundantes, médias e finas no A; comum, finas e médias no AB; comum, finas, médias e grossas no Bi1; poucas, finas e grossas no Bi2; poucas, finas e médias no Bi3 e BC.

MINERAIS PRIMÁRIOS: Muito pouco (menos de 5%), médio, fraco, distinto, vermelho e branco no Bi3 e BC.

OBSERVAÇÃO: Próximo ao perfil há locais muito rochosos e pedregosos.