

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Ciclagem do fósforo em Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos de Picinguaba
e Santa Virgínia - SP**

Denise Teresinha Gonçalves Bizuti

Dissertação apresentada para obtenção do título
de Mestre em Ciências. Área de concentração:
Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2011**

Denise Teresinha Gonçalves Bizuti
Engenheira Agrônoma

**Ciclagem do fósforo em Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos de Picinguaba e
Santa Virgínia - SP**

Orientadora:
Profa. Dra. **MARISA DE CÁSSIA PICCOLO**

Dissertação apresentada para obtenção do título
de Mestre em Ciências. Área de concentração:
Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2011**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Bizuti, Denise Teresinha Gonçalves

Ciclagem do fósforo em Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos de Picinguaba e Santa
Virgínia - SP / Denise Teresinha Gonçalves Bizuti. - - Piracicaba, 2011.

113 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de
Energia Nuclear na Agricultura, 2011.

1. Carbono 2. Ciclagem de nutrientes 3. Ecossistemas florestais 4. Fósforo 5. Mata
Atlântica 6. Nitrogênio 7. Serapilheira 8. Topossequências I. Título

CDD 634.94
B625c

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Ficha

Dedico

Ao Wagner

Ofereço

Aos meus pais

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e à espiritualidade ter podido estudar ecossistemas naturais, através da ferramenta fertilidade do solo.

Aos meus pais por me mostrarem que a vida é feita de escolhas e que a liberdade para se trilhar a profissão desejada não tem preço. Como aos meus irmãos e à Daniela.

Ao Wagner, pelo amor dedicado todos esses anos e apoio incondicional, por deixar a vida ainda mais colorida, caminhando entre seus sonhos e vice-versa.

À orientadora Marisa de Cássia Piccolo pela oportunidade, orientação e aprendizado.

Ao mestre e amigo, José Carlos Casagrande, responsável por apresentar o mundo da pesquisa na graduação e agora, durante o mestrado, de uma maneira tão mágica, e também pelas frases que nunca serão esquecidas...o conhecimento é fogo brando...o bom é inimigo do ótimo... seja patrocinador da sua própria ignorância....

À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, ao Programa de Pós Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada Esalq/CENA, ao laboratório de Fertilidade do Solo da Universidade Federal de São Carlos, como também à FAPESP e ao CNPq.

Ao amigo Marcio, pelo carinho e geniais conversas sobre vida, fertilidade e química do solo.

Aos professores Plínio Barbosa de Camargo, Luiz Antonio Martinelli e Takashi Muraoka.

Ao secretário Rosni (Esalq) e às secretárias Mara (Esalq), Vânia e Larissa (UFSCar), sempre com doçura.

À Claudinha, Elisa e Juliana pela amizade e correções de português e inglês, como também às bibliotecárias Sílvia e Eliana.

Ao imprescindível auxílio da professora Sônia Piedade e da doutoranda Simone quanto à estatística.

Ao pessoal do laboratório (UFSCar), Cidinha, Campanha, em especial ao João, pelo companheirismo, paciência e ótimas idéias na empreitada no fracionamento de P durante as análises.

Aos técnicos do laboratório de Ecologia Isotópica (CENA), Guilherme, Fabiana e Toninha.

À Susian pela paciência entre várias ligações e e-mails e aos estagiários Luis Otávio, Stefanie e Lucas.

À Mariane, Mônica (UFSCar) e à Sílvia (Esalq) por participarem intensamente desta etapa com tamanho carinho.

À República “As Patroa” pelo aconchego e risadas em 10 meses de hospedagem, como também à Dani e ao Rard. Às minhas queridas caronas para a UFSCar: Urubu, Atrasado e os professores Cláudio, Vico, Norberto, Caetano e Miguel.

Aos companheiros de pós graduação, Cynthia, Ângela, Felipe, Urso, Luciana e Robson.

A todos que me incentivaram.

O teu trabalho é o cântico
De tua própria vida.
Imprime nele onde estiveres
A nota azul de teu amor.
Estuda a Natureza:
Age o vento compondo melodias.
O rio mostra a força e convida ao serviço
Na cachoeira a estrondear.
Não busques a tarefa que te cabe
Com a tristeza do escravo.
O teu trabalho é a oficina
Em que podes forjar a tua própria luz.

Emmanuel

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	15
1.1 Hipótese de trabalho.....	16
1.2 Objetivos.....	16
1.2.1 Geral.....	16
1.2.2 Específicos.....	17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
2.1 Ciclagem de nutrientes em ecossistemas naturais.....	19
2.2 A serapilheira e a ciclagem de nutrientes.....	19
2.3 Dinâmica do fósforo no sistema solo-planta.....	23
2.3.1 Fósforo na planta.....	23
2.3.2 Comportamento do fósforo em ecossistemas naturais.....	23
2.3.3 Fósforo inorgânico no solo.....	26
2.3.4 Fósforo orgânico no solo.....	27
2.4 Modelos que explicam o comportamento do P no solo.....	29
2.5 Interações entre P, C e N.....	32
2.6 Métodos analíticos de quantificação do P.....	33
2.6.1 Método do fracionamento do fósforo (Hedley et al. 1982).....	33
2.6.1.1 Ecossistemas agroflorestais e o fracionamento do P.....	36
2.6.1.1.2 Adubação inorgânica de P.....	36
2.6.1.1.3 Adubação orgânica de.....	37
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	39
3.1 Áreas de Estudo.....	39
3.1.1 Núcleo Santa Virgínia.....	39
3.1.2 Área da pastagem.....	41
3.1.3 Núcleo Picinguaba.....	42
3.2 Alocação das parcelas nas áreas de estudo.....	43
3.3 Caracterização do solo.....	46
3.4 Coleta e preparo das amostras de serapilheira.....	50
3.4.1 Produção e estoque de serapilheira.....	50
3.5 Coleta e preparo das amostras de solo.....	51
3.5.1 Classificação dos solos.....	52
3.6 Análises Químicas.....	54
3.6.1 Teores e estoques de C e N totais da serapilheira e do solo.....	54
3.6.2 Teores e estoques de P total da serapilheira e do solo.....	54
3.6.3 Fracionamento do P no solo.....	54
3.6.4 Análise dos resultados.....	57
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	59
4.1 Produção e estoque de serapilheira.....	59
4.2 Teores e estoques de C, N e P totais na serapilheira.....	61
4.3 Atributos químicos e físicos do solo.....	63
4.4 Teores e estoques de C e N totais e P resina no solo.....	65
4.5 Fracionamento do P.....	72
4.5.1 Compartimento lábil e moderadamente lábil de P no solo.....	73

4.5.2 Compartimento pouco lábil de P no solo.....	84
4.6 Correlação entre as variáveis e as áreas avaliadas.....	87
5 CONCLUSÃO.....	93
REFÊRENCIAS.....	95
APÊNDICE.....	111

RESUMO

Ciclagem do fósforo em Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos de Picinguaba e Santa Virgínia – SP

Atualmente observa-se a necessidade de projetos direcionados à interação solo-planta em ecossistemas naturais, envolvendo a recuperação de áreas degradadas. Vários estudos têm demonstrado que a ciclagem de nutrientes, principalmente em solos de baixa fertilidade, é a responsável pela manutenção das florestas. Em especial, a ciclagem do fósforo requer maiores atenções pelo fato da baixa disponibilidade e da elevada capacidade de adsorção desse elemento em solos tropicais. Dessa forma, o fósforo orgânico assume considerável importância por reduzir os efeitos de adsorção, permanecendo na forma de compostos orgânicos no solo. O objetivo desse trabalho foi avaliar a ciclagem do fósforo ao longo da topossequência na Floresta Ombrófila Densa, na Restinga e na pastagem dos Núcleos de Picinguaba (Ubatuba-SP) e Santa Virgínia (São Luis do Paraitinga-SP), determinando quantitativamente os compartimentos inorgânicos e orgânicos nos quais o fósforo está retido. Na Floresta Ombrófila Densa foram avaliadas as áreas de Mata de Restinga (5 a 20m de altitude), de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (50 a 100m), de Floresta Ombrófila Densa Submontana (300 a 600m de altitude), de Floresta Ombrófila Densa Montana (ao redor de 1000m de altitude) e também uma área de pastagem (810m). Foram coletadas amostras de serapilheira de acordo com a variação sazonal (estações seca e úmida). Os estudos da fertilidade do solo foram realizados até 0,4m de profundidade (0-5, 5-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm no perfil do solo), para cada um das áreas estudadas. O fracionamento sequencial e estoques de fósforo foram realizados para cada camada. No solo e na serapilheira foram quantificados os teores e estoques de N e C para correlacioná-los com o P. As maiores produções de serapilheira foram verificadas nas fitofisionomias de menores altitudes. Quanto aos teores e estoques de C, N e P na serapilheira apenas os teores de N diferiram entre as áreas. Com relação às áreas estudadas, a Restinga apresentou maior eficiência na ciclagem de P, como também tendência a uma menor resiliência em relação às demais fitofisionomias. As áreas avaliadas apresentaram a mesma capacidade de fornecimento do compartimento de Po moderadamente lábil (Po NaOH), independente da altitude, da presença dos agentes fixadores e da idade geológica do solo. Através do fracionamento sequencial do P, verificou-se que a contribuição dos fósforos orgânicos (Po NaHCO₃ e Po NaOH) presentes no solo, em função dos compartimentos lábeis e moderadamente lábeis disponíveis à planta a curto e médio prazo, em geral, atingiu 50% para as camadas superficiais do solo.

Palavras-chave: Fracionamento do fósforo; Carbono; Nitrogênio; Ciclagem de nutrientes; Ecossistemas naturais

ABSTRACT

Phosphorus cycling in Dense Rain Forest of Picinguaba and Santa Virginia Study Centers – SP

Currently projects regarding soil-plant interaction in natural ecosystems that involve recovery of degraded areas are in high demand. Studies have shown that nutrient cycling, especially in low fertility soil, is responsible for forest maintenance. Phosphorus cycling demands higher attention because of its low availability and high adsorption capacity in tropical soil. Therefore, organic phosphorus is important for reducing the effect of such processes, maintaining itself in the form of organic compounds in soil. The aim of this study was to evaluate phosphorus cycling throughout altitudinal gradient of Rain Forest in the Picinguaba (Ubatuba-SP) and Santa Virginia (São Luis do Paraitinga) Study Centers, quantitatively determining organic and inorganic compartments in which phosphorus is retained. In the Rain Forest, areas of Restinga Forest (altitude of 5 to 20m), Lowland Forest (50 to 100m), Submontane Forest (300 to 600m), Montane Forest (around 1000m altitude) and also pasture areas (810m) were evaluated. Litterfall samples were collected according to seasonal variation (dry and wet seasons). Soil fertility studies were carried out up to 0.4m of depth, in layers of 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm, a total of five layers of soil for each ecosystem studied. For each layer, sequential fractionation of phosphorus was carried out. In soil and litterfall, chemical analysis of N and C contents to evaluate the relation of such compounds with P were also carried out. The highest productions of litterfall were found in lower altitude phytophisionomies. As for levels and storage of C, N and P of litterfall, only the levels of N differed among the areas. Related with the studied areas, Restinga presented higher efficiency in P cycling, as well as lower resilience regarding other phytophisionomies. The evaluated areas presented the same supplying capacity as the moderate labile Po compartment (Po NaOH), independent of altitude, fixating agents and of geological age of soil. Because of sequential fractionation of phosphorus, the contribution of organic phosphorous (Po NaHCO₃ and Po NaOH), present in the soil, achieved in general 50% of topsoil layers, because of labile and moderate labile compartments available to plants in a short and medium term.

Keywords: Fractionation of phosphorus; Carbon; Nitrogen; Nutrient cycling; Natural ecosystems

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A Mata Atlântica, uma das cinco regiões prioritárias no mundo para a conservação, perdeu ao menos 70% de sua cobertura vegetal. Este bioma representa um mosaico de ecossistemas (JOLY et al., 1999) e abriga um dos maiores graus de riqueza de espécies e taxas de endemismo do planeta (RIBEIRO et al., 2009). É dividida segundo sua variação topográfica em Floresta Ombrófila Densa: de Terras Baixas (5 a 50m de altitude), Submontana (50 a 500 m de altitude), Montana (500 a 1500 m) e Altitudinal (acima de 1500 m) (VELOSO; RANGEL; LIMA, 1991).

Dadas as diferenças altitudinais presentes na Mata Atlântica existem diferentes dinâmicas e comportamentos relacionados à química e à fertilidade do solo, à composição florística, ao acúmulo e à produção de serapilheira (esta influenciada pela pluviosidade e temperatura). A química e a fertilidade do solo estão correlacionadas ao intemperismo e, conseqüentemente, à idade da formação florestal. Dentre as fisionomias da Floresta Ombrófila Densa, a Montana (500 a 1500 m de altitude) corresponde à formação florestal mais antiga do Brasil, enquanto a das Terras Baixas (50 a 500 m de altitude) é considerada a mais recente (RIZZINI, 1997).

No mesmo sentido, ao longo do topossequência estão presentes diferentes tipos de solo com porcentagens variadas de areia, argila e óxidos de Fe e Al, os quais influenciam a retenção do fósforo. Solos que contêm altas concentrações de óxidos de Fe e Al e argila (caulinita), comumente encontrados em solos altamente intemperizados, tendem a adsorver maiores quantidades de P (HAVLIN et al., 2005). As maiores concentrações dos óxidos de Fe e Al e as porcentagens de argila foram encontradas na Floresta Ombrófila Densa em contrapartida, a Restinga (MARTINS, 2010).

Dessa maneira, a variação topográfica dentro de uma associação de solo, formando uma toposequência, pode representar um padrão espacial de distribuição de fósforo na paisagem, seja no perfil do solo ou entre as diferentes altitudes (ARAÚJO; SCHAEFERB; SAMPAIO, 2004). Conjuntamente, uma cronosequência de solos desenvolvidos em ambientes contrastantes auxilia no entendimento dos caminhos pedogenéticos do P no solo (WALKER; SYERS, 1976).

O tipo e a composição da vegetação, a porcentagem de cobertura vegetal, em ecossistemas naturais, afetam consideravelmente todas as frações do P, com impactos pronunciados nas frações lábil e moderadamente lábil do P (NEGASSA; LEINWEBER, 2009). Esse fato é

verificado principalmente em áreas degradadas onde a vegetação natural foi retirada (CUNHA et al., 2002). Por isso, a disponibilidade do P em ecossistemas naturais depende da ciclagem das formas orgânicas (NOVAIS; SMITH, 1999).

Nesse contexto, para o melhor entendimento da dinâmica do P no solo é necessária a interação de estudos ecológicos, os quais geralmente enfatizam o fluxo de P dentro de compartimentos orgânicos (flora, fauna, serapilheira, microrganismos e matéria orgânica do solo), e dos estudos em pedologia, cujas prioridades são as transformações do P inorgânico dentro do solo (SMECK, 1985). Através de estudos sobre os compartimentos solo-folha, é possível avaliar os processos de entrada dos elementos químicos e inferir o grau de conservação das florestas e da disponibilidade dos elementos químicos para os demais compartimentos do ecossistema (ARAÚJO, 2009).

Assim, a proposta do presente estudo foi abordar o comportamento do P no ecossistema Mata Atlântica, como também em uma pastagem e relacionar este nutriente aos aspectos geológicos, a outros elementos e a biomassa vegetal (serapilheira). Os resultados obtidos contribuirão além do melhor entendimento do P em ecossistemas naturais tropicais, ao direcionamento de novos enfoques para futuras pesquisas, inclusive visando à recuperação de áreas degradadas.

1.1 Hipótese de trabalho

A ciclagem do fósforo em ecossistemas naturais está associada, principalmente, à fase orgânica do solo, o fósforo orgânico, protegendo-o do dreno solo, mantendo-se disponível à vegetação.

1.2 Objetivos

1.2.1 Geral

Avaliar a ciclagem do fósforo ao longo da topossequência na Floresta Ombrófila Densa, na Restinga e na pastagem dos Núcleos de Picinguaba (Ubatuba - SP) e Santa Virgínia (São Luis do Paraitinga – SP).

1.2.2 Específicos

- Determinar o fósforo inorgânico e o fósforo orgânico nos diversos compartimentos do solo ao longo da topossequência através do fracionamento sequencial do fósforo.
- Determinar os teores e estoques de fósforo, carbono e nitrogênio no solo ao longo da topossequência.
- Determinar nas fitofisionomias os teores e estoques de fósforo, carbono e nitrogênio na serapilheira.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Ciclagem de nutrientes em ecossistemas naturais

O fato de as florestas, em geral, estarem situadas em solos pobres em nutrientes, torna sua manutenção dependente dos ciclos geoquímico, bioquímico e biogeoquímico (SELLE, 2007). A ciclagem de nutrientes, ou seja, o retorno de nutrientes por meio da queda de folhas e outras estruturas das árvores, caracteriza-se como a via mais importante do ciclo biogeoquímico nessas condições (REIS; BARROS, 1990). Dentro da restauração ecológica, a ciclagem biogeoquímica é considerada como uma função ecossistêmica (AMAZONAS, 2010).

As relações quantitativas de ciclagem de nutrientes minerais nos ecossistemas são objetos de numerosos estudos. As pesquisas na América Tropical e Subtropical sobre tal assunto são recentes e abordam aspectos parciais de comportamento nutricional de ecossistemas florestais (SWITZER; NELSON, 1972).

Em regiões tropicais a ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais, plantados ou naturais, tem sido amplamente estudada com o intuito de se obter, além do maior conhecimento da dinâmica dos nutrientes e do entendimento do funcionamento nesses ambientes, informações para o estabelecimento de práticas de manejo florestal a fim de recuperar áreas degradadas e de manter a produtividade de sítios degradados em recuperação (SOUZA; DAVIDE, 2001).

O acúmulo e distribuição de nutrientes nos diversos componentes da planta e no solo podem servir de indicadores de diferenças entre os ecossistemas, principalmente no que se refere à disponibilidade de nutrientes para as plantas (CUNHA; GAMA-RODRIGUES; COSTA, 2005). Cada ecossistema possui uma maneira particular de armazenar e de reciclar os nutrientes (POGGIANI; SCHUMACHER, 2000), sendo sua quantidade representada pelo somatório dos nutrientes contidos nos diferentes componentes da biomassa arbórea, vegetação do sub-bosque, serapilheira e solo (POGGIANI, 1992).

2.2 A serapilheira e a ciclagem de nutrientes

Entre o tipo de vegetação e as propriedades do solo sobre o qual essa vegetação está instalada, existe uma estreita relação (RESENDE; CURI; SANTANA, 1988). O solo e a planta

podem funcionar segundo o conceito “dreno ou fonte”, largamente utilizado na Fisiologia Vegetal. A planta, como dreno, tem o solo como sua fonte principal de nutrientes minerais. O solo poderá ser fonte de P quando ainda apresentar características nutricionais (reservas) favoráveis à planta, mesmo que insatisfatórias. Solo e planta, como drenos, podem competir entre si pelo fertilizante adicionado e, em muitos dos casos, o dreno-solo é maior que o dreno-planta. Com o intemperismo, os solos passam gradualmente de fonte para dreno de P. A qualidade particular da fração argila é definir o solo como fonte ou dreno desse nutriente (NOVAIS; SMYTH; FLANCER, 2007). No sítio formado pelo compartimento serapilheira-solo, ocorrem todas as etapas de decomposição da matéria orgânica e da ciclagem de nutrientes (CORREIA; ANDRADE, 2008).

Uma floresta tropical possui a capacidade de imobilização de P em sua biomassa de $54,5 \text{ kg ha}^{-1}$, de ciclagem pela serapilheira e transprecipitação de $17 \text{ kg ha ano}^{-1}$ e de fixação desse nutriente no solo de 4000 kg ha^{-1} (CLEVELARIO, 1996). Não deve haver, na verdade, equilíbrio entre a absorção de P pela planta, o P que é transferido nos diferentes compartimentos do sistema e a adsorção de P pelos componentes minerais do solo. A planta absorveria diretamente do que mineralizasse do substrato orgânico (serapilheira) ou da fase orgânica (P orgânico no solo) sem dar chances ao substrato mineral do solo de envolver-se no equilíbrio existente (NOVAIS; SMYTH, 1999). Portanto, nota-se a grande capacidade dos solos localizados em florestas tropicais de funcionar como dreno (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007).

Associada à ciclagem, a vegetação fornece nutrientes ao solo através da deposição de serapilheira (VOGT; GRIER; VOGT (1986). Em geral, as folhas são responsáveis por mais de 50% da serapilheira produzida em uma floresta. A biomassa das folhas de uma comunidade florestal está entre as mais importantes fontes de informação para se analisar a capacidade de produção da floresta (TADAKI, 1977). Dessa maneira, considerada como o mais importante fluxo desse ciclo, a serapilheira pode se acumular nos horizontes orgânicos ou incorporar-se ao solo mineral e ser reaproveitada pela vegetação (DELITTI, 1984; PRITTCHE, 1986; MELLO, 1995; SANTOS, 1989). A serapilheira é a principal via de transferência de carbono, nitrogênio, fósforo e cálcio (COLE; RAPP, 1980).

Em uma floresta semidecidual foram obtidos resultados referentes à ciclagem de nutrientes concluindo-se que a produção e decomposição da serapilheira, apesar da baixa fertilidade do solo da área, foi o processo que influenciou na sobrevivência da floresta através do

ciclo mineral (CHAGAS; REZENDE, 2006), sendo a ciclagem de nutrientes fechada: as entradas são maiores que as saídas (VITOUSEK; SANFORD, 1986). Entretanto, com o evoluir do conhecimento, notou-se que este paradigma somente é verdadeiro para o fósforo e para os cátions cálcio, magnésio, sódio e potássio. Quanto ao nitrogênio, comprovou-se que, pelo contrário, as florestas tropicais são sistemas geralmente ricos nesse nutriente e, portanto, têm um ciclo aberto, onde as perdas são elevadas (MARTINELLI et al., 1999).

Na serapilheira, a vegetação foi a principal responsável pela variabilidade horizontal, sendo a velocidade de decomposição o agente responsável pela heterogeneidade vertical (diferenciação em estruturas) (CORREIA; ANDRADE, 1999).

Além da variação na quantidade e qualidade de nutrientes fornecidos ao solo pela deposição da serapilheira, da disponibilidade de nutrientes no solo e das espécies que compõem a formação florestal, existem outros fatores como a latitude, a altitude, o clima e evapotranspiração que também interferem nesta dinâmica (CUEVAS; MEDINA, 1986). As taxas de decomposição da serapilheira e a liberação dos nutrientes em ecossistemas tropicais são consideradas altas, em consequência das elevadas taxas de precipitação e temperatura (ALVAREZ-SÁNCHEZ; ENRÍQUEZ, 1996).

Existem diferenças na produção de serapilheira sob uma floresta segundo as diversas altitudes, sendo que a maior produção encontra-se nas florestas de terras baixas. Consequentemente, maiores quantidades de nutrientes como, por exemplo, o N e o P. Contrariamente, devido à menor quantidade de serapilheira produzida e pela menor quantidade de luz recebida pelas plantas, as florestas de maiores altitudes apresentam menores quantidades de nutrientes (TANNER; VITOUSEK; CUEVAS, 1998).

Em um fragmento da Mata Atlântica (RJ), com o objetivo de estudar o estoque e o conteúdo de nutrientes da serapilheira em duas topossequências de solo (pouco e muito alteradas pela ação antrópica), os resultados obtidos demonstraram que os teores de nutrientes variaram amplamente entre as topossequências. A média do estoque total de serapilheira coletada não diferiu significativamente entre as topossequências. No caso do P bem como no de outros nutrientes, foi ressaltada a capacidade de realimentação do solo pelos nutrientes reciclados através da serapilheira. Nos primeiros dez centímetros do solo, a quantidade de P foi comparável à quantidade presente na serapilheira (BÓREM; RAMOS, 2002).

Através do estudo do aporte e da decomposição da serapilheira na Floresta Atlântica na Ilha da Marambaia (RJ) observou-se o comportamento diferenciado quanto à liberação de N, P e K. Com exceção do fósforo, os maiores valores de nutrientes, carbono e H+Al foram observados na camada superficial do solo. Para o P foi observada uma liberação irregular no decorrer do tempo, demonstrando a lenta disponibilidade desse nutriente (PEREIRA; MENEZES; SCHULTZ, 2008). O P, devido a sua baixa adição via serrapilheira (em torno de $11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), foi considerado como o mais limitante ao desenvolvimento vegetal (PAULA; PERREIRA; MENEZES, 2007).

Em uma área de Restinga (Alagoinhas – Bahia), estudando a espécie *Coccoloba ramosissima*, considerada como marcador fitogeográfico para esse ecossistema da costa litorânea brasileira, observou-se que entre os elementos N, P, K, Ca, Mg e S, o P foi o nutriente com maior eficiência de utilização, uma vez que os solos das restingas são deficientes em fósforo, levando as plantas a desenvolverem um incremento no mecanismo de reciclagem desse nutriente para diferentes espécies em ambientes variados (MARIANO et al.; 2007).

A transferência de nutrientes para solo (N, P, K, Ca e Mg) foi atribuída à tendência de deposição da serapilheira em uma floresta estacional semidecidual em zona ripária, na Fazenda Experimental Edgardia (UNESP, Botucatu - SP), principalmente o fósforo e potássio, cujas taxas de transferência apresentaram-se maiores no mês de outubro, com o início das primeiras chuvas (VITAL et al., 2004).

Estudo envolvendo a produção e aporte de serapilheira no solo em arboreto de Pau-Brasil foi realizado na Reserva Biológica de Mogi-Guaçu (SP) e demonstrou que o retorno anual dos nutrientes ao solo apresentou a seguinte ordem quantitativa: $N > K > Ca > Mg > S > P$ (GOMES et al., 2006).

A magnitude de transferência dos nutrientes na fração foliar seguiu a ordem de concentração: $P < K < Mg < Ca < N < C$, em estudos sobre o aporte de serapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na Reserva Biológica de Poço das Antas (RJ). Não houve diferenças significativas quanto às concentrações de entrada dos nutrientes entre as estações do ano nos estágios sucessionais estudados (BARBOSA; FARIA, 2006).

Na região de Botucatu (SP), foi avaliado o retorno dos nutrientes ao solo via serapilheira para quatro espécies leguminosas arbóreas: *Leucaena leucocephala*, *Acacia melanoxylon*,

Leucaena diversifolia, *Mimosa scarbrella*. Em geral, o retorno dos nutrientes ao solo seguiu a seguinte ordem: $N > Ca > K > Mg > P > S$ para as espécies estudadas (BERTALOT et al., 2004).

2.3 Dinâmica do fósforo no sistema solo-planta

2.3.1 Fósforo na planta

O fósforo é um elemento essencial para o metabolismo das plantas, estando presente nos ácidos nucleicos, nos fosfolipídios que compõem as membranas celulares, ATP e ADP moléculas e compostos intermediários dos processos de respiração e fotossíntese (TAIZ; ZEIGER, 1998). Entre os macronutrientes, o fósforo é aquele exigido em menor quantidade pelas plantas (RAIJ, 1991) e é considerado um dos nutrientes mais limitantes para a produtividade biológica em ambientes naturais (TURNER; FROSSARD; BALDWIN, 2003).

O conceito de nutriente limitante pode ser dividido em “proximate limiting nutrient”, no qual, adicionado ao ecossistema, estimula diretamente processos biológicos e compartimentos do ecossistema e o “ultimate limiting nutrient”, aquele capaz de transformar ecossistemas principalmente na estrutura ou composição de espécies bem como o aumento das taxas de processos biológicos (VITOUSEK et al., 2010). Assim, o entendimento do fluxo do P no solo, em relação à disponibilidade para a planta, tem importantes implicações para a produtividade e resiliência do ecossistema (FRIZANO, 1999).

O fósforo torna-se menos prontamente disponível na rizosfera dada à interação do nutriente com os componentes do solo, sua ocorrência em formas orgânicas e sua lenta taxa de difusão na solução do solo (ARAÚJO; MACHADO, 2006).

As concentrações de P inorgânico (P_i) nas células vegetais, são em média 100 vezes maiores quando comparadas às concentrações na solução do solo. Portanto, a eficiente absorção acontece em elevado gradiente de concentração (RAGHOTHAMA, 2000).

2.3.2 Comportamento do fósforo em ecossistemas naturais

As quantidades totais de fósforo num ecossistema, as quais determinam o tamanho do reservatório deste nutriente para as plantas (SILVEIRA; ARAÚJO; SAMPAIO, 2006), tendem a

ser relativamente constantes através do tempo, mas a quantidade de fósforo em diferentes compartimentos pode variar de um ano para outro (CORAZZA, 2002). Dessa maneira, pouco se conhece a respeito das diferentes frações do P e suas contribuições para a disponibilidade de P lábil às plantas em ecossistemas naturais.

Recentemente as vias, mecanismos e escala de tempo da limitação de P para a produtividade primária nos ecossistemas terrestres foram divididas em 6 classes: (1) esgotamento impulsionado pela lixiviação de P orgânico dissolvido e esgotamento dos minerais primários no solo (milhões de anos); (2) barreira do solo: camadas que impedem fisicamente o acesso das raízes ao P potencialmente disponível (centenas a dezenas de milhares de anos); (3) translocação: lenta liberação de formas minerais de P (décadas à séculos); (4) pouco P no material de origem: baixa entrada de P via intemperismo devido às baixas concentrações na rocha; (5) via compartimento: encaminhamento e acumulação de P disponível dentro dos compartimentos do ecossistemas; (6) por meio de ações antrópicas através do aumento do fornecimento de outros recursos, em especial do N, causando a limitação de P (VITOUSEK et al., 2010).

No solo, considerando aspectos agronômicos ou ambientais, o fósforo é constituído por compostos derivados do ácido ortofosfórico e com menor frequência, dos pirofosfatos. Durante o processo de intemperização o P é liberado das apatitas (minerais primários fosfatados comumente encontrados em rocha), transformado em minerais secundários e incorporado por processos biológicos em compostos orgânicos (SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008).

O P no solo pode ser categorizado em: P na forma iônica e em compostos na solução do solo; P adsorvido na superfície dos constituintes minerais do solo; minerais cristalinos e amorfos de P e P componente da matéria orgânica (BARBER, 1984).

A disponibilidade máxima de P no solo ocorre quando o pH apresenta-se próximo a 6,5. A elevação do pH conduz à precipitação do P, fosfato de cálcio de menor disponibilidade. Valores de pH muito inferiores favorecem a formação de óxidos de Fe e Al, também de baixa disponibilidade (MALAVOLTA, 1980). Nessas condições, abaixo de pH 6 a maior parte do P na solução apresenta-se como H_2PO_4 (P inorgânico).

Em relação à fertilidade do solo, independentemente da natureza química do ligante e da energia de ligação do fósforo com o solo, o P é classificado considerando-se a facilidade de reposição na solução do solo (GATIBONI et al., 2007). As plantas necessitam de suprimento contínuo de P presente na solução do solo, denominado “fator intensidade” (I), o qual depende da

reposição do P lábil, representado pelo “fator quantidade” (Q), ou a reserva de P no solo (GUNARY; SUTTON, 1967). O “fator capacidade” é definido pela razão entre a quantidade de P (Q) e o P em solução (I), sendo conhecido como “poder-tampão” de fosfato, que é uma medida da capacidade do solo de manter um nível determinado de P na solução (BECKETT; WHITE, 1964). Deste modo, a maior parte do P, em solos intemperizados, passa para a fase sólida onde fica em parte como fosfato lábil, passando gradativamente a fosfato não lábil. Caso haja uma diminuição do teor em solução, o P lábil pode se solubilizar novamente para a manutenção do equilíbrio (RAIJ, 1991).

O ciclo do P é controlado por processos físico-químicos como a adsorção e a dessorção que determinam, em longo prazo, a disponibilidade de P nos solos. Há também a contribuição de processos biológicos, como a imobilização do P inorgânico (Pi) e mineralização do P orgânico (Po), as quais podem disponibilizar o fósforo a curto prazo (CHEN et al., 2003; LÓPEZ MENDOZA; VAZQUEZ, 2006; MARTINAZZO et al., 2007; VARGAS, HUNGRIA, 1997).

A retenção do P no solo é influenciada também por fatores como mineralogia, matéria orgânica, ácidos orgânicos, textura, tamanho médio dos constituintes mineralógicos da fração argila do solo, entre outros (SOUZA; DAVIDE, 2001; SOUZA et al., 2007). A observação da sequência do perfil do solo em relação à areia, ao silte e à argila, viabiliza o padrão de mudança nas formas de P assemelhando-se à sequência do intemperismo no solo (WALKER; SYERS, 1976).

Estudos analisando a influência da toposequência nas formas e distribuição de P nos solos tropicais demonstraram que as diferenças na proporção e na concentração absoluta de diferentes frações de P foram mais evidentes quando o solo e a vegetação diferiram ao longo da toposequência (NEGASSA; LEINWEBER, 2009). A diminuição da disponibilidade do P e do N com o aumento da altitude na floresta tropical Montana no Equador foi condicionada às baixas taxas de mineralização dos nutrientes organicamente limitados (SOETHE; LEHMANN; ENGELS, 2008).

O solo apresenta 73 vezes mais capacidade de imobilizar P, em relação à floresta. O solo não é apenas um meio físico de sustentação da floresta, mas também é como um “buraco negro” para o fósforo que entrar em contato com a fase mineral. Presume-se que praticamente não deve haver contato do P ciclado com a fase mineral desses solos. A planta absorveria diretamente da

decomposição do substrato orgânico (serapilheira) ou da fase orgânica sem dar chances ao substrato mineral do solo de fixar o P nesse equilíbrio (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007).

Recentemente têm sido realizados vários estudos correlacionando o efeito da fertilização de P e a respostas das espécies florestais nativas, em função do grupo ecológico. Através de ensaio em vasos sob casa de vegetação (São Sebastião da Vitória – MG), avaliando a nutrição mineral com doses crescentes de P, observou-se que o grupo das espécies clímax foi menos sensível à fertilização fosfatada, em comparação ao grupo das espécies pioneiras, comportamento esse associado à menor taxa inicial de crescimento das espécies clímax (RESENDE et al., 2000). A espécie *Senna macranthera* (fedegoso) tem sido utilizada em programas de recuperação de áreas degradadas. Em estudo sobre a resposta de tal espécie em casa de vegetação (Viçosa – MG), o nutriente P obteve maior influência no crescimento e qualidade das mudas de fedegoso para a maioria das variáveis avaliadas entre os macronutrientes (CRUZ et al., 2011).

2.3.3 Fósforo inorgânico no solo

Os solos são em sua maioria pobres em fósforo disponível às plantas, especialmente os latossolos que apresentam elevados teores de óxidos de ferro e alumínio em sua constituição mineralógica. Estes componentes formam ligações covalentes, de elevada energia, com o fósforo presente no solo, portanto de alta estabilidade, resultando em compostos de solubilidades muito baixas. Como resultado dessas interações, o fósforo é considerado praticamente imóvel no perfil do solo, não estando sujeito à lixiviação. Os solos mais arenosos, com menores teores de óxidos de ferro e alumínio, têm essa tal imobilidade atenuada, tornando-se mais disponíveis (CASAGRANDE; SOARES, 2007).

Sobre essa retenção diferenciada do fósforo quando comparada à dos demais nutrientes, (BORLING, 2003) a adsorção por meio da troca da hidroxila (OH) pelo íon fosfato na superfície dos óxidos e hidróxidos de Fe e Al, ocorre em duas fases. A primeira rápida e ainda reversível, lábil, estando presente a ligação Al-O-P. Na segunda, existe uma dessorção bem menor por ser composta de uma ligação entre dois íons Al ou Fe com o P. Perante a literatura, não há consenso sobre qual dentre os óxidos apresenta maior capacidade de adsorção de fosfatos (DONAGEMMA et al., 2008). Devido a essa adsorção, as plantas não conseguem aproveitar mais que dez por cento do total de fósforo aplicado (MALAVOLTA, 1989).

Na maioria dos solos o conteúdo de P inorgânico (Pi) é de aproximadamente 50% do P total, variando de 10 a 96% do P total (BRITO, 1998). No mesmo sentido, estudos sobre a distribuição de fósforo em diferentes ordens de solo do semi-árido da Paraíba e de Pernambuco mostraram que o P residual, a fração menos lábil, correspondeu a proporções entre um terço e metade do P total da maior parte dos solos de todos os tipos, exceto nos Vertissolos e Neossolos (SILVEIRA et al., 2006).

Quando se instala uma pastagem em uma área, caso não seja manejada adequadamente, a fixação de P é favorecida e, com o tempo, geralmente ocorre sua degradação, resultando em menores produtividades da gramínea. Estudos relacionados à recuperação de pastagem degradada, em Rondônia, inferiram que a adubação fosfatada, associada à reforma da pastagem com re-semeadura, representou um incremento efetivo na produção da matéria seca de *Brachiaria brizantha* (NORONHA, 2005).

2.3.4 Fósforo orgânico no solo

A decomposição dos restos de tecidos vegetais e animais atua como ponto de partida para a formação do P orgânico (Po), podendo conter também o P inorgânico (MAGID; TIESSSEN; CONDRON, 1996). Como habitantes da rizosfera e do solo, os microrganismos se utilizam de mecanismos que interferem na estrutura química, bioquímica e na fisiologia do ambiente radicular, imprescindíveis no aumento da disponibilidade de P no solo. Convém ressaltar, a participação dos microrganismos nesses mecanismos através da extensão dos sistemas radiculares pelas associações com os fungos micorrízicos e a solubilização e mineralização microbiana do P por algumas bactérias e fungos (ARAÚJO; MACHADO, 2006).

Na maioria dos solos, cerca de 50% do P total, representa a forma de compostos orgânicos (ANDERSON, 1980). A utilização do P orgânico como fonte de P às plantas pode ser maximizada quando resíduos vegetais são lentamente decompostos, de forma a proporcionar sincronismo entre a disponibilidade de P e o crescimento da planta (MARTINAZZO et al., 2007).

Em condições tropicais úmidas, o P orgânico (Po) assume relevante importância evitando a imobilização de P disponível às plantas, por reduzir os efeitos do processo de adsorção de P inorgânico (Pi), pela fase mineral do solo. Nesse aspecto, o P biologicamente ativo, representado, em parte, pelo Po lábil, tem sua participação aumentada no compartimento de P total deste,

conforme o grau de intemperismo do solo (GUO et al., 2000). Assim, nesses solos, o ciclo biológico torna-se mais relevante que o ciclo geoquímico (CHEN et al., 2003) e a caracterização do Po tem importância fundamental na compreensão do ciclo do P, principalmente em solos de avançado estágio de intemperismo (ZAIA et al., 2008). Por isso, deve ser focado em estudos que priorizam a dinâmica e biodisponibilidade do P (RHEINHEIMER; ANGHINONI, 2003).

Vários estudos realizados em regiões tropicais mostraram que a faixa mais encontrada da relação entre C orgânico: P orgânico no solo varia entre 100 e 300, no entanto, valores maiores e menores também têm sido encontrados. O fósforo total pode variar de 61 a 1780 P mg kg⁻¹ TFSA, explicando a baixa disponibilidade de fosfato e não necessariamente baixa disponibilidade de fósforo total em solos intemperizados. Concentrações de fósforo total estão associadas principalmente com o material de origem, enquanto a disponibilidade de fosfato decresce durante a pedogênese. Baixas concentrações de fósforo total são usualmente reportadas na América do Sul ou em solos arenosos (NZIGUHEBA; BUNEMANN, 2003).

Desse modo, a matéria orgânica pode ser considerada uma fonte potencial de P às plantas através de processos biológicos em que microrganismos e raízes podem disponibilizar o P orgânico por meio da síntese e exsudação de fosfatases (ROSS et al., 1995). Os microrganismos também possuem a capacidade de imobilizar fosfato da solução do solo (MAGID; TIESSSEN; CONDRON, 1996).

Com o objetivo de estimar o conteúdo de P orgânico (Po) total e as frações lábeis de P no solo em dois locais: um povoamento de *Corymbia citriodora*, e em pastagens adjacentes à cobertura florestal, concluiu-se que solos sob as coberturas florestais apresentaram maior teor de Po total e Po lábil do que os solos sob pastagens (CUNHA et al., 2007). O Po (total e lábil) correlacionou-se positivamente com o C orgânico e o Po lábil com o P disponível. O Po lábil predominou amplamente sobre a fração inorgânica lábil, especialmente nos solos sob florestas. Admitiu-se que parte do P ciclado nas florestas permaneceu na forma de compostos orgânicos, protegidos da imobilização exercida pela fase mineral do solo (NOVAIS; SMYTH, 1999).

Em estudo sobre a dinâmica nutricional em uma floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira foi possível observar que, o pH ligeiramente ácido (6,0) e o elevado teor de Ca + Mg trocável favoreceram a decomposição relativamente rápida da matéria orgânica, assegurando um suprimento de fósforo adequado às exigências da vegetação (CUNHA et al., 1993).

Estudos sobre P nos solos de Rondônia, utilizando o fracionamento sequencial de Hedley, Stewart e Chaunchan (1982), demonstraram que as frações de P, sobretudo as inorgânicas, aumentaram inicialmente com a queima da biomassa em locais onde a floresta foi convertida em pastagens através da queima e, em seguida, decresceram após 2 meses da mudança no uso do solo (BRITO, 1998).

2.4 Modelos que explicam o comportamento do P no solo

A tentativa inicial de representar o P durante a pedogênese foi feita por Walker e Syers em 1976. Tal modelo foi consolidado após a observação de vários estudos envolvendo extração de P nos solos da Nova Zelândia com 3 idades geológicas (aproximadamente 23000 anos ou menos, 70000 anos e maior que 100000 anos) (Figura 1). As observações, em função da escala de tempo, demonstraram que há um esgotamento de P total e de P ligado a Ca (geralmente apatita) e um aumento do P ocluso (P presente dentro ou fortemente ligado ao minerais secundários) e do P ligado a componentes orgânicos recalcitrantes (Po). Essa alteração das frações do P ao longo do tempo seria caracterizada, em solos intemperizados, como um “estado terminal” de depleção e limitação biológica desse nutriente. O P não ocluso, originado do intemperismo declina, haja vista, a diminuição dos minerais primários de P em termos de tempo. Várias pesquisas têm sido feitas utilizando as categorias de P desse modelo com a substituição do método de extração do mesmo (JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003; VITOUSEK et al., 2010; WALKER; SYERS, 1976).

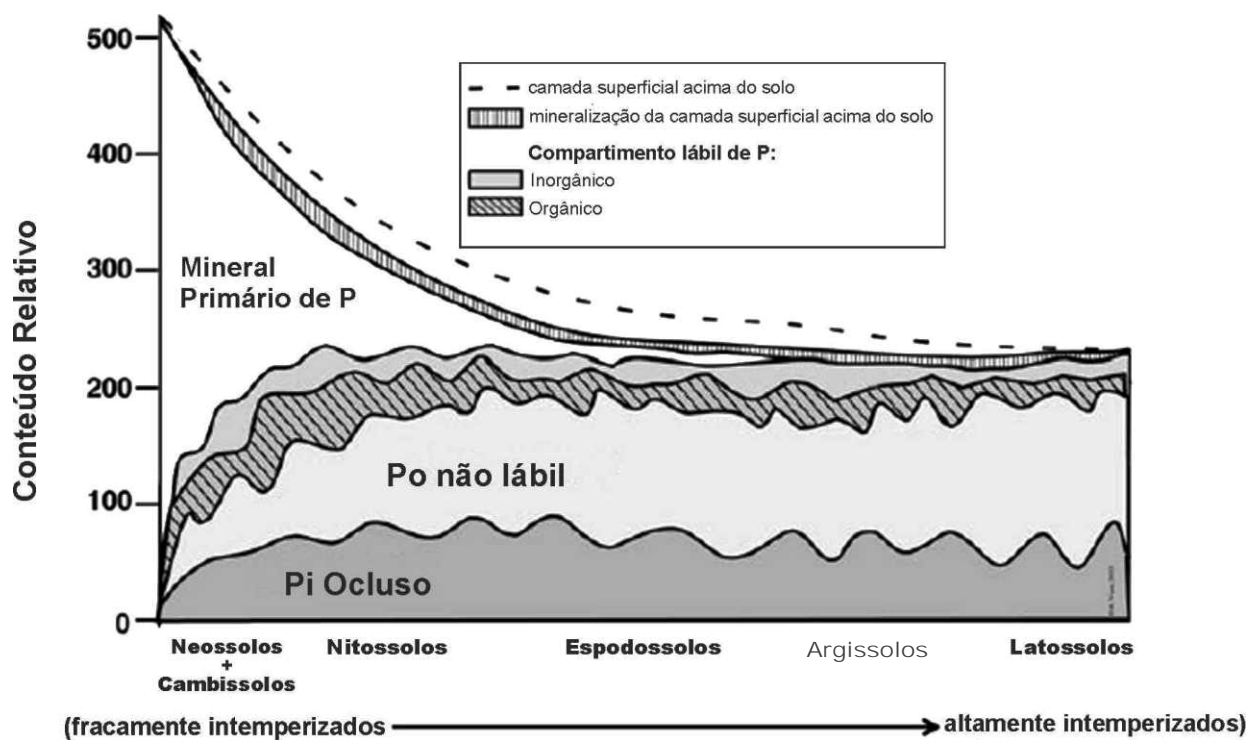
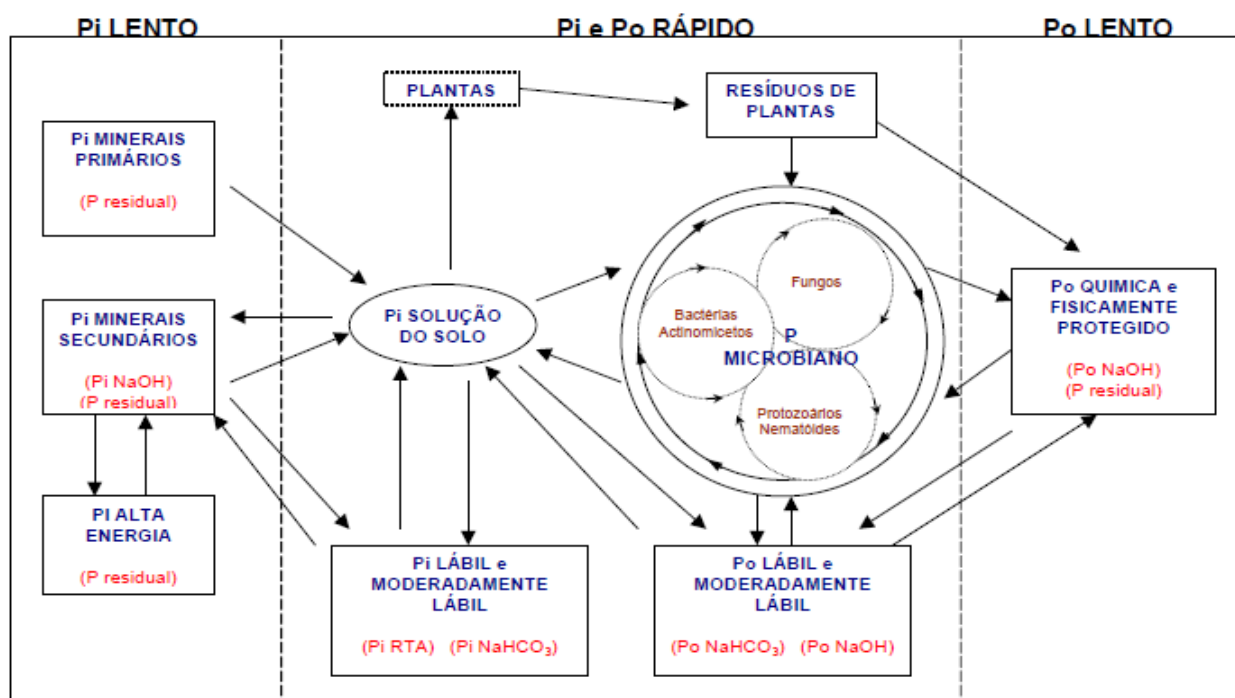


Figura 1 - Diagrama usando as frações de P no solo determinado por Hedley et al. (1982) abrangendo ordens de solo, estoques de P e liberação anual dos horizontes orgânicos (adaptado de JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003, modificado de WALKER; SYERS, 1976)

Em revisão do modelo de Walker e Syers (1976), foram feitas algumas considerações sobre as formas mais lábeis de P, isto é, mais disponíveis à vegetação da floresta: o método de extração usado por tais autores não faz distinção entre Po prontamente mineralizado e o não mineralizado; o P presente na superfície acima do solo (horizontes orgânicos) e as vias de absorção de P pela planta não foram prioridade para o primeiro modelo, em relação à idade do solo, nem como o estudo detalhado do tipo de vegetação e composição da comunidade em relação às frações de P no solo (JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003). Nessa revisão também foram feitas modificações no modelo anterior. A idéia foi reformular o modelo inicial e torná-lo uma construção semi-quantitativa das mudanças nas quantidades obtidas pelo fracionamento de Hedley et al. (1982) em florestas de diferentes ordens de solo. As modificações mais relevantes referem-se ao acréscimo, de escalas progressivas de intemperismo juntamente com ordens de solos, do reservatório de P na camada superficial acima do solo (o qual foi incluído o P extraído por meio da resina e HCO_3^- , os dois considerados Plábil) e o requerimento anual de

mineralização da superfície acima do solo (Figura 1). O acréscimo do P mineralizado da superfície acima do solo no reservatório lábil foi baseado em outro modelo elaborado por Tiessen, Stewart e Cole (1984). Este último modelo retrata os caminhos entre os compartimentos de P e estabelece os mesmos como lábeis a estáveis, de acordo com a velocidade que o ciclo do P através da solução do solo e dos compartimentos alcança as plantas e organismos do solo (Figura 2). Nesse caso, foram realizadas correlações entre os resultados do fracionamento do solo e os de carbono orgânico (Co), nitrogênio total (Nt), CEC, pH, saturação de base (V%), areia, silte, entre outros parâmetros (JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003; TIESSEN; STEWART; COLE, 1984). A inclusão do P mineralizado dos horizontes orgânicos no “chão da floresta” como lábil no modelo de Walker e Syers é justificada pela própria definição de P lábil, ou seja, o P que transita rapidamente entre as plantas e seus resíduos na solução e nos microrganismos do solo e também nos compartimentos que liberam com facilidade o nutriente dos constituintes orgânicos e inorgânicos. O reservatório lábil apresenta relevante importância devido sua disponibilidade às plantas a curto prazo (JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003).



Pi = P inorgânico, Po = P orgânico, RTA = resina trocadora de ânions

Figura 2 - O ciclo de fósforo: seus componentes e correspondência com as frações estimadas pelo fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982), adaptado de Stewart e Sharpley (1987) (GATIBONI, 2003)

2.5 Interações entre P, C e N

Na ciclagem de nutrientes e nas interações entre P, C e N, há diversas relações importantes. Uma delas corresponde à relação C/N, a qual se refere ao equilíbrio entre a mineralização-imobilização do N no solo (CANTARELLA, 2007). Outra relação importante correlaciona-se à disponibilidade de P no solo em função da presença de N (N/P). Materiais vegetais que apresentam rápida decomposição atuam diretamente como fonte de nutrientes e energia para a biota, enquanto materiais recalcitrantes permanecem sobre o solo conferindo-lhe proteção física (ARATO, 2006).

Os ciclos do P e do N nos solos interagem por meio da demanda biológica, sendo diferentes em suas origens e dinâmicas, podem ser ou tornar-se escassos, comparados aos dos demais elementos (VITOUSEK et al., 2010).

No solo, o nitrogênio e o fósforo se comportam de forma sinérgica, isto é, aplicados juntos ao solo propiciam um maior desenvolvimento vegetal do que quando aplicados separadamente (SHUMAN, 1994).

Essa interação também é presente quando há um suprimento deficiente de P na assimilação de N. Plantas que absorvem N na forma de NO_3^- podem ter essa absorção diminuída ou aumentada nas raízes, sendo o processo de translocação para o xilema comprometido (RUFTY; MACKOWN; ISRAEL, 1990).

Diversos pesquisadores têm avaliado a relação entre N/P na folha ou usado relações de eficiência na reabsorção dos nutrientes na tentativa de caracterizar a disponibilidade de nutrientes em floresta tropicais e temperadas (MARTÍNEZ-SANCHEZ 2005; MARTÍNEZ-SANCHEZ 2006; RICHARDSON; ALLEN; DOHERTY, 2008; SOETHE; LEHMANN; ENGELS 2008).

A capacidade de reabsorção do N e do P em folhas senescentes pode ser mensurada como completa, intermediária e incompleta, para o N corresponde a <0,7%, 0,7-1%, >1%, respectivamente e no caso do P, <0,04%, 0,04-0,05%, >0,05%, respectivamente (KILLINGBECK, 1996). Outra classificação realizada por Koeuselman e Meuleman (1996) sobre a relação N/P nos tecidos de plantas em ecossistemas terrestres estabeleceu que: $\text{N/P} < 14$ ocorre limitação de N; $14 < \text{N/P} < 16$ tem limitação tanto de N como de P e; $\text{N/P} > 16$ tem limitação de P.

Através de estudos realizados na Nova Zelândia em uma toposequência foi possível sustentar a hipótese de que os padrões globais de latitude da relação N/P, tanto em folhas frescas como em serapilheira, foram influenciados pelo P do solo. Para cada latitude existem variações locais, as quais influenciam as concentrações dos nutrientes na folhas e na serapilheira. Os diferentes padrões dessas relações em função da latitude foram atribuídos ao efeito direto da temperatura sobre as taxas de crescimento da planta, fisiologia da folha ou um decréscimo em P nos solos tropicais (RICHARDSON; ALLEN; DOHERTY, 2008).

2.6 Métodos analíticos de quantificação do P

O fósforo disponível no solo tem sido mensurado através de extratores químicos e métodos de íons disponíveis. São enumeradas mais de 15 metodologias que determinam P disponível no solo: ácido cítrico, Mehlich, Olsen, papel-aniônico, Morgan, CaCl_2 , resina, entre outros. Para um método ser considerado útil na avaliação da disponibilidade de fósforo, é necessária a correlação entre a resposta da planta à aplicação de fosfatos ou do fósforo presente no solo por meio de testes e calibrações em ensaio de campo. Em revisão, envolvendo mais de 40 trabalhos sobre a seleção de métodos de laboratório para a análise da disponibilidade de P em solos, é evidenciada a importância do método da resina em relação aos outros métodos (RAIJ, 1978).

A vantagem do método da resina é a extração do P disponível de maneira semelhante às raízes das plantas, independente do tipo de solo e de suas propriedades. Por não haver alteração da composição química do solo permite uma diagnose mais apurada do grau de deficiência de P nos solos (ABDU, 2006; NOVAIS; SMYTH, 1999; RAIJ et al., 1997).

2.6.1 Método do fracionamento do fósforo (Hedley et al. 1982)

Ecologistas e biogeoquímicos têm usado uma gama de técnicas de extração múltipla ou sequencial para avaliar o P no solo, bem como a disponibilidade de P lábil versus P não lábil e o equilíbrio entre o controle biológico e as transformações geoquímicas de P em diversas ordens de solos. Tais estudos baseiam-se na premissa de que não é possível extrair o P disponível à planta

em termos quantitativos e sim a partir da divisão de P em compartimentos bem definidos quimicamente (JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003).

Diferentemente dos experimentos de fertilização de P ligados à produção, as interpretações dos níveis de P extraídos de solos florestais são incertas pela falta de experimentos controlados operacionalmente para mensurar as propriedades do ecossistema que pode responder às mudanças na disponibilidade de P (JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003).

Além disso, não há limitações nítidas entre as formas de P no solo e conseqüentemente nem todas elas são passíveis de quantificação com a exatidão desejada. Isso é decorrente da distribuição do P em ampla faixa de forças de retenção, em diferentes grupos funcionais, resultantes do grau de intemperismo a que foi submetido o material que deu origem ao solo (SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008).

Inicialmente, em 1937, foi proposta a primeira forma de fracionamento para o P, utilizando-se uma extração com base, seguida de uma extração ácida (DEAN, 1937). Após 20 anos o método foi modificado introduzindo-se outros extratores, os quais identificam as frações de fósforo inorgânico ligadas ao alumínio, ferro e cálcio; entretanto o método permanece limitado pela não quantificação das frações orgânicas de P (CHANG; JACKSON, 1957). Em 1982 foi proposto o fracionamento sequencial, no qual se quantifica o P nos diferentes compartimentos do solo, além de quantificar o P orgânico lábil no solo (CAMARGO; GIANELLO; RHEINHEIMER, 2008; HEDLEY et al., 1982; TOKURA et al., 2002). O fracionamento de Hedley et al. (1982) pode ser caracterizado como uma técnica sequencial que utiliza extratores químicos em uma mesma amostra, obtendo progressivamente frações mais disponíveis (Pi resina e Po bicarbonato) até mais estáveis (Presidual).

Assim, considerada uma importante metodologia disponível que avalia a disponibilidade do Po (TIESEN; MOIR, 1993), o fracionamento sequencial do fósforo de Hedley et al. (1982) e suas modificações realizadas ao longo do tempo, têm sido usados em muitos países para estudar os efeitos do manejo e uso do P no solo e especialmente, em solos de clima tropical. Revisões bibliográficas em relação ao fracionamento de Hedley et al. (1982), apresentam informações importantes sobre a metodologia em solos sob clima tropical e temperado (CROSS, SCHLESINGER, 1995; JOHNSON, FRIZANO, VANN, 2003; NEGASSA, LEINWEBER, 2009). Segundo estudos utilizando tal metodologia, as formas orgânicas e inorgânicas podem atuar como fonte ou dreno na solução do solo em função das características mineralógicas,

condições ambientais, fertilização e manejo do solo (GATIBONI et al., 2007) existindo uma considerável distinção entre o reservatório de P orgânico e inorgânico lábil e não lábil (JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003).

Para a determinação do P disponível às plantas são utilizadas soluções extratoras com diferentes composições e capacidade de extração, as quais estimam a quantidade do elemento adsorvido com fraca energia aos colóides do solo e que potencialmente podem repor rapidamente a solução do solo quando da absorção pelas plantas (CAMARGO; GIANELLO; RHEINHEIMER, 2008).

De maneira geral, no fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982), assume-se que a resina trocadora de ânions extrai formas disponíveis de fósforo inorgânico. O NaHCO_3 extrai formas lábeis de fósforo inorgânico e orgânico. Ao NaOH é atribuído o poder de extrair o fósforo inorgânico quimiosorvido a óxidos de alumínio e de ferro, tornando-o moderadamente lábil. Também, com NaOH , é extraído o fósforo orgânico moderadamente lábil. A utilização de ultrasonificação em conjunto com o NaOH extrai o fósforo inorgânico e orgânico química e fisicamente protegidos nas superfícies internas dos microagregados. O tratamento do solo com HCl extrai fósforo inorgânico contido nos fosfatos de cálcio e fortemente adsorvido, e, finalmente, a digestão do solo com H_2SO_4 e H_2O_2 extrai o fósforo residual inorgânico + orgânico do solo, chamado também de fósforo recalcitrante (GATIBONI, 2003).

Estudos utilizando o fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982) elucidam os seguintes aspectos: em solos florestais preservados, altamente intemperizados em regiões tropicais, os valores de P lábil extraídos por esse método são muitas vezes maiores que os valores resultantes de uma extração em solução ácida comumente usada nas últimas duas décadas; o reservatório de P lábil extraído por esse fracionamento é maior que o requerimento anual de P tanto nas florestas tropicais como nas temperadas; a tendência a longo prazo do P não lábil na pedogênese é adequadamente representada pelo modelo de Walker e Syers, no entanto, o paradigma poderia ser melhor representado com o acréscimo progressivo das idades dos solos florestais, intensidade de intemperismo e variação nas ordens dos solos; o conteúdo da matéria orgânica é decisivo para a labilidade do P determinado por Hedley et al. (1982) em uma gama de solos florestais tropicais e temperados (JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003).

2.6.1.1 Ecossistemas agroflorestais e o fracionamento do P

Através da comparação entre ecossistemas naturais e agrícolas é possível, usando informações disponíveis na literatura relacionadas ao fracionamento sequencial de áreas agrícolas, entender a dinâmica das frações do P no solo. Em áreas nas quais a vegetação natural foi retirada e adicionada adubação fosfatada, seja inorgânica ou orgânica, as frações do P são alteradas nos diferentes compartimentos do P no solo. Na adubação inorgânica, há uma tendência das formas Pi serem favorecidas e o P associar-se às frações retidas com maior energia de ligação para depois ligar-se às de menor energia (consideradas mais disponíveis). Desta maneira, com a aplicação de fertilizantes inorgânicos, a maior parte do P é adsorvida em colóides minerais de cargas variáveis do solo, onde se tornam indisponível com o tempo. Portanto, a eficiência da adubação fosfatada nas regiões tropicais é muito baixa. A recuperação pelas culturas é de 5 a 20% do P aplicado em um ano agrícola. Se for mantido o ritmo atual de exploração de fertilizantes, as reservas de apatita utilizada para sua fabricação tendem a se esgotar entre 60 a 80 anos (ARAÚJO; MACHADO, 2006). Já na adubação orgânica, em função do material fertilizado, há um maior ou menor encaminhamento do P para as frações orgânicas, onde após mineralização, o P migra para formas inorgânicas (CERETA et al., 2010).

2.6.1.1.2 Adubação inorgânica de P

Em um Argissolo Vermelho na região do Cerrado sob diferentes modos de aplicação e cultivo de milho, a adição de fosfatos (surperfosfato triplo, termofosfato, fosfato reativo e fosfato natural) aumentou os teores de P no compartimento não lábil, seguido pelas frações pouco lábeis e lábeis e também alterou preferencialmente as frações inorgânicas de P (SANTOS et al., 2008).

As frações de fósforo inorgânico extraídas pelo NaHCO_3 e NaOH foram fontes potenciais de fósforo biodisponível, independentemente do tipo de solo, método de preparo e sucessão de cultura, em estudos num Latossolo Vermelho no Rio Grande do Sul (RHEINHEIMER; ANGHINONI; KAMINSKI, 2000).

Em experimento na região costeira de Pernambuco, avaliando formas preferenciais de acumulação de P em solos cultivados com cana-de-açúcar, foi observado que, após dezoito meses da aplicação de fertilizantes fosfatados no sulco de plantio, o fósforo foi preferencialmente recuperado em formas inorgânicas. Dezoito meses não foram considerados suficientes para

produzir mudanças consistentes nas quantidades de Po nos solos. O Po obtido com o NaOH, entre o Po extraível, foi o mais predominante, independente do solo ter sido fertilizado ou não. Os autores comentam que apesar dos poucos resultados encontrados nos solos tropicais, a fração de P extraída com NaOH melhor indica a dinâmica do P orgânico, do que a fração com NaHCO_3 (ARAÚJO; SALCEDO, 1997).

Dados observados em função da distribuição e disponibilidade do P durante 200 anos em solos com sucessivos usos agrícolas na Indonésia mostraram que, independente da fertilidade original do solo, não houve alteração significativa do P Total no solo, mas sim, da distribuição de P nos diversos compartimentos do solo. P inorgânico extraído com NaOH e Presidual, decresceram respectivamente, de 28% para 13% e de 30% para 10% do P Total. Enquanto, Po extraído com NaOH e Pi com HCl, aumentaram respectivamente de 13% para 26% e 15% para 40%. A disponibilidade do P no solo foi atribuída à estabilização das frações orgânicas de P, as quais se correlacionaram com as raízes finas em profundidades no perfil do solo sem a vegetação original estar presente. O aumento na disponibilidade e manutenção do P Total foi associado mais às raízes finas, do que ao uso do fogo nessas áreas (LAWRENCE; SCHLESINGER, 2001).

Como objetivo de estudar os efeitos do uso do solo sobre a distribuição das formas de P, em áreas de lavouras, pastagem e extração florestal, utilizou-se o fracionamento sequencial de P. Este método foi considerado eficiente em detectar a presença de resíduos de fertilizantes fosfatados nas frações com maior granulometria. Neste estudo, observou-se que em locais de reflorestamento o P lábil é mantido em níveis elevados no solo, provavelmente através da eficiente reciclagem da serapilheira (NEUFELDT et al., 2000).

2.6.1.1.3 Adubação orgânica de P

O uso de fertilizantes no solo aumenta os teores de múltiplas formas de P com diferentes energias de ligação com os colóides. Estudos avaliados em Santo Ângelo (RS) em relação à biodisponibilidade das formas de P acumuladas em um solo cultivado sob sistema de plantio direto com diferentes quantidades de P adicionados demonstraram a existência de um efeito cascata de reposição do P para sistemas com deficiência de P. Esse processo é iniciado pelo compartimento de labilidade intermediária e em seguida pelo de baixa labilidade, evidenciando que todas as formas de P possuem a capacidade de ser disponíveis às plantas (GATIBONI et al.,

2007). O compartimento de labilidade intermediária representa o P, o qual é moderadamente disponível à planta, enquanto o compartimento de baixa labilidade é pouco disponível à planta.

Em uma microbacia de Caetés (RJ) cultivada com pepino (*Cucumis sativus L.*) sob Argissolo, cujo horizonte Bt apresenta acúmulo de argila, foram avaliados os teores de P do solo sob diferentes sistemas de preparo do solo. Os teores de Plábil, Po e Pt foram maiores no tratamento referente ao cultivo mínimo em relação aos demais sistemas de manejos (NÚÑEZ; SOBRINHO; MAZUR, 2003).

Sistemas cultivados em solos arenosos sob agricultura orgânica no Ceará mostraram maior disponibilidade de P, principalmente para a maioria da fração lábil (P resina e P bicarbonato), do que a vegetação natural da mesma área tratada como referência. Esses resultados evidenciam a incorporação do P dentro do ciclo biológico. Assim, a fração de Po (soma de todas as frações de Po) poderia ser usada como um indicador da qualidade do solo (XAVIER et al., 2009).

Experimentos avaliando a mineralização do adubo verde e sua absorção por plantas de arroz em Latossolo-Amarelo no município de Piracicaba-SP, concluiu que o P proveniente do adubo verde favoreceu o aumento do compartimento lábil desse nutriente no solo. O P extraído com NaOH (P ligado a Fe e Al) apresentou maiores concentrações de P, enquanto de forma contrária, ocorreu com o P extraído por HCl (P ligado ao cálcio) (MARSOLA, 2008).

Estudos empregando o método do fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982) para o uso de dejetos líquidos de suínos, em uma área cultivada com pastagem natural (Paraíso do Sul – RS), demonstraram que formas orgânicas de P extraídas com NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ e NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ não foram modificadas pela adição desse material orgânico (GATIBONI, et al., 2008).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Áreas de Estudo

O Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) compreende desde a divisa do Estado de São Paulo com o Estado do Rio de Janeiro até Itariri, no sul do Estado, com aproximadamente 315 mil ha. O mesmo foi criado em 1977 e representa a maior porção contínua preservada de Mata Atlântica do Brasil. Dadas 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 ficaram limitadas aos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar (Figura 3).



Figura 3 – Ilustração do gradiente altitudinal entre o Núcleo Picinguaba (5m) e o Núcleo Santa Virgínia (1000m). Rodovias Oswaldo Cruz (SP-125) e Rio-Santos (BR-101) representadas pela linha azul

3.1.1 Núcleo Santa Virgínia

O Núcleo Santa Virgínia está localizado a 16 km de Ubatuba, a 40 km de São Luis do Paraitinga e a 78 km de Taubaté (OLIVEIRA, 2007). Situado nos municípios de São Luís do Paraitinga (70%), Cunha (20%) e Ubatuba (10%), possui aproximadamente 5.000 ha com altitude variando de 850 a 110m (Figura 4). A vegetação predominante é classificada como Floresta Ombrófila Densa (VELOSO; RANGEL; LIMA, 1991) (Figura 5). A Serra do Mar está localizada no Planalto de Paraitinga-Paraibuna e seu relevo apresenta fortes declividades (24° a 37°). O clima regional é tropical temperado, sem estação seca (SETZER, 1966). A precipitação média

anual é superior a 2.000 mm, assim também ocorre para todo o PESM (Figura 6). Mesmo nos meses mais secos, junho a agosto, a precipitação média mensal nunca é inferior a 60 mm. A temperatura mínima é de 10,6 °C e máxima de 26,1 °C. (MARTINS, 2010).



Figura 4 – Localização do Núcleo Santa Virgínia nos municípios de São Luis do Paraitinga, Cunha e Ubatuba (SP) (NÚCLEO SANTA VIRGÍNIA, 2010)

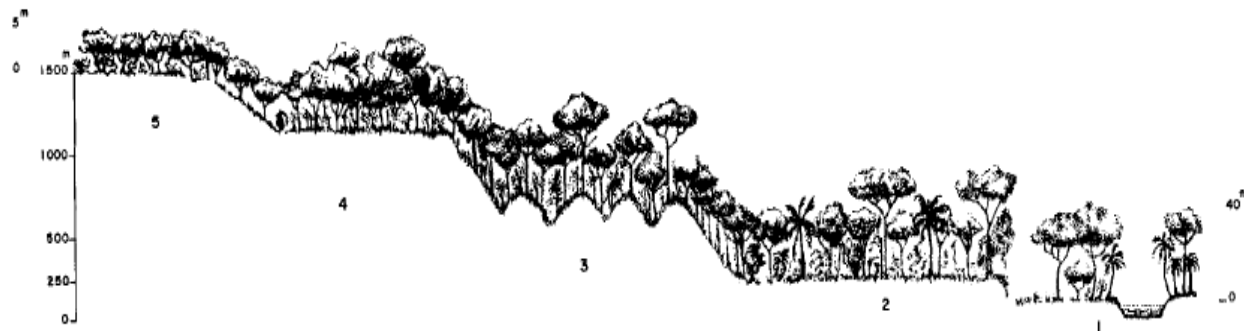


Figura 5 – Perfil esquemático da Floresta Ombrófila Densa. 1 - Floresta Ombrófila Densa Aluvial, 2 - Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, 3 - Floresta Ombrófila Densa Submontana, 4 - Floresta Ombrófila Densa Montana, 5 - Floresta Ombrófila Densa Alto Montana (VELOSO, RANGEL; LIMA, 1991)

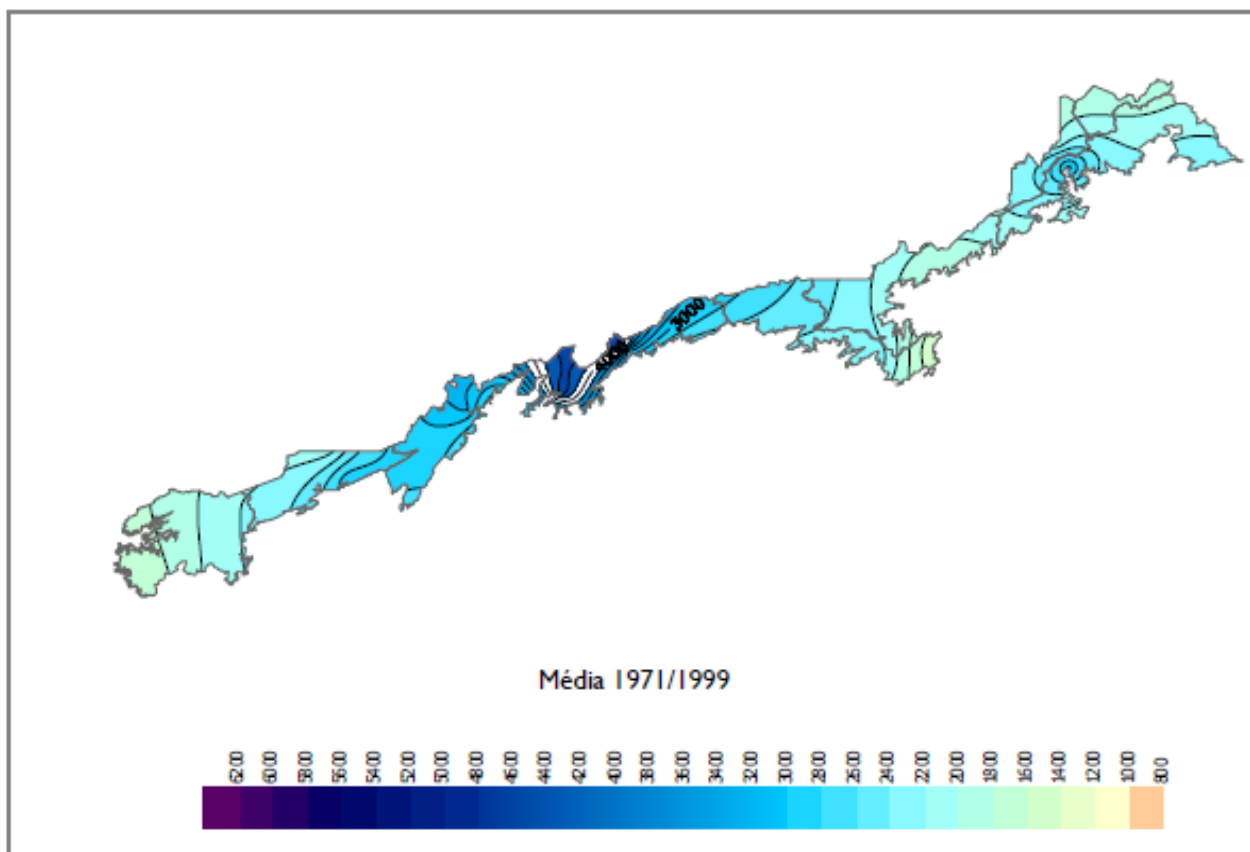


Figura 6 – Média da variação da pluviosidade anual (mm) entre 1971 a 1999 no Parque Estadual da Serra do Mar (MEIO FÍSICO, 2011)

3.1.2 Área da pastagem

A área de pastagem compreende uma região adjacente ao Parque Estadual da Serra do Mar, no Núcleo Santa Virgínia, no município de Natividade da Serra, no bairro Vargem Grande possuindo 4.700 ha e altitude média de 810m (SALEMI, 2009).

Em 1963, houve a conversão do uso do solo de floresta para o plantio de milho e outras culturas e cultivo de espécies frutíferas (laranja e limão). Durante esse período, não houve preparo do solo com máquinas e implementos sendo feitos apenas trabalhos manuais com a enxada. A conversão do uso solo ocorreu por meio do corte e queima da floresta. De 1968 aos dias atuais, o solo foi convertido para pastagem, havendo apenas poucas árvores frutíferas

remanescentes do antigo uso da terra. Há 41 anos essa área permanece sob o uso de pastagem com plantel variando de cerca de 10 a 15 cabeças de gado (2,5 a 3,7 cabeças por hectare). Nessa área, a espécie de gramínea dominante é a *Brachiaria decumbens* e entre as espécies invasoras (herbáceas e arbóreas) estão: *Pteridium aquilinum*, *Shinus terebinthifolia*, *Psidium guajava*, *Psidium cattleianum*, *Casearia sylvestris*, *Tibeuchina mutabilis*, entre outras (SALEMI, 2009).

3.1.3 Núcleo Picinguaba

O Núcleo Picinguaba é a única porção do Parque Estadual da Serra do Mar que atinge a orla marinha (SMA, 1996). Está localizado no município de Ubatuba e possui aproximadamente 47.500 ha (Figura 7). A Planície Costeira é o relevo predominante na região, com morros isolados e serras alongadas da Morraria Costeira, atingindo no seu limite interior as escarpas, festonadas ou espigões digitados, da Serrania Costeira (PONÇANO et al., 1981). Nesse Núcleo, as altitudes variam do nível do mar a 1.340 metros. O clima regional é tropical úmido, sem estação seca (SETZER, 1966), com uma precipitação média anual superior a 2.200 mm e temperatura mínima de 12,8 °C e máxima de 30,3 °C. Mesmo nos meses mais secos, junho a agosto, a precipitação média mensal nunca é inferior a 80 mm (MARTINS, 2010). Pela proximidade com o mar, apresenta um mosaico vegetacional: 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 e Floresta Ombrófila Densa Submontana (ASSIS, 1999).

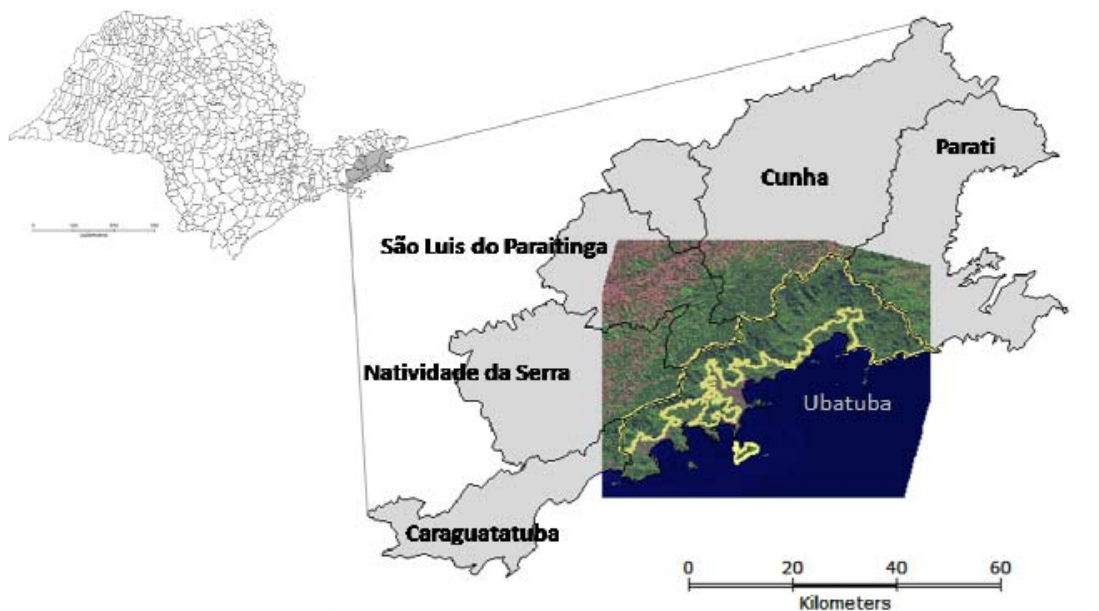


Figura 7 – Localização do Núcleo Pinguaba em Ubatuba (delimitado em linha amarela) (ARASATO, 2011)

3.2 Alocação das parcelas nas áreas de estudo

A fase inicial de seleção de áreas para implantação das parcelas amostrais teve início imediatamente após a submissão do Projeto Temático (nº 03/12595-7) à FAPESP, e foi financiada com recursos do FAEPEX/UNICAMP. A primeira etapa do trabalho foi de interpretação de imagens de satélite e ortofotos para escolha preliminar das áreas amostrais. Esta etapa, desenvolvida em colaboração com o grupo do Instituto Florestal, permitiu um estudo preliminar do conjunto de ortofotos para a seleção inicial de áreas de potencial interesse para implantação das parcelas correspondentes às quatro fitofisionomias.

Na latitude dessas quatro áreas de estudo, as parcelas para a condução do experimento, foram alocadas nas seguintes fitofisionomias e altitudes: Parcela A na Mata de Restinga (MR) da Praia da Fazenda em Ubatuba-SP com 5 a 20 m de altitude, Parcelas B e E na Floresta Ombrófila Densa de Terra Baixa (FODTB) na Casa da Farinha em Ubatuba-SP com 50 a 100 m de altitude, Parcelas G e J na Floresta Ombrófila Densa Submontana (FODS) na Fazenda Capricórnio em Ubatuba-SP com 300 a 600 m de altitude e Parcelas K e N na Floresta Ombrófila Densa Montana

(FODM) no Núcleo Santa Virgínia em São Luis do Paraitinga-SP com, aproximadamente, 1.000 m de altitude (Figura 8). Adicionalmente às áreas utilizadas no projeto temático: **Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar (nº 03/12595-7)**, neste estudo, foi incluída a área de pastagem (PA) (810m de altitude).



Figura 8 – Visão tridimensional da distribuição das parcelas nos Núcleos de Picinguaba (Ubatuba) e Santa Virgínia (São Luís do Paraitinga) (adaptado de MARTINS, 2010)

No trecho amostral selecionado em cada área foram alocadas parcelas de 100 x 100 m, totalizando 1 ha, subdivididas em sub-parcelas contíguas de 10 x 10 m (100 m²), 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. A alocação da parcela maior e das sub-parcelas em cada área foi feita por equipe especializada de topografia, usando teodolito de precisão. 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.

O fato da floresta que ocorre sobre os solos arenosos da Restinga ser muito distinta da floresta que ocorre no sopé da serra e na encosta no litoral norte de São Paulo, levou à adoção do Sistema de Classificação segundo Veloso, Rangel e Lima (1991), com algumas alterações (MARTINS, 2010).

Mata de Restinga (MR) – uma variação da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas de Veloso, Rangel 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 matações 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 auxiliar a leitura deste projeto, foram adotadas as seguintes denominações:

- 5m: Mata de Restinga – MR (parcela A);
- 100m: Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas – FODTB (parcelas B e E);
- 400m: Floresta Ombrófila Densa Submontana – FODS (parcelas G e J);
- 810m: pastagem – PA (parcela P);
- 1000m: Floresta Ombrófila Densa – FODM (parcelas K e N).

Vale ressaltar que a conotação ao longo do gradiente altitudinal, a priori, não inclui a Restinga, pois esta área não é caracterizada como Floresta Ombrófila Densa e, além disso, apresenta diferentes materiais de origem geológica, praticamente sem a presença de agentes fixadores de P. Quanto à inclusão da pastagem no projeto, entende-se como um cenário oposto das áreas compreendidas com vegetação. Assim, a mesma desempenha importante função no entendimento da dinâmica dos compartimentos de P no solo.

No trabalho em questão, as fitofisionomias apresentam uma combinação peculiar na paisagem, uma cronossenquência de solos em uma topossequência.

Em relação às determinações dos teores e estoque de C e N, análises químicas e físicas no solo e de C, N, P, produção e estoque na serapilheira, estas foram realizadas por Martins (2010), sendo utilizados dados do projeto temático do programa BIOTA/FAPESP: Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar (nº 03/12595-7) e projetos de auxílio: Ciclagem de carbono, nitrogênio e nutrientes no solo em Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual da Serra do Mar, no Estado de São Paulo (nº 07/52482-8) e Ciclagem de carbono, nitrogênio e enxofre na serapilheira em Floresta Ombrófila Densa sob diferentes altitudes no Parque Estadual da Serra do Mar, no Estado de São Paulo (nº 2008/57174-2).

3.3 Caracterização do solo

As análises complementares de física e fertilidade do solo (MARTINS, 2010) auxiliaram nas correlações com os dados de fracionamento do P do solo e contribuíram para o melhor entendimento da dinâmica deste elemento.

A granulometria foi avaliada após dispersão química, empregando-se o método do densímetro (EMBRAPA, 1997). A densidade do solo foi quantificada em amostra indeformada, coletada através de anel de aço inox com diâmetro e altitude de 5 cm, nas respectivas profundidades avaliadas (Tabela 1).

As análises de fertilidade do solo incluíram: pH em CaCl_2 0,01 mol L⁻¹; 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) e através da turbidimetria (BaCl_2 em pó) (CAMARGO et al., 1986). A partir das análises anteriores foram calculadas: Soma de bases (SB); Capacidade de troca de cátions (CTC); Saturação por bases (V%); Saturação por alumínio (m%) (Tabela 2).

Tabela 1 – Caracterização física dos solos estudados. Os valores representam a média (n=5) ± desvio padrão. Letras iguais maiúsculas em coluna não diferem entre si (Tukey 5%)

Prof. cm	densidade g cm⁻³	Areia	Silte %	Argila
Restinga (5 m)				
0-5	1,0 ± 0,0 B	88,0 ± 2,9 A	6,4 ± 2,2 A	5,6 ± 0,9 A
5-10	1,1 ± 0,0	88,0 ± 2,9	6,8 ± 2,3	5,2 ± 1,1
10-20	1,4 ± 0,0	92,8 ± 3,1	3,2 ± 1,8	4,0 ± 1,4
20-30	1,3 ± 0,0	95,2 ± 1,8	1,6 ± 0,9	3,2 ± 1,1
30-40	1,3 ± 0,0	97,2 ± 1,1	0,4 ± 0,9	2,4 ± 0,9
média	1,2 ± 0,1 B	92,2 ± 4,1 A	3,7 ± 2,8 D	4,1 ± 1,3 C
Terras Baixas (100 m)				
0-5	1,0 ± 0,1 B	55,6 ± 15,6 A	10,0 ± 5,8 A	34,2 ± 10,5 A
5-10	1,1 ± 0,1	55,4 ± 9,2	8,4 ± 2,3	36,2 ± 7,8
10-20	1,3 ± 0,0	52,0 ± 7,6	7,6 ± 1,7	40,2 ± 6,8
20-30	1,3 ± 0,1	53,0 ± 8,3	5,2 ± 3,4	41,6 ± 7,5
30-40	1,3 ± 0,1	50,2 ± 6,6	5,6 ± 2,3	44,2 ± 6,5
média	1,2 ± 0,1 B	53,2 ± 2,3 C	7,4 ± 2,0 C	39,3 ± 4,1 A
Submonta (400 m)				
0-5	1,0 ± 0,1 B	65,0 ± 4,5 A	17,4 ± 3,5 A	18,0 ± 6,1 A
5-10	1,1 ± 0,0	60,2 ± 3,3	17,0 ± 2,9	22,6 ± 5,5
10-20	1,2 ± 0,0	65,0 ± 7,8	14,6 ± 6,4	20,6 ± 2,4
20-30	1,3 ± 0,0	62,2 ± 4,7	16,4 ± 2,1	21,2 ± 4,7
30-40	1,3 ± 0,1	58,6 ± 9,2	15,6 ± 0,5	25,8 ± 9,4
média	1,2 ± 0,1 B	62,2 ± 2,9 B	16,2 ± 1,1 B	21,6 ± 2,9 B
Pastagem (810 m)				
0-5	1,3 ± 0,1 A	64,0 ± 3,3 A	17,5 ± 4,3 A	18,5 ± 1,3 A
5-10	1,4 ± 0,1	65,6 ± 2,3	14,5 ± 1,9	20,0 ± 2,8
10-20	1,4 ± 0,1	58,3 ± 4,1	14,7 ± 3,5	27,0 ± 2,1
20-30	1,5 ± 0,0	57,0 ± 3,5	14,5 ± 2,8	28,5 ± 2,9
30-40	1,5 ± 0,1	56,0 ± 2,9	12,5 ± 3,5	31,5 ± 2,2
média	1,4 ± 0,1 A	60,2 ± 4,3 B	14,7 ± 1,8 B	25,1 ± 5,6 B
Montana (1000 m)				
0-5	0,6 ± 0,0 C	65,4 ± 11,6 A	15,0 ± 4,3 A	19,6 ± 7,4 A
5-10	0,8 ± 0,0	49,0 ± 13,2	26,2 ± 14,2	24,4 ± 7,5
10-20	1,1 ± 0,1	68,4 ± 4,5	17,2 ± 2,5	14,6 ± 2,4
20-30	1,1 ± 0,1	56,0 ± 18,7	21,2 ± 5,7	23,0 ± 14,3
30-40	1,2 ± 0,2	54,8 ± 19,3	22,0 ± 5,0	23,0 ± 16,6
média	1,0 ± 0,3 C	58,7 ± 8,0 BC	20,3 ± 4,4 A	20,9 ± 4,0 B

Tabela 2 – Caracterização química do solo das áreas estudadas. Os valores representam a média (n=5) ± desvio padrão. Letras iguais maiúsculas em coluna não diferem entre si (Tukey 5%)

Prof. cm	Ca	Mg	K	pH	H+Al ¹	SB ²	CTC ³	Al mg kg ⁻¹	V ⁴ — % —	m ⁵
Restinga (5 m)										
0-5	2,2 ± 2,1 B	1,0 ± 1,2 C	1,1 ± 0,1 C	3,3 ± 0,1 C	162,2 ± 49,4 A	5,2 ± 3,6 D	167,4 ± 51,8 A	14,6 ± 4,7 AB	3,0 ± 1,4 C	75,6 ± 9,9 A
5-10	1,6 ± 0,9	0,4 ± 0,5	0,7 ± 0,2	3,3 ± 0,1	152,2 ± 47,5	3,1 ± 1,6	155,3 ± 48,4	14,2 ± 3,9	1,8 ± 0,8	82,6 ± 5,3
10-20	1,6 ± 1,3	0,8 ± 0,4	0,3 ± 0,1	3,7 ± 0,2	93,4 ± 23,0	3,2 ± 1,7	97,0 ± 23,2	10,4 ± 3,0	3,4 ± 2,0	76,8 ± 12,1
20-30	1,0 ± 0,6	0,2 ± 0,4	0,1 ± 0,1	4,0 ± 0,2	64,0 ± 28,7	1,8 ± 0,9	65,8 ± 28,6	7,0 ± 3,3	3,0 ± 2,3	77,6 ± 13,5
30-40	0,6 ± 0,4	0,2 ± 0,4	0,1 ± 0,1	4,0 ± 0,1	45,2 ± 21,7	1,4 ± 0,8	46,6 ± 21,9	4,6 ± 2,3	3,4 ± 2,0	76,0 ± 9,3
média	1,4 ± 0,6 B	0,5 ± 0,4 A	0,5 ± 0,4 C	3,7 ± 0,4 CD	103,4 ± 52,1 A	2,9 ± 1,5 C	106,4 ± 53,4 BC	10,2 ± 4,4 C	2,9 ± 0,7 D	77,7 ± 2,8 A
Terras Baixas (100 m)										
0-5	3,6 ± 1,6 B	2,2 ± 1,5 C	2,1 ± 0,5 BC	3,4 ± 0,2 BC	157,6 ± 22,5 A	9,0 ± 3,2 D	166,5 ± 23,2 AB	14,4 ± 3,9 AB	5,4 ± 2,0 BC	61,6 ± 13,2 A
5-10	2,4 ± 1,0	1,4 ± 1,1	1,6 ± 0,4	3,4 ± 0,1	163,0 ± 26,3	5,7 ± 1,6	168,7 ± 26,1	15,5 ± 3,0	3,4 ± 1,0	73,0 ± 6,8
10-20	2,0 ± 1,3	0,8 ± 0,5	0,8 ± 0,3	3,5 ± 0,1	119,4 ± 24,9	4,2 ± 1,7	123,6 ± 24,4	11,2 ± 3,2	3,2 ± 1,8	73,0 ± 10,3
20-30	2,0 ± 1,5	0,8 ± 0,4	0,5 ± 0,5	3,7 ± 0,1	92,0 ± 21,2	3,7 ± 1,6	95,7 ± 21,4	8,6 ± 2,6	3,8 ± 2,0	70,2 ± 9,1
30-40	1,8 ± 1,5	0,4 ± 0,5	0,3 ± 0,2	3,8 ± 0,1	76,0 ± 9,4	2,7 ± 1,7	78,7 ± 9,4	6,7 ± 3,0	3,6 ± 2,3	71,4 ± 18,0
média	2,4 ± 0,7 B	1,1 ± 0,7 CD	1,1 ± 0,8 B	3,6 ± 0,2 D	121,6 ± 38,6 A	5,1 ± 2,5 BC	126,6 ± 40,7 AB	11,3 ± 3,7 C	3,9 ± 0,9 CD	69,8 ± 4,8 A
Submontana (400 m)										
0-5	14,8 ± 7,2 A	6,0 ± 1,8 B	2,4 ± 0,9 B	3,6 ± 0,0 B	172,0 ± 12,3 A	24,7 ± 9,2 C	196,7 ± 18,7 A	24,4 ± 3,8 A	12,6 ± 3,7 B	51,0 ± 5,6 A
5-10	7,8 ± 6,4	3,0 ± 0,8	1,5 ± 0,2	3,8 ± 0,2	135,4 ± 31,0	12,7 ± 6,5	148,1 ± 34,2	21,0 ± 5,5	8,2 ± 3,5	64,0 ± 10,2
10-20	8,0 ± 6,4	2,4 ± 1,1	1,1 ± 0,3	3,7 ± 0,2	123,0 ± 28,2	12,7 ± 5,6	135,7 ± 31,1	18,9 ± 4,5	9,2 ± 3,1	60,6 ± 11,3
20-30	7,2 ± 6,6	2,2 ± 0,3	0,7 ± 0,3	4,0 ± 0,1	92,6 ± 16,9	10,7 ± 6,0	103,3 ± 17,7	12,8 ± 4,1	10,4 ± 5,5	56,6 ± 19,3
30-40	7,6 ± 6,9	3,0 ± 3,0	0,6 ± 0,4	4,1 ± 0,1	85,4 ± 19,3	12,1 ± 8,3	97,5 ± 23,9	12,2 ± 4,8	11,8 ± 7,0	53,6 ± 22,9
média	9,1 ± 3,2 A	3,3 ± 1,5 B	1,2 ± 0,7	3,8 ± 0,2 A	121,7 ± 34,9 A	14,6 ± 5,7 A	136,3 ± 39,9 A	17,9 ± 5,3 B	10,4 ± 1,8 B	57,2 ± 5,2 B
Pastagem (810 m)										
0-5	19,6 ± 2,9 A	12,6 ± 4,2 A	3,6 ± 1,0 A	4,3 ± 0,2 A	58,2 ± 5,6 B	35,8 ± 7,6 A	93,9 ± 4,7 B	8,9 ± 1,3 B	37,8 ± 7,0 A	20,6 ± 5,4 B
5-10	11,2 ± 1,9	5,6 ± 1,4	2,1 ± 0,4	3,8 ± 0,1	84,6 ± 11,2	18,7 ± 3,3	103,1 ± 10,7	20,5 ± 4,2	18,6 ± 4,1	52,2 ± 8,8
10-20	6,4 ± 0,7	3,0 ± 0,4	1,5 ± 0,3	3,7 ± 0,1	78,0 ± 6,6	10,3 ± 1,0	88,1 ± 6,3	23,1 ± 2,0	11,8 ± 1,6	69,0 ± 3,3
20-30	3,0 ± 1,0	1,6 ± 0,5	1,1 ± 0,4	3,6 ± 0,1	71,4 ± 8,6	5,4 ± 1,5	76,5 ± 8,4	23,4 ± 2,8	7,2 ± 2,0	81,4 ± 4,8
30-40	3,0 ± 1,4	1,4 ± 0,5	1,1 ± 0,5	3,6 ± 0,1	79,4 ± 10,0	5,2 ± 2,0	84,2 ± 10,4	23,8 ± 1,7	6,2 ± 2,1	82,2 ± 6,2
média	8,6 ± 2,0 A	4,8 ± 4,7 A	1,9 ± 1,0 A	3,8 ± 0,3 A	74,3 ± 10,2 B	15,1 ± 12,8 A	89,2 ± 10,0 C	19,9 ± 6,3 AB	16,3 ± 13,0 A	61,1 ± 25,7 B
Montana (1000 m)										
0-5	5,2 ± 3,4 B	3,0 ± 1,2 BC	1,9 ± 0,6 BC	3,4 ± 0,2 BC	126,6 ± 48,3 AB	11,2 ± 3,8 D	137,8 ± 51,6 AB	23,6 ± 10,3 A	8,2 ± 1,7 BC	67,2 ± 7,0 A
5-10	3,0 ± 2,8	1,8 ± 1,8	1,3 ± 0,4	3,6 ± 0,1	135,4 ± 63,4	6,9 ± 5,2	142,3 ± 68,3	26,6 ± 9,2	4,4 ± 1,3	80,4 ± 6,5
10-20	2,2 ± 0,8	1,2 ± 0,4	0,9 ± 0,2	3,7 ± 0,2	107,2 ± 38,0	4,9 ± 0,5	112,1 ± 37,7	23,0 ± 6,5	5,0 ± 2,1	81,6 ± 6,1
20-30	2,0 ± 1,0	1,0 ± 0,0	0,7 ± 0,2	3,8 ± 0,1	103,6 ± 35,4	4,4 ± 1,0	108,0 ± 35,7	22,8 ± 7,1	4,6 ± 2,3	82,6 ± 8,0
30-40	2,2 ± 1,6	1,0 ± 0,0	0,5 ± 0,1	3,9 ± 0,2	73,4 ± 21,1	4,2 ± 1,6	77,6 ± 21,8	18,0 ± 6,7	5,6 ± 2,0	79,6 ± 9,2
média	2,9 ± 1,3 B	1,6 ± 0,8 C	1,1 ± 0,6 B	3,7 ± 0,2 BC	109,2 ± 24,0 A	6,3 ± 2,9 B	115,6 ± 26,1 AB	22,8 ± 3,5 A	5,6 ± 1,5 C	78,3 ± 6,3 A
CV (%)	69,2	58,0	36,7	3,8	27,5	46,9	26,7	29,4	40,1	15,6

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

O preparo das amostras de solo como das de serapilheira foi realizado no Laboratório de Ciclagem de Nutrientes no Centro de Energia Nuclear da Agricultura (CENA), Piracicaba (SP).

3.4 Coleta e preparo das amostras de serapilheira

3.4.1 Produção e estoque de serapilheira

Os estudos que envolveram a serapilheira foram conduzidos nas parcelas, nas quais foram feitas as coletas de solo: A na Mata de Restinga, B e E na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, G e J na Floresta Ombrófila Densa Submontana e K e N na Floresta Ombrófila Densa Montana (MARTINS, 2010).

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. Os coletores foram distribuídos de forma aleatória em todas as parcelas, colocados a 50 cm acima da superfície do solo (Figura 9). As coletas foram realizadas durante um período de 12 meses, compreendido entre março/2007 e março/2008. O material interceptado pelos coletores foi recolhido regularmente em intervalos de 15 dias, sendo transferido para sacos de papel etiquetados e levados à secagem em estufa a 60°C, até peso constante. Posteriormente, o material foi pesado em balança analítica e com os dados obtidos foram calculadas as médias de deposição da serapilheira total, expressando-se os valores em kg ha^{-1} (MARTINS, 2010).



Figura 9 – Coletor de serapilheira instalado nas parcelas selecionadas para estudo de produção e estoque de serapilheira nas fitofisionomias (MARTINS, 2010)

A serapilheira acumulada na superfície do solo foi estimada de acordo com a variação sazonal (estações seca e úmida), através de coletas mensais, durante um ano de condução do experimento. 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 10).

A serapilheira contida na área delimitada foi coletada em sacos devidamente etiquetados, submetida à secagem prévia e acondicionada em sacos de papel 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 (MARTINS, 2010).

Para as análises de C, N e P foram selecionadas 15 amostras de serapilheira acumulada sobre o solo em cada área estudada e utilizou-se o mesmo procedimento referido anteriormente.



Figura 10 – Coletor de serapilheira acumulada sobre o solo utilizando um molde vazado de madeira de área conhecida para estudo do aporte de nutrientes no solo (0,25 m x 0,25 m) nas fitofisionomias (MARTINS, 2010)

3.5 Coleta e preparo das amostras de solo

As amostras foram coletadas até 0,4m de profundidade, em camadas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40 cm, totalizando cinco camadas de solo, com a finalidade de verificar qual a melhor profundidade para correlacionar as análises complementares do solo das áreas avaliadas. Nas áreas de estudo, exceto na Mata de Restinga e na de pastagem foram coletadas amostras em duas parcelas por fitofisionomia. Na Mata de Restinga (Parcela A), Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Parcelas B e E), Floresta Ombrófila Densa Submontana (Parcelas G e J) e Floresta Ombrófila Densa Montana (Parcelas K e N). Em cada fitofisionomia foram realizadas 5

tradagens (4 tradagens por parcela). O espaçamento das tradagens foi de 60 m, disposto na forma de grade quadrada (TELLES, 2002). Atualmente, os estudos relacionados à fertilidade do solo em ecossistemas naturais tropicais litorâneos indicam a divisão dos 20 cm da camada superficial, em subamostras de 5 cm (0-5 cm e 5-10 cm) em relação à amostragem do solo. Nessa condição, a maior concentração dos nutrientes, permanece principalmente na camada de 0-10 cm (CASAGRANDE et al., 2002, 2003; REIS-DUARTE, 2004).

Todas as sub-amostras coletadas foram secas ao ar, separadas de materiais vegetais e pedras, moídas, homogeneizadas, quarteadas e passadas em peneiras de 0,15 mm para análises químicas de C e N total, de 2 mm para as análises complementares de fertilidade do solo e de 1 mm para o fracionamento sequencial do P.

3.5.1 Classificação dos solos

Os solos avaliados foram classificados com Neossolo Quartzarênico hidromórfico típico para a altitude de 5m e Cambissolo Háplico Tb distrófico a 100, 400, 1000m (Figura 11) e 810m. O relevo regional varia de plano a fortemente ondulado, sendo a distribuição do solo bastante homogênea predominando solos rasos. O substrato da planície litorânea de Picinguaba, cuja idade varia de pleistocênica a atual (3.200 anos), é considerado de origem recente sendo basicamente formado por material inconsolidado (ASSIS, 1999; DINIZ 2009, MARTINS, 2010; MOREIRA, 2007).

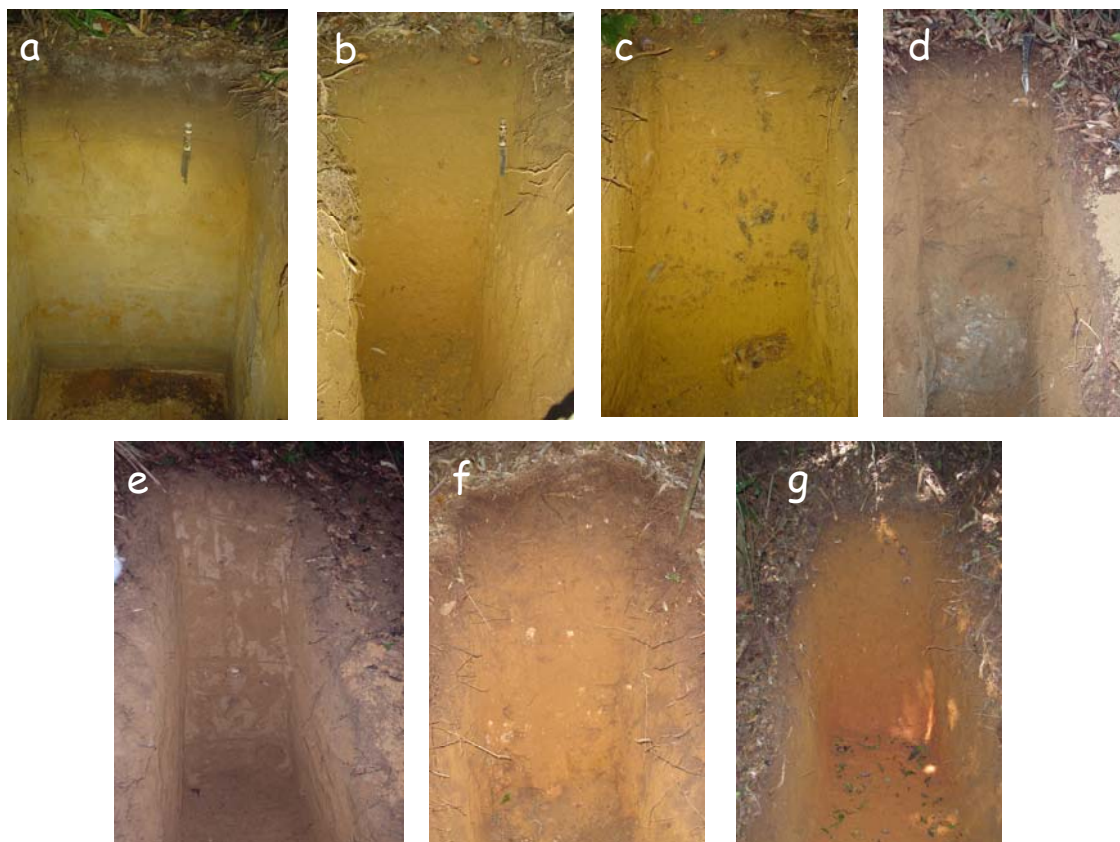


Figura 11 – Perfis dos solos na Restinga (a), nas Terras Baixas (b, c), na Submontana (d, e) e na Montana (f, g) (MARTINS, 2010)

Quanto à drenagem, esta é considerada boa em toda a encosta (100 a 1000m), exceto na Restinga que apresenta drenagem imperfeita em profundidade e, na época chuvosa (verão), lençol freático alto, caracterizado hidromorfismo (Figura 12). Tal altitude apresenta coloração mais escura no topo tornando-se mais brumada e com cores mais intensas em profundidade, já os solos de encosta apresentam coloração brunada em todo perfil (Figura 8) (MARTINS, 2010).



Figura 12 - Canais entre os cordões arenosos regressivos inundados durante o período de chuvas na floresta de Restinga Alta do Núcleo Picinguaba (Ubatuba, SP) (DINIZ, 2009)

3.6 Análises Químicas

3.6.1 Teores e estoques de C e N totais da serapilheira e do solo

Os teores de C e N do solo e da serapilheira foram realizados por combustão a seco com o auxílio do analisador elementar da marca “Carlo Erba” (Modelo EA 1100 CHN), no Laboratório de Ecologia Isotópica, no CENA-USP (Piracicaba-SP).

Os estoques de C e N (Mg ha^{-1}) do solo foram calculados em função do teor do elemento do solo (%), da densidade global do solo (g cm^{-3}) e da espessura da camada amostrada (cm). E os estoques desses elementos na serapilheira, em função, da área do quadrante, da matéria seca ha^{-1} e dos teores totais dos elementos na serapilheira.

3.6.2 Teores e estoques de P total da serapilheira e do solo

A determinação dos teores de fósforo total na serapilheira foi realizada pelo método de Sarruge e Haag (1974) no Laboratório de Química (Esalq-USP) em Piracicaba (SP). O estoque desse elemento na serapilheira foi obtido, em função da área do quadrante, da matéria seca ha^{-1} e dos teores totais dos elementos na serapilheira.

No solo, os teores de P total, foram determinados pelo fracionamento sequencial de P (Hedley et al., 1982), somando-se todas as frações extraídas. Em relação ao estoque de P, este foi calculado através dos teores de P resina (%), da densidade global do solo (g cm^{-3}) e da espessura da camada amostrada (cm).

3.6.3 Fracionamento do P no solo

As análises químicas para a determinação do fracionamento de P foram realizadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo na Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), em Araras (SP).

Para avaliar o comportamento do P inorgânico e do orgânico presentes no solo adotou-se o método do fracionamento sequencial segundo Hedley et al. (1982), com algumas modificações (Figura 13), (Apêndice). Os compartimentos estimados com as respectivas frações foram: lábil

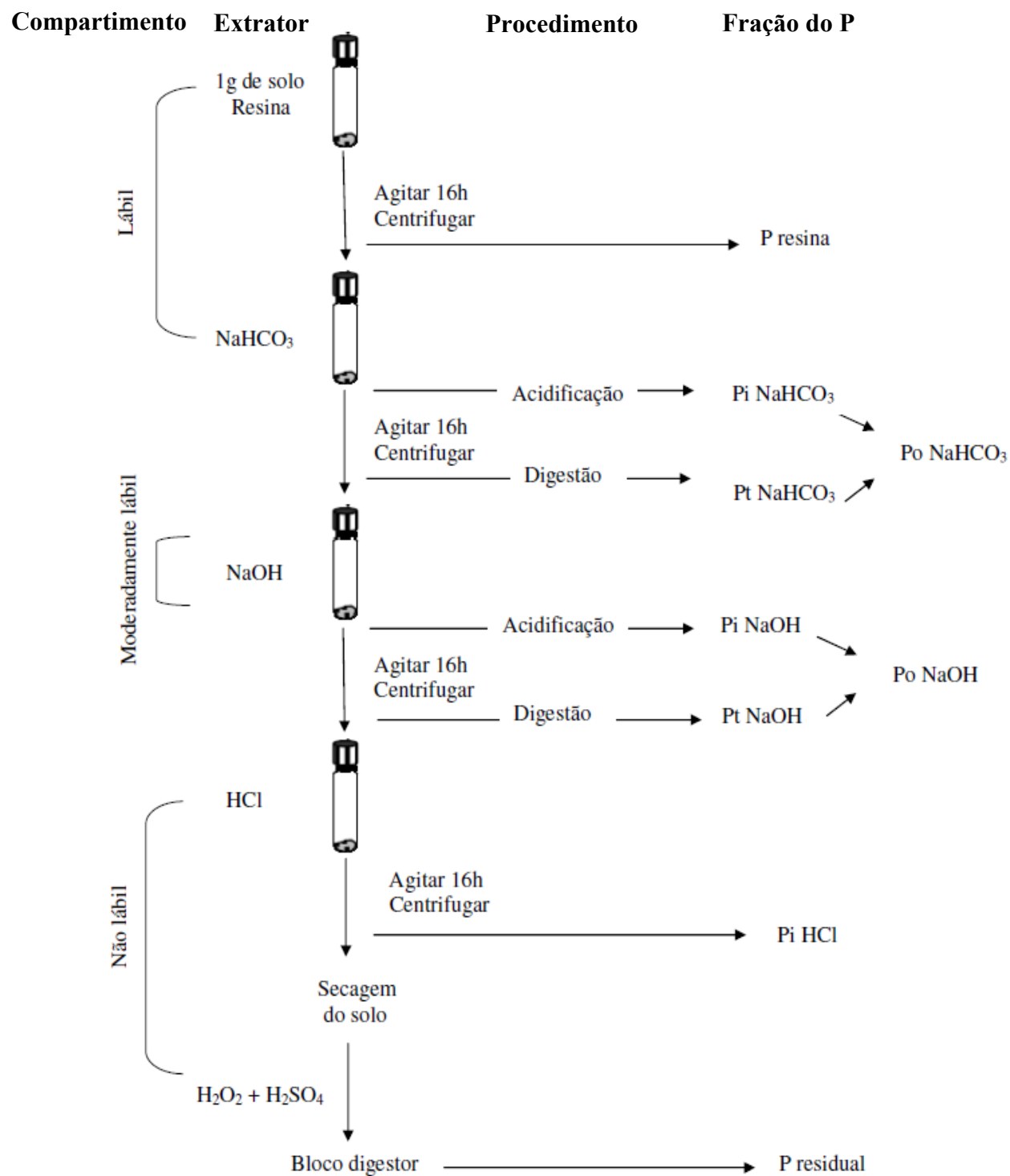


Figura 13 – Esquema da sequência do fracionamento sequencial do fósforo proposto por Hedley et al. (1982) adaptado de Gatiboni (2003)

(P resina, Pi NaHCO₃, Pt NaHCO₃ e Po NaHCO₃), moderadamente lábil (Pi NaOH, Pt NaOH e Po NaOH) e o não lábil (Pi HCl e Presidual). Também foi calculado o P total, ou seja, a somatória de todas as frações obtidas (PT).

Vários testes e ajustes foram realizados por meses em relação à metodologia do fracionamento do P em laboratório.

Como um aprimoramento da metodologia de extração de P, inicialmente o fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982) seria feito segundo a modificação de Condrón, Goh e Newman (1985). Esta modificação substitui o emprego do aparelho de ultrassom na extração com NaOH 0,1 mol L⁻¹ pelo uso de NaOH 0,5 mol L⁻¹, o qual extrai o fósforo inorgânico e orgânico química e fisicamente protegidos nas superfícies internas dos microagregados (CONDROÑ et al., 1985).

Os resultados obtidos com o uso de NaOH 0,5 mol L⁻¹, por meio de muitos testes, não foram coerentes (por exemplo: Pt do extrator NaHCO₃ < Pi do extrator NaHCO₃). Assim, optou-se pela exclusão deste extrator, baseando-se na literatura (FABRE et al., 2005; NEUFELDT et al., 2000; TIESSSEN; MOIR, 1993) permanecendo apenas o NaOH 0,1 mol L⁻¹.

Para a determinação de Pi, a princípio, a coloração obtida nos extratos alcalinos, proveniente principalmente da matéria orgânica, comprometia as leituras feitas no espectrofotômetro, o qual tem o seu princípio de funcionamento baseado no comprimento de onda (λ). Deste modo, descartando a hipótese de serem determinados pelo método de Dick e Tabatabai (1977).

Na tentativa de diminuir o efeito da matéria orgânica, não foram obtidos resultados coerentes quando tais extratos eram apenas filtrados em papel de filtro faixa azul. Com a acidificação dos extratos alcalinos e posterior centrifugação dos mesmos foram obtidos melhores resultados (ARAÚJO; SALCEDO, 1997; SANTOS et al., 2008). Através de vários testes, observou-se que cada extrato alcalino deve ser acidificado com quantidades diferentes de HCl, em 5 ml de extrato de NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ e NaOH 0,1 mol L⁻¹ adicionados 2 ml e 0,5 ml de HCl 1 mol L⁻¹, respectivamente. Maiores dificuldades foram encontradas com Pi NaHCO₃, por haver a liberação de CO₂ no momento da acidificação, o que atrapalhou a leitura. Alguns trabalhos citam o uso do carvão ativo ao invés da acidificação.

Outras adequações ocorreram em relação à determinação do P total dos extratos. A princípio, o P total seria determinado através da digestão de HClO₄/HNO₃ (TEDESCO, 1995; XAVIER et al., 2009). Pelo fato de os resultados obtidos serem incoerentes, menores que o P

inorgânico, foi testado o fracionamento de Hedley et al. (1982) modificado por Araújo (1993). Este difere por apresentar outra sequência de extrações (resina, NaHCO_3 , H_2SO_4 – sem a lavagem com NaCl), determinar P total através da digestão de persulfato de potássio (utilizando autoclave) e analisar P_i pela acidificação com H_2SO_4 . Conjuntamente, as mesmas amostras foram testadas utilizando persulfato de amônio e de potássio. De maneira geral, os maiores valores foram correlacionados ao último caso. Entretanto, optou-se pelo persulfato de amônio, por este reagente ser empregado pela USEPA (1971) e ser muito usado em estudos de fracionamento de P.

Também foram realizados testes comparativos avaliando as metodologias, as quais determinam o P residual: $\text{HClO}_4/\text{HNO}_3$ (Tedesco, 1995); $\text{HClO}_4/\text{H}_2\text{SO}_4$ (Novais; Smyth, 1999); $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ (Hedley et al., 1982); $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}_2/\text{MgCl}_2$ (BROOKES; POWLSON, 1982). As amostras cuja determinação ocorreu pela digestão de $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}_2/\text{MgCl}_2$ apresentaram material sólido no fundo no tubo de ensaio após a digestão. Isso inviabilizou a sua análise e, conseqüentemente, compromete os resultados. O cloreto de magnésio é usado para prevenir a perda por evaporação do P. Optou-se pela digestão com $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$, haja vista, os resultados obtidos e o fato de ser comumente empregada, sendo possível maiores comparações.

Em resumo, o fracionamento sequencial do P foi determinado pela metodologia de Hedley et al. (1982) modificado. O P resina pela metodologia de Camargo et al. (1986); o P_i dos extratos ácidos e dos alcalinos acidificados segundo Murphy e Riley (1962), com neutralização parcial da acidez pela adição de NaOH 10 mol L^{-1} em presença de nitrofenol. O P_t por digestão com persulfato de amônio/ácido sulfúrico em bloco digestor (USEPA, 1971) e P residual analisado pela oxidação e digestão ácida de $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ à 360°C . Tanto P_t como P residual também foram posteriormente mensurados por Murphy e Riley (1962). O P_o representa a diferença entre o P_t e o P_i . A adição de NaCl visou evitar a perda de força do próximo extrator, ou seja, servi para retirar o resíduo do extrato anterior.

3.6.4 Análise dos Resultados

Os resultados foram submetidos à análise de variância com o intuito de conhecer as diferenças significativas entre as áreas estudadas. As médias foram comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade. O delineamento utilizado foi inteiramente casualizado, no esquema fatorial. Tal análise foi realizada utilizando o software SAS 9.2.

Como intuito de explorar as correlações entre aspectos pedológicos, análises químicas e físicas do solo com o fracionamento do P foi empregado o método biplot, com o auxílio do pacote *bpca* do software R, versão R.2.10.1.

O método biplot consiste em representar graficamente uma matriz de dados, de maneira que esta permita visualizar em um plano as relações e inter-relações entre as linhas e colunas. O biplot possibilita a inspeção visual da posição de uma unidade amostral relativa a outra e a importância relativa de cada uma das variáveis à posição de qualquer unidade, pois as variáveis e observações estão presentes no mesmo gráfico (AMARAL, et al., 2010). Entre os tipos de biplots, utilizou-se o tipo HJ biplot, o qual admite que tanto linhas e colunas tenham a mesma importância (SOUZA, 2010).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Produção e estoque de serapilheira

A diversidade das espécies vegetais pode ser afetada pela baixa disponibilidade dos nutrientes em solos altamente intemperizados, se a tolerância das espécies a tais condições de estresse diminuir. Ao invés disso, o stress nutricional pode aliviar a competição entre as espécies e favorecer a diversidade. No caso da Floresta Ombrófila Densa da Serra do Mar, isso provavelmente acontece. A diversidade biológica da Mata Atlântica é justificada em parte pela grande variedade de solos e relevos apresentando características geológicas e geomorfológicas muito diversificadas (CÂMARA 1991; IVANAUSKAS, 1997).

A maior produção de serapilheira ocorreu, respectivamente em ordem decrescente, nas FODTB (100m), MR (5m), FODS (400m) e FODM (1000m). A produção de serapilheira na MR (5m) não diferiu estatisticamente das demais produções das outras fitofisionomias e nas FODTB (100m) diferiu estatisticamente da FODS (400m) e da FODM (1000m). Florestas de menores altitudes possuem maior produção de serapilheira em comparação com as florestas localizadas em maiores altitudes (MARTINS, 2010) (Tabela 3).

Tabela 3 – Produção anual (n=720) e estoque de serapilheira (n=360) nas áreas estudadas. Os valores representam a média \pm desvio padrão. Letras iguais minúsculas em coluna não diferem entre si (Tukey 5%) (MARTINS, 2010)

Áreas de estudo	Produção	Estoque
	(Mg ha ⁻¹)	
Restinga (5 m)	8,7 \pm 2,9 ab	4,8 \pm 1,0 a
Terras Baixas (100 m)	10,3 \pm 3,8 a	4,2 \pm 1,6 a
Submontana (400 m)	7,3 \pm 3,3 b	4,8 \pm 0,9 a
Montana (1000 m)	7,1 \pm 2,0 b	4,6 \pm 0,9 a

Apesar do estoque de serapilheira entre as parcelas estudadas não haver apresentado diferenças significativas entre as áreas, na interação solo-serapilheira, o compartimento serapilheira é a parte mais dinâmica desse conjunto, não só entre ecossistemas, mas também, em um mesmo ecossistema (CORREIA; ANDRADE, 2008) (Tabela 3).

Tanto a produção como o estoque de serapilheira não apresentaram diferenças estatísticas em relação às estações seca e chuvosa (Tabela 4). Assim, a heterogeneidade vertical da serapilheira (definida como a diferenciação entre camadas) (CORREIA; ANDRADE, 2008) não foi influenciada pela sazonalidade das chuvas.

Tabela 4 – Produção anual (n=720) e estoque de serapilheira (n=360) nas estações seca e chuvosa nas áreas avaliadas. Os valores representam a média \pm desvio padrão. Letras iguais minúsculas em linha não diferem entre si (Tukey 5%) (MARTINS, 2010)

Áreas de estudo	Produção		Estoque	
	(Mg ha ⁻¹)			
	estação seca	estação chuvosa	estação seca	estação chuvosa
Restinga (5 m)	6,8 \pm 2,6 a	10,0 \pm 2,9 a	4,4 \pm 0,8 a	5,0 \pm 1,2 a
Terras Baixas (100 m)	9,4 \pm 2,8 a	11,4 \pm 5,1 a	4,3 \pm 1,0 a	4,1 \pm 2,0 a
Submontana (400 m)	6,7 \pm 2,4 a	8,1 \pm 4,4 a	5,1 \pm 1,3 a	4,6 \pm 0,5 a
Montana (1000 m)	6,5 \pm 1,7 a	8,2 \pm 2,0 a	5,4 \pm 0,4 a	3,8 \pm 0,2 a

A produtividade vegetal, envolvendo o aporte de material formador da serapilheira, é função da distribuição de água no solo numa ampla escala. Já a distribuição das chuvas ao longo do ano, afeta a taxa de deposição. A água desempenha a função de transportadora de nutrientes às superfícies das raízes. Em geral, o aporte de serapilheira é maior nos meses secos (HULLER, 2009). Entretanto, na Amazônia os maiores aporte foram correlacionados aos meses de maior precipitação (KLINGE, 1977). Na Amazônia (NEVES; MARTINS; REISSMAN, 2001) e em Ubatuba os índices pluviométricos são altos, com ausência de período seco e independem da época do ano. Neste trabalho, os meses denominados “secos” ou menos chuvosos foram: abril, maio, junho, julho, agosto e setembro e meses “chuvosos”: janeiro, fevereiro, março, outubro, novembro e dezembro.

Estudos sobre a ciclagem de fitomassa e nutrientes em sucessão secundária na Floresta Ombrófila Densa (Antonina-PR), mostraram que a concentração dos elementos variou pouco ao longo do ano, como no presente estudo (Tabela 4) (DICKOW, 2010).

Em relação aos padrões básicos para a deposição anual de serapilheira, estudos demonstraram diferenciação entre fitofisionomias. Em ecossistemas amazônicos, nas florestas mesófilas e cerrados há uma maior deposição de serapilheira na época seca. Enquanto nas

florestas atlânticas e restingas ocorre o contrário, aumento na intensidade de deposição de serapilheira na época úmida (DELITTI, 1984).

O retorno do material formador de serapilheira em ambientes de baixa fertilidade do solo, em média, é menor comparado ao retorno em solos de fertilidade média. Em áreas montanhosas, o retorno é ainda menor em relação a esses dois ambientes (CORREIA; ANDRADE, 2008). As espécies arbóreas diminuem a sua taxa de decomposição, por meio da produção de compostos de defesa em seus tecidos, num ambiente onde o solo é pouco fértil (DICKOW, 2010).

O armazenamento de nutrientes na vegetação sobre o solo aumenta na seguinte ordem: florestas boreais < temperadas < tropicais. Contudo, a massa e o conteúdo de nutrientes na serapilheira aumentam de forma contrária. Isso acontece devido à menor decomposição em condições frias ou de altas latitudes (WARING; SCHLESINGER, 1985).

4.2 Teores e estoques de C, N e P totais na serapilheira

Os teores de C total como os de P na serapilheira não variaram entre as áreas avaliadas. Diferentemente, os resultados para teores de N total variaram: FODTB (100m) > FODS (400m) = FODM (1000m) > MR (0m) (Tabela 5). A ausência de padrão quanto à distribuição dos nutrientes nos ecossistemas naturais é diretamente dependente do grau de fertilidade do solo. As áreas estudadas neste trabalho apresentaram variação quanto à fertilidade do solo, logo também apresentaram essa ausência de padrão comum nos ecossistemas florestais (Tabela 2) (JORDAN; HERRERA, 1981; MARTINS, 2010). No caso dos estoques desses elementos, os resultados foram semelhantes, estatisticamente, entre as diferentes áreas avaliadas.

Os menores teores de N encontrados na Restinga (5m) são explicados pelo fato de ser um sistema limitado em N. A entrada do nutriente é preponderantemente via fixação biológica do N pelas espécies leguminosas do local (SCHMIDT; STEWART, 2003). Contudo, sabe-se que vários fatores podem afetar a absorção dos elementos químicos pelas plantas: propriedades físico-químicas do solo (como a fração de massa total do elemento químico, fração móvel e trocável), pH, textura, capacidade catiônica, matéria orgânica, interferência de íons competidores e umidade (WEISS et al., 2003).

Tabela 5 – Teores e estoques de C, N e P totais da serapilheira sobre o solo. Os valores representam a média (n=180) \pm desvio padrão. Letras iguais minúsculas em coluna não diferem entre si (Tukey % 5)

Áreas de estudo	Teores			Estoques		
	C	N	P	C	N	P
	g kg ⁻¹			Mg ha ⁻¹		
Restinga (5 m)	444,0 \pm 37,4 a	14,4 \pm 3,3 c	0,71 \pm 0,3 a	2,1 \pm 0,4 a	0,06 \pm 0,01 a	3,2 \pm 1,7 a
Terras Baixas (100 m)	436,0 \pm 40,0 a	19,0 \pm 3,1 a	0,83 \pm 0,1 a	1,6 \pm 0,4 a	0,07 \pm 0,01 a	3,1 \pm 0,8 a
Submontana (400 m)	393,0 \pm 62,6 a	16,8 \pm 3,8 b	0,68 \pm 0,2 a	1,9 \pm 0,4 a	0,08 \pm 0,02 a	3,2 \pm 0,8 a
Montana (1000 m)	436,0 \pm 35,0 a	17,1 \pm 3,0 b	0,66 \pm 0,2 a	2,0 \pm 0,4 a	0,07 \pm 0,02 a	2,7 \pm 1,1 a

Estudos em florestas tropicais também apresentaram resultados similares de C e N na serapilheira: Floresta Ombófila Densa Montana (RJ), 360 g kg⁻¹ de C e 17 g kg⁻¹ de N (MONTEIRO; RODRIGUES, 2004) e Floresta Ombófila Densa Terras Baixas (PR), 14 de N g kg⁻¹ (BOERGER et al., 2005).

Pela observação de vários trabalhos, as quantidades extraídas dos nutrientes N e P advindas do acúmulo de serapilheira, em média, são menores em ambientes com solos de baixa fertilidade do que nos de fertilidade média. Em ambientes onde a fertilidade é baixa, a vegetação desenvolve mecanismos capazes de aumentar a eficiência nutricional, reabsorvendo os nutrientes diretamente da serapilheira acumulada sobre o solo, através das raízes finas e superficiais das árvores (JORDAN; HERRERA, 1981; GONÇALVES; MELLO, 2000). Mesmo sendo tecidos de vida curta, as raízes finas são sítios de função fisiológica ativa em árvores (NEVES; MARTINS; REISSMAN, 2001; WARING; SCHLESINGER, 1985).

Características pedológicas do substrato na Ilha Anchieta (Ubatuba) foram associadas às Florestas Alta e Baixa de Restinga. A alta concentração de alumínio no solo limitou o desenvolvimento do sistema radicular. Outro resultado importante mostrou que a reserva fértil do solo encontra-se nos primeiros 10 cm de profundidade e principalmente na vegetação (CASAGRANDE et al., 2002, 2003; REIS-DUARTE et al., 2002; REIS-DUARTE, 2004).

No mesmo sentido, outro mecanismo, especialmente no caso do P, é a sua alta atividade metabólica nas folhas por meio da elevada redistribuição interna do nutriente, diminuindo assim seu retorno via serapilheira em comparação aos outros nutrientes (NEVES; MARTINS;

REISSMAN, 2001). Isto também foi observado nas fitofisionomias estudadas que apresentam menores teores de P que o C e o N (Tabela 5).

Dados os menores teores de N na serapilheira da Restinga (Tabela 5) em relação às outras fitofisionomias, a relação C/N foi maior na menor altitude (5m) (Tabela 6). A relação N/P não diferiu, estatisticamente, entre as fitofisionomias avaliadas. Estudos realizados em floresta Montana no Equador, ao longo de um gradiente altitudinal (1900m, 2400m e 3000m) indicaram diferentes resultados em comparação aos obtidos neste estudo (SOETHE; LEHMANN; ENGELS, 2008). De maneira inversa, os resultados encontrados em Ubatuba, em função da menor altitude (5m), a maior relação C/N da floresta do Equador foi observada na maior altitude, 3000m. No caso da relação N/P, comparando altitudes que mais se aproximam de 1000m no caso de Ubatuba, e de 1900m no Equador, os índices foram 30,6 e 18,1, respectivamente.

Tabela 6 – Relação C/N e N/P na serapilheira sobre o solo. Os valores representam a média (n=180) \pm desvio padrão. Letras iguais minúsculas em coluna não diferem entre si (Tukey % 5)

Áreas de estudo	C/N	N/P
Restinga (5 m)	32,6 \pm 1,0 a	23,2 \pm 6,1 a
Terras Baixas (100 m)	23,8 \pm 1,1 c	23,5 \pm 2,4 a
Submontana (400 m)	24,0 \pm 1,8 c	30,5 \pm 11,7 a
Montana (1000 m)	26,4 \pm 1,6 b	30,6 \pm 5,3 a

4.3 Atributos químicos e físicos do solo

De maneira geral, a camada superficial do solo (0-5cm) da Restinga apresentou os menores valores de Ca, Mg, K, SB e V%, indicando provavelmente possuir uma menor fertilidade do solo nessa camada entre as áreas avaliadas (Tabela 2).

Todas as altitudes apresentaram de média a alta CTC e baixa SB, portanto, a porcentagem de V% é muito baixa, aquém da recomendação sugerida pelo Boletim Técnico 100 para o desenvolvimento de espécies florestais nativas (V% = 50%) (MARTINS, 2010; RAIJ et al., 1997), o que indica que os nutrientes provavelmente não estejam predominantemente no solo (Tabela 2). A CTC do solo é influenciada principalmente pelo teor de matéria orgânica e argila.

A participação da matéria orgânica na CTC corresponde a 74% na camada superficial (RAIJ, 1969). A principal característica química dos solos altamente intemperizados é a baixa retenção de cátions (ALLEONI et al., 2009).

Segundo a classificação do Boletim Técnico 100, os limites de interpretação dos nutrientes no solo variaram para o Ca e Mg de baixo a alto e para o K de muito baixo a muito alto (RAIJ et al., 1997). No caso do Al^{+3} , a classificação remete a valores maiores que $5 \text{ mm}_c \text{ dm}^{-3}$ nas profundidades de 20-40cm, gerando condições desfavoráveis ao desenvolvimento radicular, como comentado anteriormente. Adicionalmente, essa camada de solo está associada com saturação por alumínio (m%) maior que 40%, o que foi verificado no presente estudo, atingindo até o dobro desse valor (Tabela 2) (RAIJ et al., 1997). A alta concentração de teores trocáveis de Al deve-se à presença de gibsite nos solos estudados (MARTINS, 2010).

Tipicamente em solos intemperizados (bem drenados), há remoção e lixiviação de cátions e conseqüentemente acúmulo de Al^{+3} trocável nos sítios de cargas negativas. Conjuntamente, a hidrólise do Al^{+3} é propiciada a disponibilização de H^+ , com a acidificação do meio (pH menores que 5) (ALLEONI et al., 2009). A relação entre Al^{+3} e o pH é inversamente proporcional (MOTTA; MELO, 2009). Este fato foi verificado nos solos avaliados, onde o pH variou de 3,3 a 4,3. Com o acúmulo de resíduos orgânicos e além das ciclagens de nutrientes, os vários tipos de vegetação, ao longo do tempo, adaptaram-se a solos ácidos referente ao crescimento das plantas.

Exceto para a densidade, as áreas avaliadas não apresentaram diferenças significativas quanto a areia, silte e argila na camada superficial (0-5cm) do solo, diferentemente quando analisado os valores médios de 0-40 cm.

Em relação à caracterização física, a textura arenosa é predominante nos solos da MR (5m), PA (810m), FODTB (100m), FODS (400m) e FODM (1000m). As maiores porcentagens de argila foram encontradas nas FODTB, em contrapartida as menores porcentagens na MR (Tabela 1). O solo a 100m apresentou textura argilo-arenosa e os solos de 400m e 1000m, no geral, texturas franco argilo-arenosa (MARTINS, 2010). No caso da pastagem, as texturas são franco arenosa e franco argilo-arenosa.

4.4 Teores e estoques de C e N totais e P resina no solo

Os valores dos teores de C total variaram de 4,7 a 80,3 g kg⁻¹, N total de 0,3 a 5,9 g kg⁻¹, P total (PT) de 144,2 a 625,8 mg kg⁻¹ e P resina de 0 a 13 mg kg⁻¹. Todos os elementos avaliados no solo apresentaram diferenças nos valores médios entre as áreas estudadas (Tabela 7).

De maneira geral os teores de C, N totais e P resina no solo, para as áreas estudadas, apresentaram maiores teores na camada superficial (0-5 cm) decrescendo ao longo do perfil no solo (Tabela 7) e aumentando progressivamente de acordo com a altitude. Isso pode ser justificado pelo gradiente de matéria orgânica, presente no perfil do solo, proveniente principalmente da deposição de serapilheira e da atividade biológica. Vários estudos demonstram essa situação. Tais resultados corroboram com o fato de que o solo superficial é a parte dinâmica do ecossistema, sendo este um padrão comum em solos florestais tropicais, funcionando como um reservatório de nutrientes (GOLLEY et al., 1978; SPAROVEK, 1993).

Tabela 7 – Teores de C, N e P totais e P resina nos solos estudados. Os valores representam a média (n=5) ± desvio padrão. Letras iguais maiúsculas em linha e minúsculas em coluna não diferem entre si (Tukey % 5)

Profundidade (cm)	Áreas de estudo (m)*					média
	MR	FODTB	FODS	PA	FODM	
C (g kg⁻¹)						
0-5	39,7 ± 16,2 B	61,1 ± 25,0 AB	54,1 ± 19,5 AB	49,8 ± 11,1 AB	80,3 ± 27,8 A	57,0 ± 15,2 a
5-10	33,2 ± 6,8	46,6 ± 16,9	38,0 ± 9,5	29,8 ± 6,3	60,7 ± 23,1	42,2 ± 12,4 b
10-20	15,2 ± 3,7	35,5 ± 12,2	37,4 ± 13,9	15,4 ± 2,5	49,6 ± 14,3	30,6 ± 16,8 c
20-30	7,6 ± 3,3	21,7 ± 7,6	26,5 ± 5,8	12,6 ± 3,6	44,6 ± 13,1	22,6 ± 14,4 cd
30-40	4,7 ± 2,5	17,2 ± 5,0	18,0 ± 2,8	9,5 ± 1,2	33,9 ± 10,2	16,7 ± 11,1 d
média	20,1 ± 15,6 C	36,4 ± 18,0 B	34,8 ± 15,6 B	23,2 ± 16,7 C	53,8 ± 17,7 A	
CV (%)	38,4					
N (g kg⁻¹)						
0-5	1,9 ± 0,6 B	4,5 ± 1,6 A	4,1 ± 1,2 A	4,0 ± 0,8 A	5,9 ± 1,6 A	4,1 ± 1,4 a
5-10	1,7 ± 0,4	3,4 ± 1,1	3,2 ± 0,7	2,6 ± 0,5	4,8 ± 1,5	3,2 ± 1,1 b
10-20	0,8 ± 0,2	2,5 ± 0,8	3,0 ± 0,9	1,4 ± 0,2	3,7 ± 0,9	2,3 ± 1,2 c
20-30	0,4 ± 0,1	1,6 ± 0,4	2,0 ± 0,3	1,2 ± 0,3	3,2 ± 0,9	1,7 ± 1,0 cd
30-40	0,3 ± 0,1	1,1 ± 0,2	1,4 ± 0,2	0,9 ± 0,1	2,4 ± 0,6	1,2 ± 0,8 d
média	1,0 ± 0,7 D	2,6 ± 1,4 BC	2,7 ± 1,1 B	2,0 ± 1,3 C	4,0 ± 1,4 A	
CV (%)	32,4					
PT (mg kg⁻¹)						
0-5	204,4 ± 51,4 B	625,8 ± 160,5 A	360,6 ± 44,0 BC	361,4 ± 46,0 BC	469,2 ± 66,5 AC	404,3 ab
5-10	197,4 ± 56,4	546,8 ± 72,0	391,6 ± 32,2	385,6 ± 44,2	603,8 ± 115,0	425,0 a
10-20	184,8 ± 85,6	483,2 ± 121,6	423,8 ± 54,0	419,6 ± 58,7	429,6 ± 54,1	388,2 ab
20-30	144,2 ± 15,0	452,2 ± 102,8	316,6 ± 39,3	365,4 ± 40,6	542,2 ± 92,1	364,1 b
30-40	149,4 ± 24,5	454,6 ± 77,9	367,4 ± 11,0	401,2 ± 41,7	440,8 ± 134,2	362,7 b
média	176,0 C	512,5 A	372,0 B	386,6 B	497,1 A	
CV (%)	19,4					
Pi resina (mg kg⁻¹)						
0-5	9,0 ± 2,1 A	11,8 ± 5,8 A	10,4 ± 2,1 A	7,6 ± 2,1 A	12,6 ± 4,5 A	10,3 ± 2,0 a
5-10	6,6 ± 1,8	8,0 ± 2,6	3,4 ± 1,9	5,8 ± 1,5	9,4 ± 5,6	6,6 ± 2,3 b
10-20	2,6 ± 0,9	2,0 ± 2,0	2,4 ± 1,7	2,8 ± 1,1	6,8 ± 2,8	3,3 ± 2,0 c
20-30	1,4 ± 0,5	0,8 ± 0,4	1,0 ± 0,0	2,8 ± 0,4	3,0 ± 1,6	1,8 ± 1,0 cd
30-40	1,4 ± 0,5	0,2 ± 0,4	0,6 ± 0,5	2,8 ± 0,4	1,8 ± 1,1	1,4 ± 1,0 d
média	4,2 ± 3,4 B	4,6 ± 5,1 B	3,6 ± 4,0 B	4,4 ± 2,2 B	6,7 ± 4,5 A	
CV (%)	50,0					

*MR = 5m, FODTB = 100m, FODS = 400m, PA = 810m, FODM = 1000m

Dada a presença da argila em quantidades maiores, as altitudes das fitofisionomias de 100m, 400m e 1000m apresentaram maiores valores de C. De maneira oposta, devido à areia, a altitude de 5m mostrou menores valores de C. A correlação entre a argila e o C é baseada na proteção física (adsorção) dos minerais de argila e teores de Fe ao C. Também como consequência, na menor altitude, ocorre uma baixa densidade e biodiversidade da vegetação comparada às demais fitofisionomias, portanto, uma menor ciclagem de nutrientes e menores taxas de decomposição (MARTINS, 2010). A vegetação da Restinga desenvolve-se em materiais de origens quartzosas e pobres em nutrientes (GOMES, 2005).

Experimentos sobre carbono, nitrogênio no solo e vegetação, em estágios sucessionais de Floresta Ombrófila Densa Submontana em uma cronosequência no litoral do Paraná (BALBINOT, 2007) apresentaram menores teores de C ($35,8\text{g kg}^{-1}$) e N ($2,8\text{g kg}^{-1}$) na camada de 0-5cm quando comparadas às parcelas correspondentes da Floresta Ombrófila Densa Submontana no presente estudo (Tabela 7). Provavelmente isso ocorreu devido à posição geográfica e, conseqüentemente, em função do clima dos dois objetos do estudo em questão. Na área de estudo do Paraná as temperaturas tendem a ser mais amenas o que afeta diretamente a atividade biológica, a ciclagem e a disponibilidade de nutrientes no solo.

Através das informações apresentadas no Boletim Técnico 100, os teores de P resina contidos no solo da topossequência estudada são consideráveis. A afirmação de que florestas tropicais são pobres em termos de fertilidade do solo é compreensível quando analisado apenas o solo em si, sem a participação da serapilheira. Esse material depositado sobre o solo possibilita a ciclagem do elemento e o aumento dos seus teores, atingindo valores classificados como altos para P resina em florestas (RAIJ et al., 1997). Deste modo, caso fosse retirada a floresta, ou seja, interrompida a ciclagem, a capacidade do ecossistema em suprir a demanda nutricional desse macronutriente à vegetação, seria prejudicada e o solo se comportaria para o P como um solo agricultável, dependente de insumos agrícolas.

Concordando com os resultados encontrados na altitude de 1000m (Montana), Amazonas (2010), trabalhando com o bioma Mata Atlântica em diferentes Florestas Estacionais Semidecíduais numa cronosequência (reflorestamento de 21 anos, 52 anos e floresta natural) na região de Campinas, verificou valores semelhantes de P resina na camada de 0-10cm do solo. Esse nutriente seria mais limitante nas etapas finais da sucessão secundária, contrariamente o que ocorre com o N. Pelos modelos de restauração empregados nessa cronosequência, durante a

sucessão há uma mudança no balanço dos nutrientes no ecossistema, à medida que a vegetação vai se desenvolvendo, a economia de N é transferida para a economia de P nas fases finais da sucessão, sendo uma característica típica de uma floresta tropical madura. No caso do N, nem mesmo as florestas restauradas com 52 anos de idade conseguiram restaurar a ciclagem de N. Nesse contexto, é notória a importância da preservação e manutenção dos ciclos biogeoquímicos para o equilíbrio do ecossistema, através do aumento do tempo de residência dos nutrientes na floresta.

Contrariamente à hipótese de Soethe, Lehmann e Engels (2008), de que o fornecimento nutricional adequado é crítico em maiores altitudes sendo disponibilizado pela lenta taxa de mineralização, os resultados obtidos mostraram maiores teores de nutrientes justamente nas maiores altitudes. No caso do N, (TANNER; VITOUSEK; CUEVAS, 1998), florestas tropicais Montanas funcionam mais como florestas de maiores altitudes do que florestas de Terras Baixas. As fitofisionomias mais elevadas da Mata Atlântica são consideradas florestas de montanha (pobres em N), todavia, são florestas antigas (ricas em N) e com maiores perdas que fitofisionomias de Terras Baixas (MARTINS, 2010).

A premissa de Walker e Syers (1976), os quais assumem que solos geologicamente mais velhos apresentam deficiência em P e seriam ricos em nitrogênio, se aplica no caso do N na topossequência analisada. Valores de N total na camada superficial (0-5 cm) na FODM representam aproximadamente três vezes mais quando comparados aos da MR. Estudos sobre o grau de intemperismo nas mesmas parcelas avaliadas demonstram que os solos da encosta (FODTB, FODS e FODM) apresentam um envelhecimento do solo proporcional ao aumento altitudinal, sendo a MR considerada um ambiente geologicamente mais recente (MARTINS, 2010; RIZZINI, 1997).

Quanto ao P resina, o modelo de Walker e Syers (1976) poderia ser aplicado se os solos avaliados estivessem contidos no mesmo ambiente. Por esse modelo, maiores valores de P eram esperados em ambientes geologicamente mais recentes (Restinga), o que na realidade foi o contrário para os solos avaliados. Portanto, referente ao modelo deve ser feita uma ressalva quando o P estiver em ambientes diferentes com variadas idades geológicas.

Poucos estudos são realizados em locais geologicamente antigos, englobando a disponibilidade de P a longo prazo. Na maioria são trabalhos, que avaliam a disponibilidade do nutriente em um curto período de tempo geológico, numa sucessão florestal.

Os expressivos dados de P encontrados na camada superficial das parcelas K e N (Montana - 1000m) poderiam ser justificados pelo coeficiente de difusão do fosfato, o qual varia em função da umidade do solo. No entanto, estudos realizados nas altitudes de 100m, 400m e 1000m, comprovaram que a umidade do solo medida através dos espaços porosos do solo, preenchidos por água, diminuiu com a altitude (SOUSA, 2008). A disponibilidade de tal nutriente em solos como os dos ambientes estudados, também poderia ser explicada pela textura argilosa do solo, a qual facilita a retenção da umidade e por se tratar de uma floresta ombrófila.

Estudos sobre o estoque de C numa toposequência com classes de solos distintas cultivadas com eucaliptos, verificaram que esses estoques correlacionaram-se com a posição da paisagem e com o teor de argila (BALIEIRO et al., 2008) confirmando essa correlação, o mesmo foi verificado neste estudo (Tabela 8). Entre as fitofisionomias avaliadas, as que apresentaram maior capacidade de estocar nutrientes foram a FODTB e a FODM, as quais também apresentaram, em geral, maiores porcentagens de argila (Tabela 1 e 8).

Com o objetivo de avaliar o impacto da conversão da floresta nativa em pastagem cultivada e a exposição da pastagem nativa ao sistema de pastejo contínuo no bioma Pantanal, foram avaliados os estoques de C e N no solo. Os resultados mostraram que a conversão de florestas em pastagens promoveu redução nos estoques de carbono orgânico e carbono microbiano no solo, principalmente nas pastagens cultivadas há mais tempo. Contudo, não houve alteração nos estoques de N total. As pastagens cultivadas e nativas, sob pastejo contínuo, não são capazes de acumular mais carbono no solo do que os ecossistemas naturais (CARDOSO et al., 2010). Ao contrário, estudos realizados em duas cronosequências com florestas e pastagens de 8 e 20 anos em Rondônia, concluíram que, apesar dos modelos de C no solo assumirem declínios no conteúdo desse elemento após conversão da floresta para pastagens, os conteúdos de carbono e nitrogênio aumentaram na pastagem com 20 anos de implantação em uma das cronosequências estudadas. Também, o uso de $\delta^{13}\text{C}$ permitiu diferenciar o carbono remanescente da floresta e o introduzido pela pastagem. Verificou-se uma tendência de aumento do carbono do solo derivado da pastagem, acompanhado de um declínio do carbono do solo derivado da floresta (MORAES et al., 2002).

As concentrações encontradas nesse estudo, nas médias totais de C na altitude de Montana foram mais que o dobro das apresentadas pela pastagem (Tabela 7). Referentes aos trabalhos

comentados anteriormente (CARDOSO et al., 2010; MORAES et al., 2002), pode-se inferir que apesar da diminuição de C na transição entre a retirada da floresta para a implantação da

Tabela 8 – Estoques de C, N e P totais e P resina nos solos estudados. Os valores representam a média (n=5) ± desvio padrão. Letras iguais maiúsculas em linha e minúsculas em coluna não diferem entre si (Tukey % 5)

Profundidade (cm)	Áreas de estudo (m)*					média
	MR	FODTB	FODS	PA	FOSM	
C (Mg ha⁻¹)						
0-5	19,8 ± 8,0 A	30,7 ± 9,7 A	27,8 ± 6,8 A	32,6 ± 7,8 A	24,5 ± 8,5 A	27,1 ± 3,6 b
5-10	18,9 ± 3,9	27,3 ± 6,3	17,4 ± 2,7	20,6 ± 5,1	24,1 ± 8,3	21,6 ± 4,0 b
10-20	20,6 ± 5,0	41,8 ± 7,3	45,9 ± 17,4	21,6 ± 3,5	51,8 ± 12,7	36,4 ± 14,4 a
20-30	9,9 ± 4,3	31,3 ± 12,3	32,3 ± 10,2	18,5 ± 5,1	50,6 ± 16,0	28,5 ± 15,4 b
30-40	6,2 ± 3,2	24,1 ± 8,7	22,1 ± 5,2	14,2 ± 1,9	41,5 ± 13,7	21,6 ± 13,2 b
média	15,1 ± 7,0 C	31,0 ± 6,7 B	29,1 ± 11,0 B	21,5 ± 6,8 C	38,5 ± 13,6 A	
estoque acumulado	75,4	155,2	145,5	107,5	192,5	
CV (%)	32,4					
N (Mg ha⁻¹)						
0-5	0,9 ± 0,3 B	2,3 ± 0,6 A	2,1 ± 0,4 AB	2,7 ± 0,6 A	1,8 ± 0,5 AB	2,0 ± 0,6 bc
5-10	1,0 ± 0,2	2,0 ± 0,3	1,5 ± 0,1	1,8 ± 0,4	1,9 ± 0,5	1,6 ± 0,4 c
10-20	1,1 ± 0,2	3,2 ± 0,4	3,6 ± 1,2	1,9 ± 0,2	3,8 ± 0,8	2,7 ± 1,2 a
20-30	0,5 ± 0,2	2,3 ± 0,7	2,5 ± 0,5	1,7 ± 0,4	3,6 ± 1,1	2,1 ± 1,1 b
30-40	0,4 ± 0,1	1,7 ± 0,4	1,7 ± 0,3	1,3 ± 0,2	2,9 ± 0,9	1,6 ± 0,9 c
média	0,8 ± 0,3 C	2,3 ± 0,6 B	2,3 ± 0,8 B	1,9 ± 0,5 B	2,8 ± 0,9 A	
estoque acumulado	3,9	11,5	11,4	9,4	14,0	
CV (%)	26,8					
PT (kg ha⁻¹)						
0-5	100,9 ± 25,4 B	310,8 ± 92,0 A	186,9 ± 16,9 B	236,7 ± 36,4 B	142,7 ± 19,7 B	195,6 ± 81,8 b
5-10	111,8 ± 40,0	305,8 ± 54,17	215,4 ± 20,1	266,2 ± 37,4	241,1 ± 46,6	228,1 ± 73,4 b
10-20	250,5 ± 116,0	612,0 ± 154,0	519,4 ± 66,6	588,9 ± 95,5	455,4 ± 67,8	485,2 ± 144,9 a
20-30	118,2 ± 19,6	606,5 ± 131,2	405,1 ± 46,5	537,3 ± 62,6	613,6 ± 97,2	470,1 ± 206,6 a
30-40	194,8 ± 32,0	601,9 ± 123,0	464,7 ± 14,1	560,0 ± 77,5	528,8 ± 95,1	479,0 ± 161,8 a
média	169,3 ± 65,0 D	487,4 ± 163,5 A	358,3 ± 149,4 C	445,8 ± 171,4 AB	396,3 ± 198,0 BC	
estoque acumulado	776,2	2437,0	1791,5	2189,1	1981,6	
CV (%)	20,1					
Presina (kg ha⁻¹)						
0-5	4,9 ± 1,2 B	10,5 ± 5,1 A	6,5 ± 1,5 AB	5,0 ± 1,5 B	4,5 ± 1,7 B	6,3 ± 2,5 a
5-10	4,0 ± 0,7	7,6 ± 2,5	2,4 ± 1,1	4,0 ± 1,1	4,3 ± 2,8	4,5 ± 1,9 bc
10-20	4,5 ± 0,7	5,8 ± 5,1	3,6 ± 2,4	3,9 ± 1,5	7,0 ± 2,0	4,9 ± 1,4 ab
20-30	1,6 ± 0,8	2,5 ± 1,6	1,3 ± 0,5	4,1 ± 0,6	5,4 ± 2,2	3,0 ± 1,7 cd
30-40	1,8 ± 0,7	1,5 ± 0,7	0,8 ± 0,4	4,2 ± 0,7	3,2 ± 1,3	2,3 ± 1,4 d
média	3,4 ± 1,5 BC	5,6 ± 3,7 A	2,9 ± 2,3 C	4,2 ± 0,4 ABC	4,9 ± 1,4 AB	
estoque acumulado	16,8	27,9	14,6	21,2	24,4	
CV (%)	48,0					

*MR = 5m, FODTB = 100m, FODS = 400m, PA = 810m, FODM = 1000m

pastagem, com o tempo e dependendo do manejo da mesma, os teores de C podem aumentar. As perdas de C do solo são resultado de baixos estoques de matéria orgânica e acarretam a diminuição da qualidade do solo, portanto da sustentabilidade do ecossistema (SIQUEIRA; SOARES; SILVA, 2008).

Nas áreas avaliadas a relação C/N do solo variou de 12,0 a 20,5 e a N/P de 1,9 a 13,0. A diminuição de tais valores, principalmente de N/P, foi proporcional ao aumento da profundidade do solo.

As maiores relações de C/N foram observadas nos solos mais arenosos e as de N/P, nos solos mais argilosos (Tabela 9). Esses resultados são exemplificados, no caso da Restinga (5m), a qual é considerada pobre em N, como anteriormente comentado para a serapilheira. A análise entre as relações N/P do solo e da serapilheira, indicam a permanência desses nutrientes preferencialmente na vegetação, corroborando o fato de que em ecossistemas tropicais a maior concentração dos nutrientes está alocada na biomassa, onde a ciclagem via serapilheira é fundamental.

Tabela 9 – Relação C/N e N/P dos solos avaliados. Os valores representam a média (n=5) \pm desvio padrão. Letras iguais maiúsculas em linha e minúsculas em coluna não diferem entre si (Tukey % 5)

Profundidade (cm)	Áreas de estudo (m)*					média
	MR	FODTB	FODS	PA	FODM	
	C/N					
0-5	20,5 \pm 2,1 A	13,4 \pm 1,2 B	12,8 \pm 1,1 B	12,2 \pm 0,5 B	13,4 \pm 1,1 B	14,5 \pm 3,4 a
5-10	19,8 \pm 1,4	13,6 \pm 1,0	12,0 \pm 0,6	11,3 \pm 0,2	12,6 \pm 1,0	14,0 \pm 3,4 a
10-20	18,4 \pm 0,7	14,0 \pm 0,4	12,4 \pm 1,8	11,1 \pm 0,4	13,4 \pm 0,7	13,9 \pm 2,8 a
20-30	17,9 \pm 2,7	13,8 \pm 1,6	13,0 \pm 1,2	10,7 \pm 0,3	13,8 \pm 1,2	13,8 \pm 2,6 a
30-40	15,9 \pm 4,5	14,4 \pm 1,2	12,6 \pm 0,9	10,6 \pm 0,4	14,1 \pm 1,0	13,5 \pm 2,0 a
média	18,5 \pm 1,8 A	13,8 \pm 0,4 B	12,6 \pm 0,4 C	11,2 \pm 0,6 D	13,5 \pm 0,6 BC	
	N/PT**					
						média
0-5	9,4 \pm 2,5 A	8,0 \pm 4,8 A	11,7 \pm 3,4 A	11,2 \pm 1,4 A	13,0 \pm 4,8 A	10,6 \pm 2,0 a
5-10	8,9 \pm 2,5	6,5 \pm 2,8	8,1 \pm 1,8	6,9 \pm 0,8	8,2 \pm 3,2	7,7 \pm 1,0 b
10-20	4,9 \pm 1,5	5,7 \pm 2,9	7,3 \pm 3,0	3,4 \pm 0,6	8,5 \pm 1,8	6,0 \pm 2,0 bc
20-30	3,0 \pm 1,2	3,6 \pm 1,3	6,5 \pm 1,6	3,3 \pm 1,2	5,8 \pm 0,8	4,4 \pm 1,6 cd
30-40	1,9 \pm 0,6	2,6 \pm 0,5	3,9 \pm 0,4	2,3 \pm 0,2	5,6 \pm 1,9	3,3 \pm 1,5 d
média	5,6 \pm 3,4 B	5,3 \pm 2,2 B	7,5 \pm 2,8 A	5,4 \pm 3,7 B	8,2 \pm 3,0 A	

*MR = 5m, FODTB = 100m, FODS = 400m, PA = 810m, FODM = 1000m

**relação obtida através do PT (somatório de todas as frações) no fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982)

4.5 Fracionamento do P

A dificuldade em se trabalhar com o fracionamento sequencial do P é apoiada na falta de padronização da metodologia, desde a pequena e variada quantidade de solo inicial para as várias extrações, à diversidade de modificações realizadas a partir de Hedley et al. (1982) quanto à sequência e tipos de extratores descritos em vários trabalhos. No presente estudo, esse quadro é acentuado pela ausência de trabalhos vinculados a ecossistemas naturais tropicais (principalmente na Mata Atlântica), nas condições de uma cronosequência em uma toposequência.

O contexto envolvendo as frações do P no solo e os seus respectivos extratores, NaHCO_3 , NaOH e HCl , utilizados no fracionamento sequencial, deve ser fundamentado em relação ao pH. O aumento ou diminuição deste em função do uso de um ácido ou uma base é decisiva na determinação da labilidade do P, cuja interação ocorre pela formação de complexos com Ca, Fe e Al. Por exemplo, em concentrações fixas de Ca no solo, a diminuição do pH propiciará um decréscimo da atividade de OH^- e conseqüentemente um aumento na atividade de fósforo, o que ocorre de maneira contrária com os óxidos de Fe e Al (RAIJ, 1991). Assim, no fracionamento as formas lábeis são extraídas com resina e NaHCO_3 , as formas pouco lábeis, retidas com mais energia por Fe e Al são extraídas com NaOH . O P ligado ao Ca é extraído com HCl e, finalmente, P_i , relativamente insolúvel, está associado ao P residual (NOVAIS; SMYTH, 1999).

Conforme a capacidade de extração, os extratores são agrupados nos respectivos compartimentos do solo. O P resina e P NaHCO_3 fazem referência ao compartimento lábil, o P NaOH , ao moderadamente lábil e o P HCl juntamente ao P residual, ao não lábil. Na literatura, muitas vezes, essa terminologia apresenta variações quanto ao extrator e seu respectivo compartimento, dificultando a comparação dos estudos disponíveis (CROSS; SCHLESINGER, 1995).

O fracionamento sequencial segundo Hedley et al. (1982), não colabora apenas com o entendimento dos diversos compartimentos de P no solo, mas também, auxilia nos aspectos relacionados à pedogênese. Através das quantidades, formas e distribuição de P, juntamente com dados dos fatores de formação do solo, como declive e drenagem, é possível melhorar o entendimento dos processos de formação de solo numa toposequência (WALKER; SYERS, 1976). A pedologia juntamente com a geologia, por estarem intrinsecamente relacionados ao teor

de água, à disponibilidade de nutrientes e ao espaço físico para o desenvolvimento do sistema radicular, atuam na seletividade das espécies (IVANAUSKAS, 1997).

4.5.1 Compartimento lábil e moderadamente lábil de P no solo

O compartimento lábil, que representa o fósforo prontamente disponível aos microrganismos e às plantas (Tabelas 10 e 11), apresentou pequena contribuição nas frações P resina, Pi NaHCO₃ e Po NaHCO₃ em relação ao PT (somatório de todas as frações), em função dos valores médios de 0-40 cm, indicando que dever haver vários mecanismos no uso eficiente desse nutriente na interação solo-planta-serapilheira, como esperado para ecossistemas naturais tropicais. O P resina representou em média de 1% a 2%, o Pi NaHCO₃ de 0% a 2% e o Po NaHCO₃ de 3% a 6%. Também ocorrem formas de Po na fração P residual (compartimento não lábil), mas de maneira pouco disponível no solo (CROSS; SCHLESINGER, 1995), podendo ser desconsideradas do compartimento lábil e moderadamente lábil, pois não representam quantitativamente o reservatório de maior contribuição do P às plantas.

Dada a pequena fração disponível no compartimento lábil, pode-se inferir que existe uma competição entre as plantas e organismos do solo nessas áreas. Esses, por fim, competem ativamente pelas quantidades escassas de P lábil, mantidas na solução do solo por meios de processos que envolvem a solubilização e a adsorção-desorção (TATE, 1984).

O único extrator que não sofreu influência, tanto da altitude como da profundidade para uma mesma área, foi o Pi NaOH (Tabela 12). Este fato, provavelmente poderia ser justificado porque Pi NaOH está contido em um compartimento moderadamente lábil, o qual depende mais da ação do tempo do que do próprio solo. Mesmo sendo considerado como moderadamente lábil nos trabalhos de fracionamento de P, tem uma contribuição expressiva para o P no solo (ARAÚJO; SALCEDO, 1997; NEGASSA, LEINWEBER, 2009; SANTOS et al., 2008).

Na literatura não existe uma padronização dos resultados para as diferenças entre ecossistemas naturais e áreas agricultáveis relativas às frações do fracionamento sequencial, principalmente das orgânicas, pois cada situação ocorre em um solo específico, um histórico da área, um método empregado, uma vegetação peculiar, um microclima diferente, etc.

Tabela 10 – Relações entre as frações e compartimentos de P no solo nas áreas de estudo obtidos através do fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982). Os valores representam a média

Relações entre as frações e compartimentos	MR	Áreas de estudo (m)*			
		FODTB	FODS	PA	FODM
		----- % -----			
P resina / PT (0-40 cm)	2	1	1	1	1
Po NaHCO ₃ / PT (0-40 cm)	6	3	4	5	3
Po NaOH / PT (0-40 cm)	12	13	6	9	6
Pi NaHCO ₃ / PT (0-40 cm)	2	0	0	2	1
Pi NaOH / PT (0-40 cm)	11	10	9	13	8
Pi HCl / PT (0-40 cm)	3	1	2	1	1
P residual / PT (0-40 cm)	63	72	78	70	80
Po NaHCO ₃ / Pt NaHCO ₃ (0-40 cm)	75	92	92	76	78
Po NaOH / Pt NaOH (0-40 cm)	52	57	41	40	42
P lábil / PT (0-40 cm)	11	12	5	8	6
P moderadamente lábil / PT (0-40 cm)	22	23	15	22	14
P moderadamente lábil / PT (0-5 cm)	22	24	21	21	19
P moderadamente lábil / "P disponível para a planta" (0-40 cm)	67	86	75	74	72
P lábil / PT (0-5 cm)	16	3	6	11	8
P não lábil / PT (0-40 cm)	70	73	80	70	80
Po / P "disponível" para a planta (0-5 cm)	50	54	51	36	48
Po / P "disponível" para a planta (5-10 cm)	58	65	51	46	49
P biológico (0-40 cm)	18	16	10	14	9
P biológico (0-5 cm)	19	15	15	11	13
P geoquímico (0-40 cm)	82	84	90	86	91
P "disponível" / PT (0-40 cm)	33	27	20	30	20
P "disponível" / PT (0-5 cm)	38	28	29	32	27
P "disponível" / PT (5-10 cm)	39	31	22	33	20
P "disponível" (0-5 cm) / PT (0-40 cm)	44	35	28	29	25

*MR = 5m, FODTB = 100m, FODS = 400m, PA = 810m, FODM = 1000m

Tabela 11 – Compartimento lábil de P extraído pelo fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982) dos solos estudados. Os valores representam a média (n=5) ± desvio padrão. Letras iguais maiúsculas em linha e minúsculas em coluna não diferem entre si (Tukey 5%)

Profundidade (cm)	MR	FODTB	Áreas (m)*			FODM
			FODS	PA	FODM	
Pi resina (mg kg⁻¹)						
						média
0-5	9,0 ± 2,1 Aa	11,8 ± 5,8 Aa	10,4 ± 2,1 Aa	7,6 ± 2,1 Aa	12,6 ± 4,5 Aa	10,3 ± 2,0 a
5-10	6,6 ± 1,8 ABab	8,0 ± 2,6 ABa	3,4 ± 1,9 Bb	5,8 ± 1,5 ABa	9,4 ± 5,6 Aab	6,6 ± 2,3 b
10-20	2,6 ± 0,9 Ab	2,0 ± 2,0 Ab	2,4 ± 1,7 Ab	2,8 ± 1,1 Aa	6,8 ± 2,8 Abc	3,3 ± 2,0 c
20-30	1,4 ± 0,5 Ab	0,8 ± 0,4 Ab	1,0 ± 0,0 Ab	2,8 ± 0,4 Aa	3,0 ± 1,6 Ac	1,8 ± 1,0 cd
30-40	1,4 ± 0,5 Ab	0,2 ± 0,4 Ab	0,6 ± 0,5 Ab	2,8 ± 0,4 Aa	1,8 ± 1,1 Ac	1,4 ± 1,0 d
média	4,2 ± 3,4 B	4,6 ± 5,1 B	3,6 ± 4,0 B	4,4 ± 2,2 B	6,7 ± 4,5 A	
CV (%)	50,0					
Pi NaHCO₃ (mg kg⁻¹)						
						média
0-5	7,2 ± 6,1 ABCa	1,0 ± 0,0 Ca	1,0 ± 0,0 BCa	10,0 ± 5,2 Aa	2,6 ± 2,2 Ca	4,4 ± 4,0 a
5-10	3,8 ± 2,8 Aa	1,0 ± 0,0 Aa	1,2 ± 0,4 Aa	2,0 ± 1,7 Ab	3,8 ± 3,9 Aa	2,4 ± 1,4 a
10-20	3,0 ± 2,8 Aa	1,6 ± 0,9 Aa	1,8 ± 1,3 Aa	3,4 ± 1,9 Aab	7,8 ± 5,0 Aa	3,5 ± 2,5 a
20-30	3,2 ± 2,5 Aa	1,2 ± 0,4 Aa	1,8 ± 1,3 Aa	8,2 ± 5,3 Aab	3,0 ± 3,1 Aa	3,5 ± 2,8 a
30-40	1,8 ± 0,8 Aa	1,0 ± 0,0 Aa	1,2 ± 0,4 Aa	7,0 ± 4,3 Aab	6,2 ± 5,5 Aa	3,5 ± 3,0 a
média	3,8 ± 2,0 A	1,16 ± 0,3 B	1,40 ± 0,4 B	6,12 ± 3,3 A	4,68 ± 2,2 A	
CV (%)	88,3					
Pt NaHCO₃ (mg kg⁻¹)						
						média
0-5	23,0 ± 4,5 ABab	9,6 ± 6,4 Ba	20,6 ± 4,8 ABa	30,6 ± 5,7 Aa	25,4 ± 7,4 Aa	21,8 ± 7,8 a
5-10	24,8 ± 4,1 Aa	19,0 ± 11,1 Aa	14,0 ± 5,2 Aa	26,2 ± 4,3 Aa	22,2 ± 1,6 Aa	21,4 ± 4,9 a
10-20	13,8 ± 4,0 Aabc	14,8 ± 8,3 Aa	22,0 ± 5,3 Aa	23,4 ± 5,0 Aa	23,8 ± 6,7 Aa	19,6 ± 4,9 ab
20-30	8,8 ± 4,1 Abc	17,2 ± 14,1 Aa	12,8 ± 3,3 Aa	19,2 ± 7,1 Aa	17,6 ± 8,4 Aa	15,1 ± 4,3 bc
30-40	5,4 ± 2,3 Ac	11,6 ± 4,5 Aa	7,6 ± 2,9 Aa	28,2 ± 11,8 Ba	17,6 ± 3,4 ABa	14,1 ± 9,1 c
média	15,2 ± 8,5 B	14,5 ± 3,9 B	15,5 ± 6,0 B	25,5 ± 4,4 A	21,3 ± 3,6 A	
CV (%)	35,7					
Po NaHCO₃ (mg kg⁻¹)						
						média
0-5	15,8 ± 8,4 Aab	8,6 ± 6,4 Aa	19,4 ± 4,8 Aa	20,6 ± 3,0 Aa	22,8 ± 6,4 Aa	17,4 ± 5,6 a
5-10	21,0 ± 5,2 Aa	18,0 ± 11,1 Aa	13,6 ± 4,9 Aa	24,2 ± 5,0 Aa	18,4 ± 4,9 Aa	19,1 ± 3,9 a
10-20	10,8 ± 2,8 Aab	13,2 ± 7,5 Aa	20,2 ± 6,0 Aa	20,0 ± 6,0 Aa	16,0 ± 3,7 Aa	16,1 ± 4,1 ab
20-30	5,6 ± 3,6 Aab	16,0 ± 14,3 Aa	11,0 ± 3,1 Aa	11,0 ± 6,9 Aa	14,6 ± 6,4 Aa	11,6 ± 4,0 bc
30-40	3,6 ± 2,1 Bb	10,6 ± 4,5 ABa	6,4 ± 3,1 ABa	21,2 ± 11,6 Aa	11,4 ± 4,9 ABa	10,6 ± 6,7 c
média	11,4 ± 7,2 C	13,3 ± 3,8 BC	14,2 ± 5,8 BC	19,4 ± 5,0 A	16,6 ± 4,3 AB	
CV (%)	44,0					

*MR = 5m, FODTB = 100m, FODS = 400m, PA = 810m, FODM = 1000m

Tabela 12 – Compartimento moderadamente lábil de P extraído pelo fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982), nas diferentes camadas de solo das áreas estudadas. Os valores representam a média (n=5) ± desvio padrão. Letras iguais maiúsculas em linha e minúsculas em coluna não diferem entre si (Tukey % 5)

Profundidade (cm)	Áreas (m)*					média
	MR	FODTB	FODS	PA	FODM	
Pi NaOH (mg kg⁻¹)						
0-5	22,8 ± 4,3 Aa	67,2 ± 16,7 Aa	40,8 ± 7,7 Aa	55,2 ± 8,3 Aa	49,8 ± 19,7 Aa	47,2 ± 16,6 a
5-10	21,6 ± 1,7 Aa	51,4 ± 16,8 Aa	38,4 ± 3,4 Aa	60,4 ± 8,0 Aa	48,8 ± 16,2 Aa	44,2 ± 14,8 ab
10-20	15,6 ± 1,8 Aa	43,8 ± 7,9 Aa	35,8 ± 4,7 Aa	46,0 ± 8,7 Aa	47,4 ± 10,5 Aa	37,7 ± 13,2 bc
20-30	15,2 ± 0,8 Aa	43,2 ± 6,3 Aa	21,0 ± 8,0 Aa	47,0 ± 8,6 Aa	33,6 ± 9,4 Aa	32,0 ± 13,7 c
30-40	17,2 ± 1,8 Aa	49,8 ± 7,5 Aa	29,0 ± 1,6 Aa	47,4 ± 11,2 Aa	28,0 ± 4,6 Aa	34,3 ± 13,9 c
média	18,5 ± 3,5 D	51,1 ± 9,7 A	33,0 ± 8,0 C	51,2 ± 6,3 A	41,5 ± 10,0 B	
CV (%)	24,0					
Pt NaOH (mg kg⁻¹)						
0-5	45,4 ± 11,6 Ba	153,0 ± 25,9 Aa	74,8 ± 5,8 Ba	75,6 ± 9,1 Ba	88,0 ± 25,4 Ba	87,4 ± 39,9 a
5-10	45,4 ± 13,6 Ca	143,2 ± 44,4 Aab	69,0 ± 9,5 BCa	93,2 ± 13,3 Ba	89,0 ± 15,4 BCa	88,8 ± 36,2 a
10-20	32,6 ± 14,6 Ba	109,2 ± 23,2 Aacd	61,6 ± 6,8 ABa	91,6 ± 22,9 Aa	63,4 ± 10,0 ABa	71,7 ± 29,6 b
20-30	33,4 ± 16,4 Ba	105,0 ± 33,4 Abcd	33,0 ± 6,2 Ba	78,4 ± 27,7 ABa	71,8 ± 23,4 ABa	64,3 ± 31,0 b
30-40	38,2 ± 14,0 Ba	79,0 ± 11,1 ABd	41,6 ± 7,6 ABa	86,4 ± 23,9 Aa	43,2 ± 4,3 ABa	57,7 ± 23,1 b
média	39,0 ± 6,2 D	117,9 ± 30,1 A	56,0 ± 18,0 C	85,1 ± 7,8 B	71,1 ± 19,0 BC	
CV (%)	26,2					
Po NaOH (mg kg⁻¹)						
0-5	22,6 ± 8,6 Ba	85,8 ± 15,1 Aa	34,0 ± 4,3 Ba	20,4 ± 8,6 Ba	38,2 ± 18,4 Ba	40,2 ± 26,6 a
5-10	23,8 ± 12,2 Ba	91,8 ± 42,7 Aa	30,6 ± 7,7 Ba	32,8 ± 6,1 Ba	40,2 ± 16,8 Ba	43,8 ± 27,4 a
10-20	17,0 ± 14,1 Ba	65,4 ± 15,9 Aab	25,8 ± 7,6 ABa	45,6 ± 17,9 ABa	16,0 ± 8,6 Ba	34,0 ± 21,2 ab
20-30	18,2 ± 17,0 Ba	61,8 ± 28,6 Aab	12,0 ± 3,7 Ba	31,4 ± 22,2 ABa	38,2 ± 29,4 ABa	32,3 ± 19,5 ab
30-40	21,0 ± 12,9 Aa	29,2 ± 9,6 Ab	12,6 ± 7,6 Aa	39,0 ± 16,6 Aa	15,2 ± 4,3 Aa	23,4 ± 10,8 b
média	20,5 ± 2,9 C	66,8 ± 24,6 A	23,0 ± 10,2 BC	33,8 ± 9,4 B	29,6 ± 12,8 BC	
CV (%)	48,4					

*MR = 5m, FODTB = 100m, FODS = 400m, PA = 810m, FODM = 1000m

Inversamente aos resultados observados, em estudos sobre Po lábil obtidos com outro método de extração (BOWMAN; COLE, 1978) e Po total também por outra extração sequencial (BOWMAN, 1989) em solos sob florestas montana, pastagens e eucalipto, do entorno do Parque Estadual de Desengano - RJ, (CUNHA, et al. 2007), a média do Po lábil (Po NaHCO_3) na PA (810m) foi estatisticamente igual a FODM (1000m) e maior que a MR (5m), FODTB (100m) e FODS (400m). A média do Po total ($\text{Po NaHCO}_3 + \text{Po NaOH}$) na PA foi de $53,2 \text{ mg kg}^{-1}$, semelhante a encontrada na área mais próxima, a FODM, com $46,2 \text{ mg kg}^{-1}$. No caso, esse estudo foi realizado com 3 sítios florestais (2 sítios compreendendo fragmentos florestais e o outro, um povoamento de *Corymbia citriodora*) em diferentes altitudes (250m, 600m e 900m) e para cada um deles havia uma pastagem degradada correspondente. Nesse contexto, para todos os sítios, sempre o Po total da floresta foi superior ao da correspondente pastagem. As diferenças entre Po total da floresta e sua respectiva área degradada, variaram de 25 a 74% e não apresentaram um padrão altitudinal. Sob um aspecto, o estudo citado condiz com os resultados obtidos neste estudo, o Po lábil (Po NaHCO_3) predominou sobre a fração Pi lábil ($\text{Pi NaHCO}_3 + \text{P resina}$).

Neste estudo, os teores médios de Po total para as fitofisionomias (Po NaHCO_3 e Po NaOH) variaram de $32,0$ a $80,1 \text{ mg kg}^{-1}$ nas diferentes altitudes e foram aquém dos encontrados em outros trabalhos (Tabela 11 e 12). Também em Cambissolos de fragmentos de floresta natural na região Sudeste, avaliando o conteúdo de fósforo microbiano, orgânico e biodisponível foram encontrados teores de Po total entre $87,8$ e $771,5 \text{ mg kg}^{-1}$. Na PA, os resultados estão de acordo com os apresentados para pastagens sob Latossolos ($22,0$ a $84,0 \text{ mg kg}^{-1}$) (GUERRA, et al., 1996).

A princípio, a evidência de teores médios do Po NaHCO_3 e Po NaOH serem iguais na pastagem (810m) e na área mais próxima em termos de altitude, Montana (1000m), iguais ou maiores algumas vezes nas demais áreas, não era esperada. Isso estaria associado a uma possível maior taxa de decomposição da matéria orgânica na pastagem, onde a temperatura seria mais elevada, favorecendo a ação dos microrganismos decompositores e, por conseguinte, um elevado teor de Po. Estudos demonstraram que durante um intervalo de um ano a produção de serapilheira em pastagens na Bahia alcançou 21 Mg kg^{-1} (REZENDE et al., 1999), maior do que a média obtida para as florestas das demais altitudes avaliadas que alcançaram, no máximo,

10Mg kg⁻¹. Talvez a pluviosidade da região estudada favoreça elevados índices de serapilheira na pastagem e, portanto, maiores teores de Po NaHCO₃ e Po NaOH.

Entretanto, as porcentagens obtidas de P “disponível para a planta” (0-5cm) / PT (média), corroboram a ressalva de que na ausência da floresta o P entra mais em contato com o solo, elevando os reservatórios do P não lábil e fixando mais esse elemento. A menor relação Po / P “disponível para a planta” (0-5 cm) na pastagem também evidencia essa ocorrência.

Isso demonstra que, embora em vários casos as frações avaliadas isoladamente de Po ou o Po total na pastagem, muitas vezes são superiores às das demais áreas, o importante para a comparação é o quanto a fração orgânica está presente dentro do que realmente é disponível à planta, ou qual a capacidade das áreas em realmente prover frações lábeis e moderadamente lábeis à vegetação.

Mesmo a porcentagem de P orgânico (Po NaHCO₃ e Po NaOH) (0-40 cm) em relação ao PT (somatório de todas as frações de P) sendo baixa nas áreas estudadas (3 a 13%), a contribuição, em função dos valores médios de 0-10 cm, do P orgânico (Po NaHCO₃ e Po NaOH) dentro do compartimento “disponível para a planta” (lábil e moderadamente lábil) é significativo (Tabela 10). A relação $(Po\ NaHCO_3 + Po\ NaOH) / [(Pi\ NaHCO_3 + Pi\ NaOH) + (Po\ NaHCO_3 + Po\ NaOH) + P\ resina]$, ou seja, a contribuição dos fósforos orgânicos presentes no solo, em função de tudo que é disponível à planta a curto e médio prazo, em geral, atingiu 50% para as camadas superficiais (0-5 cm e 5-10 cm) na MR, FODTB, FODS e FODM. Na FODTB para a camada 5-10 cm, esse valor atingiu 65%. Valores muito discrepantes da média de 50% foram encontrado para 0-5 cm na pastagem, compreendendo 36%. Em ecossistemas naturais tropicais, os quais estão localizados geralmente em solos altamente intemperizados, logo, com baixa fertilidade, essa relação assume relevante importância, sendo muitas vezes o que mantém uma floresta exuberante, tratando-se do macronutriente exigido em menor quantidade, porém, considerado o mais limitante para a produtividade da mesma.

Nesse contexto para todas as áreas avaliadas, a disponibilidade de P NaOH (P ligado aos óxidos de Fe e Al), mesmo com moderada labilidade, dentro do compartimento “disponível para a planta” (0-40 cm), foi expressiva (Tabela 10). Essa disponibilidade provavelmente acontece em função do tempo e deve ser favorecida pela lenta mineralização dos ácidos húmicos e fúlvicos. Esses ácidos orgânicos de alta massa molecular são mais ativos na complexação de elementos tóxicos, sendo mais importantes que os ácidos orgânicos de baixa massa molecular, cuja

participação na decomposição de resíduos vegetais é mais rápida. Quanto aos ácidos fúlvicos, os mesmos são preferencialmente mais efetivos na redução da adsorção de P que os ácidos húmicos, principalmente sobre a gibsitita (óxido de Al). Os micros sítios de adsorção dos nutrientes na fase sólida do solo são ocupados pelos ácidos húmicos e fúlvicos, compostos mais estáveis e de longa persistência da fração orgânica do solo, geralmente de caráter aniônico, que depois de competirem com os nutrientes aniônicos, disponibilizam-os às plantas na solução do solo. Essa interação com os sítios de adsorção de nutrientes é beneficiada em pH baixo, verificado nas áreas avaliadas (Tabela 2). Outros comportamentos que os ácidos orgânicos assumem na disponibilidade dos nutrientes são a formação de compostos organometálicos estáveis, como anteriormente comentado, isto é, a complexação de óxidos de Fe e Al no solo; ou o funcionamento como superfície para a adsorção de P. No último caso, de maneira negativa para a disponibilidade do nutriente, há a formação de pontes metálicas entre os ácidos e o fosfato, cooperando com a adsorção. Esse aparente desfavorecimento, em solos altamente intemperizados, é amenizado pelo fato da lenta mineralização de tais complexos, sendo de suma importância nessas situações (Figura 14) (CESSA et al., 2010; GUPPY et al., 2005; HENG, 1989; PAVINATO, 2007; PAVINATO; ROSOLEM, 2008; PUSHPARAJAH, 1998; SPOSITO, 1989).

Entre as fitofisionomias da Floresta Ombrófila Densa e da Restinga, a maior média de teores P resina e $P_o \text{NaHCO}_3$, foi observada na Montana, a qual também apresentou a maior média de teor, como de estoque de C no solo (Tabelas 7, 8 e 11), condicionado pela menor temperatura nessa área (SOUSA, 2008). Essas duas frações, juntamente com $P_i \text{NaHCO}_3$ (considerado isotopicamente trocável com a solução do solo), são as trocáveis e facilmente mineralizadas no solo, entretanto, representam a mínima porção do P que pode ser rapidamente mineralizado pelos ação dos microrganismos. É esperado que os maiores teores de $P_o \text{NaHCO}_3$ estejam presentes em áreas que sofreram maior intemperismo, como no caso da altitude 1000m e, conseqüentemente, mais disponíveis à vegetação (CROSS; SCHLESINGER, 1995; JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003). A maior disponibilidade de C, provavelmente, condiciona o maior acúmulo de P na forma orgânica (CUNHA, 2002; CUNHA, et al. 2007) (no caso P resina e $P_o \text{NaHCO}_3$, considerados lábeis). De maneira oposta, essa situação pôde ser verificada para a Restinga, onde menores teores e estoques de C no solo foram encontrados. Essa maior ciclagem e disponibilidade de P resina e $P_o \text{NaHCO}_3$ estava centralizada na interação solo-planta (na maior

capacidade de produção de matéria orgânica, maior porcentagem de argila, resultando num compartimento lábil maior) e não na serapilheira-solo, haja vista que as produções, estoques de serapilheira, teores e estoques de C e P na serapilheira foram semelhantes na Restinga e na Montana (Tabelas 3 e 5).

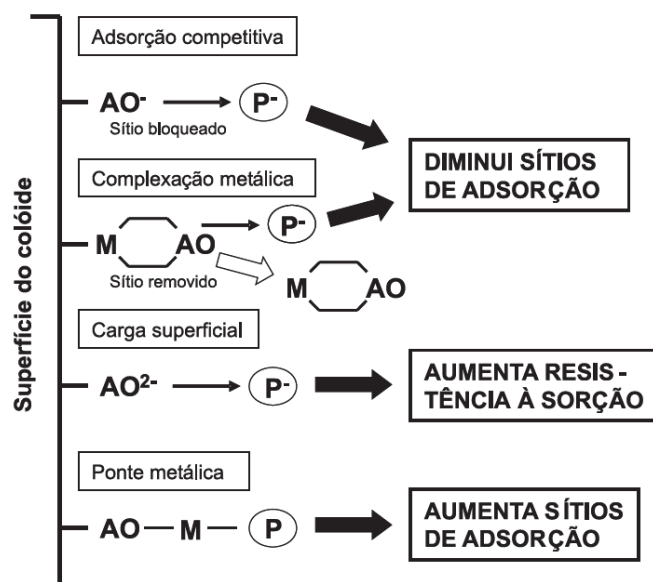


Figura 14 – Competição entre ácidos orgânicos e fósforo pelos sítios de adsorção no solo (Guppy et al., 2005, modificado por Pavinato; Rosolem, 2008)

No compartimento lábil, o $P_o NaHCO_3$ representou praticamente a totalidade do $P_t NaHCO_3$ (Tabela 10). Isso aconteceu em relação às médias das profundidades, como também, nas camadas superficiais 0-10 cm, onde reside o maior teor de matéria orgânica do solo (Tabela 11). O $P_o NaHCO_3$ juntamente ao P resina são considerados como reservatórios de P prontamente disponível no solo, por transferirem rapidamente esse nutriente às plantas.

Apesar do $P_o NaHCO_3$ não ter apresentado maiores teores na camada superficial do solo, provavelmente neste estudo pelo elevado coeficiente de variação, sabe-se que a matéria orgânica está intrinsecamente relacionada às frações orgânicas dos nutrientes. As camadas superficiais são mais ricas em matéria orgânica e diretamente correlacionadas às maiores densidades de comunidades microbianas (SIQUEIRA; SOARES; SILVA, 2008), por conseguinte, são originadas da decomposição dessa matéria orgânica ou da liberação do fósforo estocado nos

microrganismos (SANTOS et al., 2008). A capacidade de imobilização realizada pelos microrganismos, em solos deficientes em P, varia de 20% a 50% do P_o , presente na superfície do solo (WALBRIDGE, 1991).

A manutenção da matéria orgânica é requisito essencial para que o solo desempenhe suas funções (BALIEIRO et al., 2008). A matéria orgânica é a reguladora de tais funções, interferindo e condicionando os atributos químicos (superfície específica, CTC, capacidade tampão, complexação), físicos (agregação e estabilidade, aeração e porosidade, retenção de água) e biológicos (estoque de nutrientes) (SIQUEIRA; MOREIRA, 2006; SIQUEIRA et al., 2008). Com a matéria orgânica, os óxidos de Fe e Al são recobertos, diminuindo a superfície de contato entre tais agentes fixadores e os íons fosfatos. Além de bloquear os sítios de adsorção, adicionalmente a matéria orgânica retém os íons fosfatos cuja disponibilidade é aumentada no solo (MATOS, 2010).

Quando há a destruição da matéria orgânica em ecossistemas naturais temperados, não ocorre o comprometimento de fornecimento de nutrientes pelo solo, o qual funciona como fonte dos mesmos. Mas, em condições tropicais, a ausência da matéria orgânica, implica em acentuar nesses solos, sua função dreno, tornando-os dependentes de fertilizações maciças (NOVAIS, 1999). E ainda, estudos sobre incubação e fracionamento envolvendo as transformações a curto prazo das aplicações de P no solo, demonstram que mesmo com doses crescentes de P aumenta-se a disponibilidade de P_i e fracamente as concentrações de P_o , em Oxisolos (NEGASSA, LEINWEBER, 2009).

É claro que com a retirada da vegetação da floresta (consequência do desmatamento, corte e queima com a finalidade de implantação de pastagens ou culturas), existem apenas dois caminhos para a entrada de P nesses ecossistemas degradados, pela fertilização ou pelo próprio material de origem. Devido ao fato desses ecossistemas geralmente estarem sob solos altamente intemperizados, a disponibilidade de P às plantas não é via material de origem e sim por outros mecanismos, como por exemplo, a serapilheira da floresta. No momento em que a vegetação é retirada desses ecossistemas eles se tornam “sistemas”, a ciclagem de nutrientes é interrompida e o importante papel da serapilheira nesse contexto não é mais viabilizado.

A resiliência dessas áreas está relacionada a uma recuperação lenta e contínua da quantidade e qualidade da matéria orgânica (MOREIRA; COSTA, 2004), à presença da vegetação, à continuidade da transferência do nutriente do solo-planta-serapilheira-solo e à

complexação dos óxidos de Fe e Al pelos compostos orgânicos, impedindo o contato do P com a fração mineral do solo. A recuperação de áreas degradadas, em relação ao requerimento nutricional das espécies, é maior no começo da sucessão ecológica como também a produção de serapilheira pelas espécies pioneiras, as quais iniciam a sucessão (BENVENUTE-FERREIRA et al., 2009). Essa informação ressalta a importância da conservação da vegetação, pois caso seja degradada, o início da recuperação dessas áreas é ainda mais complexo e maior será o contato do P com a fração mineral do solo, propiciando maior fixação do nutriente. Entre as fitofisionomias estudadas, a Restinga possivelmente apresenta menor resiliência, uma vez que, o desenvolvimento radicular nessa área atinge somente a camada superficial do solo (15 cm) (Figura 15). O pequeno reservatório de nutrientes nas camadas superficiais, composto principalmente de P, Ca e Mg, assume papel fundamental na manutenção dessa floresta (REIS-DUARTE, 2004). Se esta for retirada, menos ainda o solo terá reservas para suportar um desenvolvimento significativo no início da sucessão. Nas demais fitofisionomias (FODTB, FODS e FODM), em estudo sobre a biomassa de raízes nos primeiros 10 cm de profundidade do solo nas mesmas parcelas do presente estudo, demonstrou-se que a fitofisionomia Montana apresentou biomassa de raízes finas vivas e mortas, significativamente maior. Entre as fitofisionomias Terras Baixas e Montana, não houve diferença significativa na biomassa de raízes no perfil do solo. Dada a menor temperatura na Montana, a decomposição da serapilheira em relação às outras duas fitofisionomias é mais lenta e existe um acúmulo desse material no solo (SOUSA, 2008), sugerindo uma maior contínua absorção dos nutrientes pelas plantas, em áreas de maiores altitudes.



Figura 15 – Posicionamento do sistema radicular nos horizontes superficiais do solo da floresta alta de restinga em estágio médio de recuperação em Ubatuba, SP (REIS-DUARTE, 2004)

Realmente, o entendimento da dinâmica das frações de P no solo não só colabora para a preocupação na conservação de ecossistemas naturais tropicais, mas também, auxilia na recuperação de áreas degradadas, indicando que esta deveria ser iniciada pela recuperação da fertilidade do solo, priorizando o nutriente P. A comparação na Restinga do P total presente na serapilheira, $0,71 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabela 5), e no solo, $0,18 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabela 13), reforça a idéia da necessidade da presença da serapilheira na ciclagem do P e complementa o fato de ter uma provável menor resiliência.

Com a importância da interface solo-planta para o nutriente em questão, através da serapilheira e das frações lábeis do solo no presente estudo, o ajuste feito por Johnson, Frizano e Vann (2003), em relação ao modelo de Walker e Syers (1976) poderia ser aplicado nas fitofisionomias avaliadas: o P lábil deveria incorporar o P mineralizado do horizonte orgânico da floresta. Estudos indicaram que o compartimento lábil em solos florestais tropicais altamente intemperizados, foi de 5 a 10 vezes maior que o requerimento anual de P no solo. Apenas em algumas situações, como nas florestas tropicais, primária da Indonésia e algumas Montanas em Porto Rico e Borneo, pequenas quantidades de P lábil representam de 1 a 3 vezes o requerimento anual de P no solo. Em alguns casos, o P “lábil” proveniente da mineralização anual da camada superficial da floresta, constitui de 10% a 15% do P lábil em ecossistemas tropicais, enquanto nos temperados essas porcentagens variam de 5% a 10% (JOHNSON; FRIZANO; VANN, 2003). A conclusão de Johnson, Frizano e Vann (2003) de que existem importantes controles sob o P lábil nos solos intemperizados em florestas tropicais, além da incidência do intemperismo no solo e da abundância de óxidos, poderia ser complementada e fundamentada também em função da fitofisionomia local (tipo de vegetação e parâmetros de fitossociologia) e da correlação entre altitude e temperatura locais, juntamente com a atividade microbiana.

Em uma revisão realizada por Cross e Schlesinger (1995) foi comentado que o fracionamento de Hedley et al. (1982) é capaz de fornecer uma indicação geral das mudanças das formas geoquímicas (somatório das frações P inorgânicas + Presidual) e biológicas (somatório das frações orgânicas), dentro da ciclagem de P, em função do desenvolvimento do solo em ecossistemas naturais. A divisão feita por esses autores das frações em P geoquímico e biológico, sugere que os processos biológicos ao menos controlam a ciclagem de P nos horizontes acima do solo, ou até funcionam da mesma maneira que o P geoquímico para todas as profundidades.

Quando calculados os valores relativos de Po total ($Po\ NaHCO_3 + Po\ NaOH$) / PT, ou seja, o P biológico nas fitofisionomias, os mesmos aparentemente foram baixos, como por exemplo na Restinga que representou 19% do PT para a camada de 0-5cm e o solo é caracterizado como Neossolo. Da mesma maneira, estudos avaliando o P biológico em Neossolos e em outras ordens de solos em ecossistemas naturais, demonstraram porcentagens ainda menores, como 5% (CROSS; SCHLESINGER, 1995). Contudo, quando calculados no presente estudo, os valores médios absolutos do P biológico, os mesmos foram expressivos. Por exemplo, para o solo de Restinga, o qual apresentou as maiores porcentagens de P biológico (Tabela 10), isto representou $64\ kg\ ha^{-1}$ dos $352\ kg\ ha^{-1}$ de PT.

Em relação ao Po em ecossistemas naturais, esse é geologicamente ciclado e torna-se estável com o tempo (WALKER; SYERS, 1976), no caso da topossequência avaliada, pôde-se inferir pelos dados da Tabela 10, que a ciclagem do P é fechada.

4.5.2 Compartimento pouco lábil de P no solo

Preponderantemente, é o compartimento pouco lábil, através de reações geoquímicas, que atua na ciclagem de P no solo (CROSS; SCHLESINGER, 1995). As médias dos resultados de fósforo nas áreas avaliadas em todas as profundidades, quando extraído com HCl (P ligado ao Ca), foram menores comparativamente as médias do P extraído com NaOH (P ligado a óxidos de Fe e Al) (Tabelas 12 e 13). Em solos ácidos, como no caso em questão, predominam os fosfatos de Fe e Al. Por outro lado, fosfatos de cálcio, principalmente as apatitas, são mais frequentes em solos alcalinos (RAIJ, 1991).

Embora o P residual compreenda o compartimento pouco lábil no solo e a princípio não contribua para a nutrição da planta, mesmo em situação de extrema deficiência, pode funcionar como fonte (GATIBONI, 2003; GATIBONI, et al., 2005). Dada a dificuldade do acesso dos extratores químicos seletivos às formas recalcitrantes de P (CERETTA, et al., 2010) no presente estudo a digestão com $H_2SO_4 + H_2O_2$ foi considerada eficiente, haja vista seus elevados valores comparados às demais frações e principalmente ao P Total (Tabela 13).

Tabela 13 – Compartimento não lábil de P extraído pelo fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982) nas diferentes camadas de solo das áreas estudadas. Os valores representam a média (n=5) \pm desvio padrão. Letras iguais maiúsculas em linha e minúsculas em coluna não diferem entre si (Tukey % 5)

Profundidade (cm)	MR	FODTB	Áreas (m)*			média
			FODS	PA	FODM	
Pi HCl (mg kg⁻¹)						
0-5	3,2 \pm 0,8 Ab	5,6 \pm 2,9 Aabc	6,4 \pm 1,5 Aa	4,0 \pm 1,4 Aa	2,6 \pm 0,5 Aa	4,4 \pm 1,6 bc
5-10	2,0 \pm 0,0 Ab	4,4 \pm 1,5 Abc	4,8 \pm 1,8 Aa	2,6 \pm 0,9 Aa	3,4 \pm 1,7 Aa	3,4 \pm 1,2 bc
10-20	3,4 \pm 1,5 Ab	3,2 \pm 1,1 Ac	4,8 \pm 1,1 Aa	2,4 \pm 0,9 Aa	2,2 \pm 0,4 Aa	3,2 \pm 1,0 c
20-30	5,0 \pm 2,0 Ab	7,2 \pm 1,9 Aab	5,8 \pm 1,6 ABa	2,4 \pm 1,5 Ba	2,6 \pm 0,9 Ba	4,6 \pm 2,1 b
30-40	10,2 \pm 2,9 Aa	9,4 \pm 2,3 Aa	8,0 \pm 2,3 Aa	3,2 \pm 2,2 Ba	2,6 \pm 0,9 Ba	6,7 \pm 3,5 a
média	4,7 \pm 3,2 A	6,0 \pm 2,4 A	6,0 \pm 1,3 A	2,9 \pm 0,7 B	2,7 \pm 0,4 B	
CV (%)	37,0					
Pi residual (mg kg⁻¹)						
0-5	123,8 \pm 49,9 Ca	445,8 \pm 152,5 Ba	248,6 \pm 44,8 ACa	243,6 \pm 41,0 ACa	340,6 \pm 72,5 ABa	280,5 \pm 120,3 a
5-10	118,6 \pm 53,3 Ca	372,2 \pm 52,5 ABa	299,6 \pm 27,2 Ba	257,8 \pm 32,8 BCa	479,8 \pm 102,7 Aa	305,6 \pm 134,2 a
10-20	132,4 \pm 86,0 Ba	354,0 \pm 107,7 Aa	333,0 \pm 56,7 Aa	299,4 \pm 62,2 ABa	333,4 \pm 60,1 Aa	290,4 \pm 90,5 a
20-30	95,6 \pm 16,9 Ca	322,0 \pm 70,5 ABa	264,0 \pm 35,8 BCa	262,6 \pm 29,7 BCa	447,2 \pm 82,5 Aa	278,3 \pm 126,8 a
30-40	94,2 \pm 16,6 Ba	354,4 \pm 75,8 Aa	309,6 \pm 11,8 Aa	280,6 \pm 59,8 Aa	375,6 \pm 140,7 Aa	282,9 \pm 111,8 a
média	112,9 \pm 17,2 C	369,7 \pm 46,2 A	291,0 \pm 34,3 B	268,8 \pm 21,6 B	395,3 \pm 65,3A	
CV (%)	25,0					
PT (mg kg⁻¹)						
0-5	204,4 \pm 51,4 Ca	625,8 \pm 160,5 Aa	360,6 \pm 44,0 BCa	361,4 \pm 46,0 BCa	469,2 \pm 66,5 ABa	404,3 \pm 155,7 ab
5-10	197,4 \pm 56,4 Ca	546,8 \pm 72,0 ABa	391,6 \pm 32,2 Ba	385,6 \pm 44,2 Ba	603,8 \pm 115,0 Aa	425,0 \pm 159,1 a
10-20	184,8 \pm 85,6 Ba	483,2 \pm 121,6 Aa	423,8 \pm 54,0 Aa	419,6 \pm 58,7 Aa	429,6 \pm 54,1 Aa	388,2 \pm 116,6 ab
20-30	144,2 \pm 15,0 Ca	452,2 \pm 102,8 ABa	316,6 \pm 39,3 BCa	365,4 \pm 40,6 ABa	542,2 \pm 92,1 Aa	364,1 \pm 150,1 b
30-40	149,4 \pm 24,5 Ba	454,6 \pm 75,8 Aa	367,4 \pm 11,0 Aa	401,2 \pm 41,7 Aa	440,8 \pm 134,2 Aa	362,7 \pm 124,0 b
média	176,0 \pm 27,7 C	512,5 \pm 73,9 A	372,0 \pm 39,6 B	386,6 \pm 24,4 B	497,1 \pm 74,0 A	
CV (%)	19,4					

*MR = 5m, FODTB = 100m, FODS = 400m, PA = 810m, FODM = 1000m

Se houver a adição de P em solos cujos agentes fixadores não estão presentes, este nutriente tenderá a acumular-se preferencialmente em frações lábeis, sendo a fração residual pouco ou nada alterada (CERRETA et al., 2010). Caso essa entrada de P nas fitofisionomias estudadas, seja na condição de serapilheira, a fração residual na Restinga será menor que nas outras áreas (Tabela 13).

Dentre as frações inorgânicas, as maiores médias de P no fracionamento sequencial foram obtidas na extração com $H_2SO_4 + H_2O_2$ (P residual) e $Pi NaOH$ (P ligado ao Fe e Al) (Tabelas 12 e 13). O P residual representa o P ocluso, retido pela hematita, goethita e gibbsita, justificando os maiores teores dessa forma de P nos solos mais intemperizados e com teores mais elevados de óxidos de Al e Fe (SOUZA et al., 2007). Neste estudo foram verificados principalmente nas maiores altitudes, onde o solo é geologicamente mais antigo, teores elevados de Al_2O_3 (4,1 a 13,5%) e de Fe_2O_3 (5,4 a 10,9%) (MARTINS, 2010), essenciais à fixação do P.

No sentido de associar a idéia da quantidade de P no solo, independente do tipo de fração ou de qual compartimento no solo contribui mais para o P, o P Total (somatório de todas as frações) também apresentou maiores teores médios justamente em solos mais intemperizados entre as áreas estudadas (Tabela 13).

A diferença entre P ligado ao Fe e ao Al e o P associado ao Ca, tende a ser maior conforme o avanço do intemperismo no solo (TIESSSEN; STEWART; COLE, 1984). A menor diferença entre as médias gerais de $Pt NaOH$, cuja extração obtém P-Fe e Al, e as de P-Ca foi observada para a Restinga ($34mg\ kg^{-1}$) (Tabelas 12 e 13). A Restinga é justamente o solo caracterizado como um solo mais jovem (Neossolo Quartzarênico) comparado ao das demais áreas. Esta fitofisionomia apresenta porcentagens de Al_2O_3 menores de 2% na camada superficial do solo, enquanto a Montana, considerada mais intemperizada, possui 14% (MARTINS, 2010). Em ordem crescente as diferenças entre as médias gerais de $Pt NaOH$ e $Pi HCl$ não apresentaram um padrão uniforme (maior altitude, portanto, solos mais intemperizado, relacionados às maiores diferenças entre $Pt NaOH$ e Pi): MR (5m), $34mg\ kg^{-1}$; FODS (400m), $50mg\ kg^{-1}$; FODM (1000m), $68mg\ kg^{-1}$; PA (810m), $81mg\ kg^{-1}$ e FODTB (100m), $112mg\ kg^{-1}$.

Os valores médios de P geoquímico (somatório de frações $Pi + Presidual$) resultaram em porcentagens que variaram de 84 a 91% nos solos avaliados (Tabela 10), condizentes com solos fracamente intemperizados (Aridisol, Inceptisol, Entisol e Vertisol), apresentados na revisão feita

por Cross e Schlesinger (1995). Também foram apresentados solos nos quais a ação do intemperismo foi maior, como os Oxissols, os quais mostraram 65% em P gequímico.

4.6 Correlação entre as variáveis e as áreas avaliadas

A análise multivariada auxiliou no entendimento da relação entre as variáveis referentes ao fracionamento sequencial do P e os atributos químicos e físicos do solo. Nos biplots foram selecionadas 23 variáveis: P resina, P NaHCO₃ (Pi, Pt e Po), P NaOH (Pi, Pt e Po), Pi HCl, P residual, argila, areia, silte, V%, m%, SB, CTC, H + Al, Ca, Mg, K, pH, C e N (Figura 16 e 17). No primeiro biplot apresentado (Figura 16), a componente principal 1 (CP 1) explicou 31,4% da variabilidade, enquanto a componente principal 2 (CP 2), 19,2%. A variabilidade total explicada por esse biplot representou 50,6%. No segundo biplot (Figura 17), a componente principal 1 (CP 1) explicou 38,7% da variabilidade, enquanto a componente principal 2 (CP 2), 22,6% e a variabilidade total, 61,3%.

A 5m de altitude verificou-se um agrupamento no biplot em relação à argila, para a MR, onde a pequena porcentagem de argila (3%) evidenciou o elevado teor de areia. De maneira contrária, as amostras de solos analisadas a 100m (FODTB), 400m (FODS) e 1000m (FODM) influenciaram as frações de P obtidas no fracionamento sequencial, as quais apresentaram forte correlação com a argila (todas em um único quadrante). A partir da análise multivariada, juntamente com as informações obtidas nas tabelas anteriores foi possível a percepção de várias observações, inclusive da complementação da hipótese de trabalho, principalmente a partir dessa afirmação, envolvendo a variável argila, as maiores altitudes das fitofisionomias e as frações obtidas pelo fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982), localizados a esquerda do biplot (Figura 16).

A indicação através dos resultados de uma maior disponibilidade de várias frações de P no fracionamento sequencial, na FODTB (100m), FODS (400m) e FODM (1000m) em relação à MR (5m), sinaliza microambientes ao longo do gradiente. Presumidamente, em nível local as Florestas Ombrófilas Densas podem apresentar elevada heterogeneidade de habitat, em função da variabilidade espacial, como topografia, tipo de solo, proximidade de rios, dinâmica de luz no interior da floresta, entre outros (PRATA, 2009). O microclima é considerado como o principal

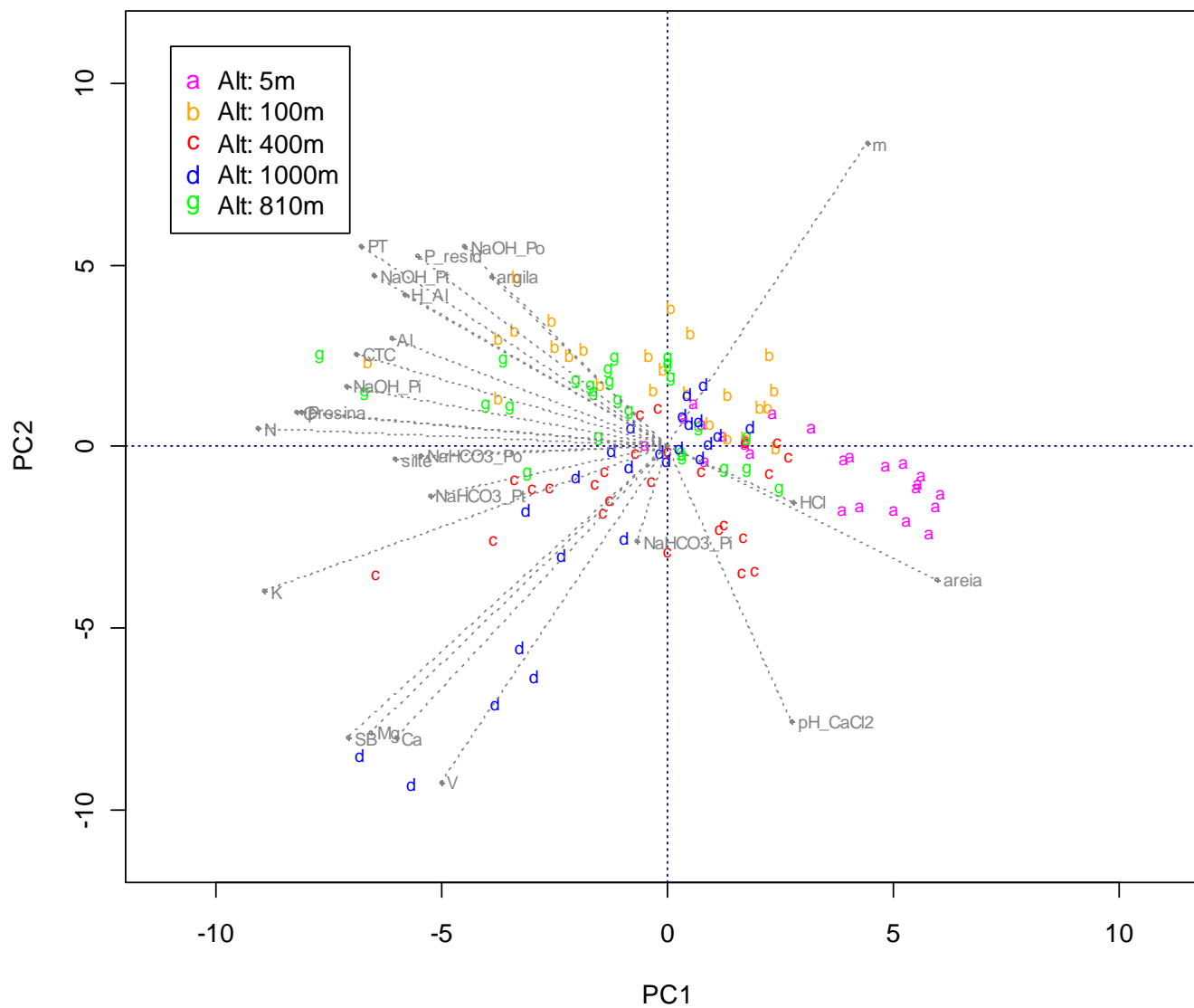


Figura 16 – Biplot para os atributos químicos e físicos e fracionamento do P no perfil do solo (0-5cm, 5-10cm, 10-20cm, 20-30cm e 30-40cm) das áreas estudadas (MR = 5m, FODTB = 100m, FODS = 400m, PA = 810m e FODM = 1000m)

fator, o qual influencia as propriedades do solo (WALKER; SYERS, 1976). Cinco fatores também são descritos de forma abrangente, a explicar a distribuição das espécies de árvores em relação às propriedades do solo nos ecossistemas tropicais: macroclima > idade do solo e material de origem > microclima e posição topográfica > biota (SOLLINS, 1998). Além da heterogeneidade ambiental, estudos realizados em fragmentos florestais montanos na Mata Atlântica, em Cambissolos, demonstraram que as espécies florestais apresentaram capacidade diferenciada de acumulação de nutrientes, inclusive o P foi considerado como fator nutricional limitante ao crescimento vegetal nos fragmentos florestais avaliados (CUNHA, et al., 2009).

Apesar da Restinga apresentar menores porcentagens dos agentes fixadores de P, argila e óxidos de Fe e Al, e uma das maiores produções de serapilheira entre as demais áreas (Tabelas 1 e 3), tal ecossistema possui menores teores de P do compartimento lábil (P_o $NaHCO_3$ e P_o $NaOH$). Assim, mesmo a FODTB, FODS e FODM possuindo condições mais favoráveis à adsorção e oclusão de P pelos óxidos de Fe e Al, a presença da matéria orgânica inibiria esse fato (Figura 16), recobrando os agentes fixadores de fósforo no solo. Entre as fitofisionomias da Floresta Ombrófila Densa, na Montana (1000m), a temperatura do ar é significativamente mais baixa (SOUSA, 2008), favorecendo o aumento do tempo de decomposição e contribuindo para a suposta proteção feita pela matéria orgânica nos agentes fixadores de P.

Comparando-se as fitofisionomias Restinga (5m) e Terras Baixas (100m), as quais possuem as maiores diferenças de porcentagens de argila, diferentes idades geológicas e teores de P_{Total} , as porcentagens, em relação aos valores médios de P_o $NaOH$ foram iguais (12 % e 13%, respectivamente) (Tabelas 1, 10 e 13). Isso complementa a hipótese de trabalho, demonstrando que a ciclagem do fósforo em ecossistemas naturais está associada, principalmente, à fase orgânica do solo, o fósforo orgânico, protegendo-o do dreno solo, mantendo-se disponível à vegetação, independente da presença dos agentes fixadores de P e do tempo da ação do intemperismo.

Quando analisada a somatória de todas as frações, a média de P_{Total} das Terras Baixas (100m) representou 3 vezes mais que a da Restinga (5m). Ao longo do tempo, as Terras Baixas e a Restinga fixaram quantidades de P de modo semelhante, conforme a somatória das porcentagens das frações (P_{HCl} + Presidual), cuja labilidade às plantas é pequena. Isso sinaliza que mesmo com um menor reservatório de P no solo, representado pelo menor teor de P_T em comparação às outras áreas e mesma capacidade de fixação das Terras Baixas, a Restinga deve

possuir uma ciclagem altamente eficiente do P, em contrapartida aos seus menores índices de matéria orgânica do solo (Tabela 13).

Essa suposta maior eficiência, também poderia ser justificada pelas maiores porcentagens de algumas relações encontradas na Restinga em relação às encontradas em outras altitudes (Tabela 10). No caso, esta fitofisionomia apresentou porcentagem, em função dos valores médios, de duas vezes mais $P_o \text{ NaHCO}_3/\text{PT}$ que as Terras Baixas e Montana, duas vezes mais $P_o \text{ NaOH}/\text{PT}$ que a Submontana e Montana e teores médios de P resina iguais aos das demais áreas estudadas, exceto em comparação à Montana (Tabelas 8 e 10). O fato da Restinga apresentar até o dobro de $P_o \text{ NaHCO}_3$ e $P_o \text{ NaOH}$ em relação ao PT em alguns casos, contraria a idéia discutida em vários trabalhos, de que as concentrações do P biológico são diretamente proporcionais ao desenvolvimento do solo (CROSS; SCHLESINGER, 1995). O solo da Restinga é classificado como Neossolo Quartzarênico, enquanto que nas demais altitudes são Cambissolos. Com referencia aos valores médios de P biológico (somatório das frações orgânicas), a Restinga fornece duas vezes mais fósforo à vegetação que à Montana. As porcentagens de P_o / P “disponível para a planta” (0-5cm) foram próximas às das demais fitofisionomias (Tabela 10). Diversos estudos em ecossistemas mostram que em ambientes deficientes em P as plantas apresentam elevadas taxas de reabsorção e uso eficiente desse macronutriente (VITOUSEK, 1984; WALBRIDGE; RICHARDSON; SWANK, 1991, WALBRIDGE, 1991).

Para ressaltar as informações citadas anteriormente, a fitofisionomia de menor altitude (5m), é onde, a produção de serapilheira é igual à das Terras Baixas, a qual produziu mais serapilheira entre todas as fitofisionomias; o estoque de serapilheira da Restinga foi igual o das demais áreas (Tabela 3); os teores de P na serapilheira, na Restinga, não diferiram das altitudes de 400m e 1000m (Tabela 5); os estoques médios de PT e P resina no solo na Restinga foram menores que as Terras Baixas (Tabela 8); a relação N/P do solo, em função da média, é a mesma na Restinga e nas Terras Baixas, cuja porcentagem de argila foi maior entre as fitofisionomias (Tabelas 1 e 9).

Através dessas informações, nota-se que mesmo a Restinga tendo menor capacidade de armazenar P no solo, dado seu menor estoque de C (Tabela 8), realmente é clara sua maior eficiência em fornecer à vegetação o nutriente P, seja via serapilheira, retranslocação do elemento nas plantas, frações lábeis de P e raízes finas no solo.

Por meio da análise multivariada, observou-se as diferentes dinâmicas das frações do P nas áreas avaliadas (Figura 16). Essas correlações corroboraram os resultados apresentados numa revisão sobre como o fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982) em solos naturais e agricultáveis. A diferenciação do solo e da vegetação na topossequência foi diretamente associada a maiores diferenças nos teores absolutos e na proporção de várias frações de P no solo. É mencionada a importância dos efeitos do microclima, por exemplo, a variação da temperatura e umidade ao longo da topossequência e o acúmulo da matéria orgânica na meia e baixa encosta, contribuindo com as frações labéis e moderadamente labéis (NEGASSA, LEINWEBER, 2009). No presente estudo, esta afirmação poderia ser ilustrada com a variação referente ao microclima local e à diferenciação entre a vegetação da Restinga e da Floresta Ombrófila Densa.

No biplot (Figura 16) foram observadas correlações entre o parâmetro de fertilidade do solo, saturação por alumínio (m%), e algumas das frações de P, obtidas através do fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982). Isso pode ser exemplificado pela matriz de correlação entre a variável m% e as variáveis: P resina (-0,2), Pt NaHCO₃ (-0,1), Po NaHCO₃ (-0,1), Pt NaOH (-0,1) e Pi NaOH (-0,2). O m% está diretamente relacionado ao pH do solo, e este, à disponibilidade de P no solo. A diminuição do pH, ou aumento de m% no solo, favorece a fixação de P, diminuindo a sua disponibilidade às plantas. Assim em ecossistemas naturais tropicais, a disponibilidade do nutriente P segue contrária a diminuição do pH e conseqüentemente ao m%. A correlação entre as variáveis m% e pH foi de (-0,5), obtidas através da matriz de correlação.

As amostras analisadas da fitofisionomia Submontana (400m) ficaram claramente separadas das demais amostras de outras altitudes e correlacionadas à variável HCl (Figura 17). Nessa fitofisionomia, essa correlação é justificada pelas maiores médias de Ca no solo (Tabela 2), o qual é extraído por HCl durante o fracionamento sequencial de Hedley et al. (1982). A correlação entre as variáveis HCl e Ca foi de (0,05), obtidas através da matriz de correlação. De forma geral, na altitude de 400m ocorreram os maiores resultados referentes aos parâmetros de fertilidade como SB, CTC e V% (Tabela 2). As correlações entre as variáveis Ca e CTC, Ca e V% e Ca e SB, foram respectivamente (0,3), (0,9) e (1,0). Por não ser a fitofisionomia mais alta nessa topossequência, através da erosão laminar pode haver o deslocamento de nutrientes da região mais elevada para a baixa (MEIRA, et al. 1989).

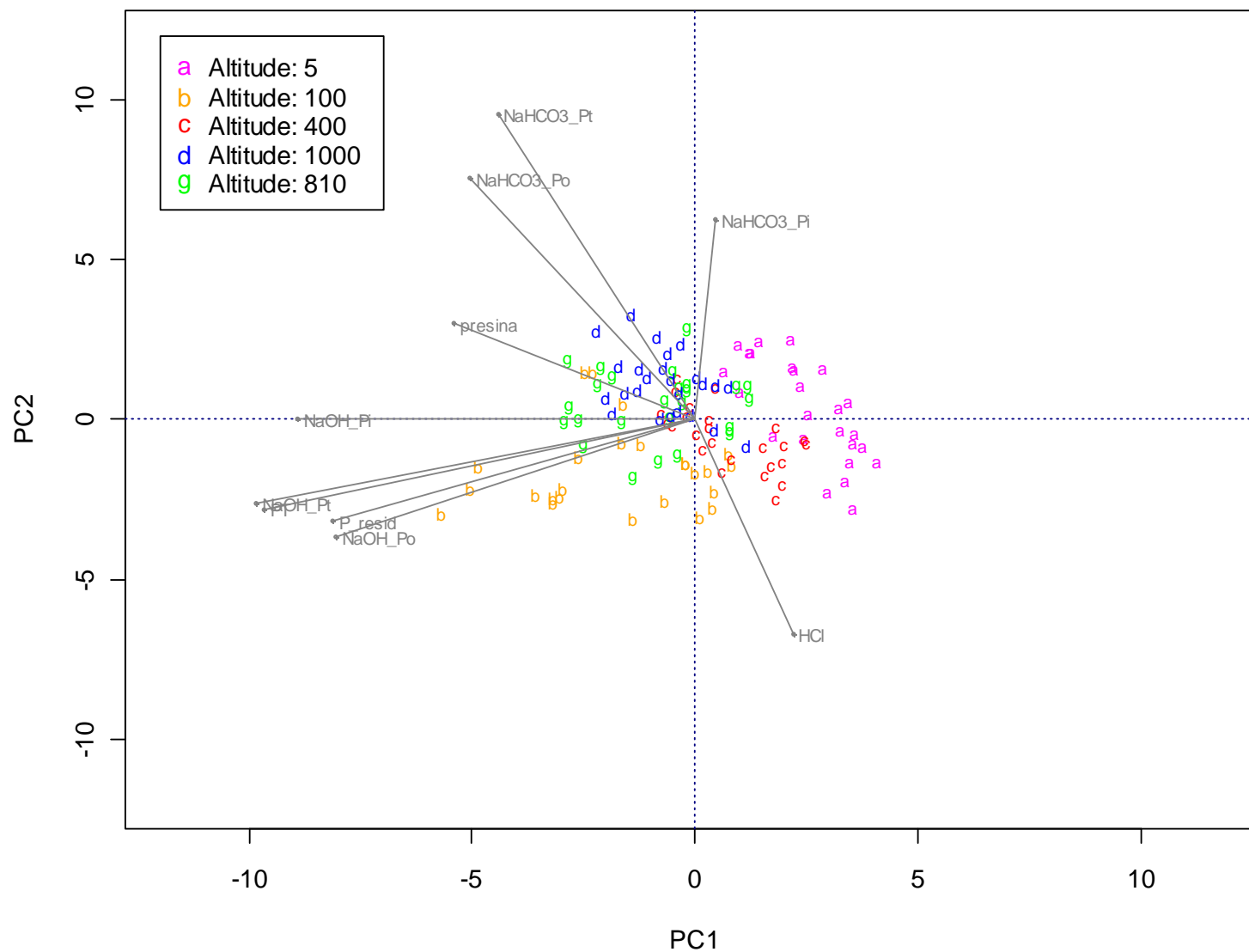


Figura 17 – Biplot para o fracionamento do P, C e N no perfil do solo (0-5cm, 5-10cm, 10-20cm, 20-30cm e 30-40cm) das áreas estudadas (MR = 5m, FODTB = 100m, FODS = 400m, PA = 810m e FODM = 1000m)

5 CONCLUSÃO

Os solos sob as fitofisionomias avaliadas apresentaram baixa fertilidade, demonstrando que provavelmente existem mecanismos que contribuam para a manutenção da ciclagem dos nutrientes. Mecanismos estes que poderiam ser a rápida absorção dos nutrientes realizada pelas raízes superficiais, justificada pela baixa concentração dos nutrientes na serapilheira, e outros como, adaptações fisiológicas da vegetação. Deste modo a ciclagem dos elementos avaliados, em especial do fósforo, é fechada.

A dinâmica da serapilheira para as florestas avaliadas foi influenciada pelos fatores que auxiliam a decomposição, como a temperatura, assim a maior produção de serapilheira ocorreu nas Terras Baixas, a qual apresentou as maiores temperaturas. Quanto aos teores e estoques avaliados, exceto para os teores de N, as fitofisionomias possuem a mesma capacidade de fornecer C e P via serapilheira.

Tanto as fitofisionomias como a pastagem apresentaram a mesma capacidade de fornecimento do compartimento de P moderadamente lábil (Po NaOH) às plantas, independente da presença dos agentes fixadores de P (óxidos de Fe e Al), de diferentes idades geológicas do solo, ou de em qual altitude as áreas estudadas estão localizadas.

A quase totalidade do compartimento de fósforo lábil (de 36% a 65%) nas camadas superficiais (0-10cm) é representada pelo fósforo orgânico nesse compartimento do solo, sob diferentes tipos de vegetação da Mata Atlântica. Diferentemente, o compartimento lábil, em relação à somatória de todas as frações de fósforo no solo, apresentou uma pequena contribuição (de 0% a 6%) para a disponibilidade que é trocável e rapidamente mineralizada às plantas.

A Restinga, através dos dados obtidos de P no solo pelo fracionamento sequencial e na serapilheira, mostrou-se mais eficiente na ciclagem de P comparada às demais áreas estudadas, apresentando menores teores e estoques de fósforo total (somatória de todas as frações de fósforo presentes no solo), como também dos demais elementos avaliados.

REFÊRENCIAS

- ABDU, N. Soil-phosphorus extraction methodologies: A review. **African Journal of Agricultural Research**, Nairobi, v. 1, n. 5, p. 159-161, 2006.
- ALLEONI, L.R.; CAMARGO, O.A.; CASAGRANDE, J.C.; SOARES, M.R. Química dos solos altamente intemperizados. In: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R. **Química e mineralogia do solo**, Viçosa, p. 313-380, 2009.
- ALVAREZ-SÁNCHEZ, J.; ENRÍQUEZ, R.B. Leaf decomposition in a Mexican tropical rain forest. **Biotropica**, Switzerland, v. 28, n. 4, p. 657-667, 1996.
- AMARAL, S.S.W.G.; SARTORIO, S.D.; OLINDA, R.A.; LIMA, C.G.; DIAS, C.T.S. Utilização de componentes principais e representação gráfica biplot para dados de escargot em cativeiro e asselvajado. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 15; REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO ARGENTINA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 15., 2010. Florianópolis. **Anais... Florianópolis**: Universidade Federal de Santa Catarina, 2010. 1 CD-ROM.
- AMAZONAS, N.T. **Ciclagem do nitrogênio numa cronosequência formada por florestas restauradas e floresta natural**. 2010. 94 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.
- ANDERSON, J.P.E. Assessing organic phosphorus in soil. In: KHASAWNEH, F.E.; SAMPLE, E.C.; KAMPRAT, E.J. **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: Soil Science Society of America, 1980. p. 411-431.
- ARASATO, L.S. **Relação entre abundância de *Euterpe edulis* Mart. e algumas variáveis abióticas ambientais numa região de Mata Atlântica no Estado de São Paulo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**. Disponível em: <<http://wiki.dpi.inpe.br/lib/exe/fetch.php?id=ser301&cache=cachê>>. Acesso em: 13 fev. 2011.
- ARATO, H.D. **Caraterização química e decomposição de folhas de espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica**. 2006. 96 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- ARAÚJO, A.L.L. **Complexidade de elementos químicos por árvores nativas da Mata Atlântica**. 2009. 133 p. Disertação (Mesterado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- ARAÚJO, A.P.; MACHADO, C.T.T. Fósforo. In: FERNANDES, M.S **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa, 2006. p. 253-280.

ARAÚJO, M.S.B.; SALCEDO, I.H. Formas preferenciais de acumulação de fósforo em solos cultivados com cana-de-açúcar na região Nordeste. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 643-650, 1997.

ARAÚJO, M.S.B.; SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Efeito de fertilizações fosfatadas anuais em solo cultivado com cana-de-açúcar. I. Intensidade e formas de acumulação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 17, p. 389-396, 1993.

ARAÚJO, M.S.B.; SCHAEFERB, C.E.R.; SAMPAIO, E.V.S.B. Soil phosphorus fractions from toposequences of semi-arid Latosols and Luvisols in northeastern Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 119, n. 3/4, p. 309-321, 2004.

ASSIS, M.A. **Florística e caracterização das comunidades vegetais da Planície Costeira de Picinguaba, Ubatuba/SP**. 1999. 248 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

BALBINOT, R. **Carbono, nitrogênio e razões isotópicas $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ no solo e vegetação de estágios sucessionais de floresta Ombrófila Densa Submontana**. 2007. 103 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

BALIEIRO, F.C.; OLIVEIRA W.C., PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C, PICCOLO, M.C.; JACCOUD C.F. Fertilidade e carbono do solo e uso da água pelo eucalipto numa topossequência em Seropédica, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 153-162, 2008.

BARBER, S.A. **Soil nutrient bioavailability: A mechanistic approach**. New York: Wiley-Interscience, 1984. 398 p.

BARBOSA, J.H.C.; FARIA, S.M. Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 3, p. 461-476, 2006.

BECKETT, P.H.T.; WHITE, R.E. Studies on the phosphate potentials of soils. III. The pool of labile inorganic phosphate. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 21, n. 3, p. 253-282, 1964.

BENVENUTI-FERREIRA, G.; COELHO, G.C.; SCHIRMER, J; LUCHESE O. A. Dendrometry and litterfall of neotropical pioneer and early secondary tree species. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 1, p. 1-7, 2009.

BERTALOT, M.J.A.; GUERRINI, I.A.; MENDONÇA, E.; DUBOC, E.; BARREIRO, R.M.; CORRÊA, F.M. Retorno de nutrientes ao solo via deposição de serrapilheira de quatro espécies leguminosas arbóreas na região de Botucatu – São Paulo, Brasil. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 65, p. 219-277, 2004.

BOERGER, M.R.T.; WISNIEWSKI, C.; REISSMANN, C.B. Nutrientes foliares de espécies arbóreas de três estágios 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 serapilheira de um fragmento de Mata Atlântica. *Cerne*, Lavras, v. 8, n. 2, p. 42-59, 2002.

BORLING, K. **Phosphorus sorption, accumulation and leaching – Effects of long-term inorganic fertilization of cultivated soils**. 2003. 39 p. Tese (Doctoral of Agricultural Sciences) - Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, 2003.

BOWMAN, R.A. A sequential extraction procedure with concentrated sulfuric acid and diluted base for soil organic phosphorus. *Soil Science Society of American Journal*, Madison, v. 53, p. 326-366, 1989.

BOWMAN, R.A.; COLE, C.V. Transformation of organic phosphorus substrates in soil as evaluated by NaHCO₃ extraction. *Soil Science*, Baltimore, v. 125, p. 95-101, 1978.

BRITO, M.M.P. **O fósforo dos solos de Rondônia: variabilidade espacial e temporal na conversão de floresta em pastagens**. 1998. 115 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.

CÂMARA, I.G. **Plano de ação para a Mata Atlântica**. São Paulo: Fundação S.O.S. Mata Atlântica, 1991. p 40.

CAMARGO, F.A.O.; GIANELLO, C.; RHEINHEIMER, D. Fracionamento do nitrogênio, fósforo, enxofre orgânico. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, 2008. p. 243-258.

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 Agrônomo de Campinas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1986. 94 p. (Boletim Técnico, 106).

CANTARELLA, Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.V.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B., NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: UFV, 2007. p. 472-549.

CARDOSO, E.L.; SILVA, M.L.N.; SILVA, C.A.; CURI, N.; FREITAS, D.A.F. Estoques de carbono e nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, n. 9, p. 1028-1035, 2010.

CASAGRANDE, J.C.; REIS-DUARTE, R.M.; SILVA, O.A.; BARBOSA, L.M. Desenvolvimento da floresta de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP) influenciado pelo teor de alumínio do solo: avaliação preliminar. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 53., 2002. Recife. **Resumos...** 2002. p. 405.

CASAGRANDE, J.C.; SANTOS, D.A.; REIS-DUARTE, R.M. 2003. O desenvolvimento do sistema radicular na Floresta de Restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP. In:

CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 54.; REUNIÃO AMAZÔNICA DE BOTÂNICA, 3., 2003. Belém. **Anais...** SBB, 2003. 1 CD-ROM.

CASAGRANDE, J.C.; SOARES, M.R. Recuperação de solos degradados: Interação solo-planta. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 58., 2007. São Paulo, SP. **Resumos...** São Paulo, 2007. p. 53-57.

CERETTA, C.A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTI, E.; GATIBONI, L.C.; LOURENZI, C.R.; TIECHER, T.L.; CONTI, L.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, n. 6, p. 593-602, 2010.

CESSA, R.M.A.; VITORIANO, A.C.T.; CELI, L.C.; NOVELINO, J.O.; BARBERIS, E. Adsorção de fósforo em frações argila na presença de ácido fúlvico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 1535-1542, 2010.

CHAGAS, A.P.C.; REZENDE, J.L.P. Ciclagem de nutriente em floresta semidecidual na fazenda experimental da PUC-Minas: produção de serrapilheira. **Revista Sinapse Ambiental**, Betim, v. 3, n. 3, p. 1-14, 2006.

CHANG, S.C.; JACKSON, M.L. Fractionation of soil phosphorus. **Soil Science**, New Brunswick, v. 84, n. 1, p. 133-144, 1957.

CHEN, C.R.; CONDRON, L.M.; DAVIS, M.R.; SHERLOCK, R.R. Seasonal changes in soil phosphorus and associated microbial properties under adjacent grassland and forest in New Zealand. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 177, n. 1/3, p. 539-557, 2003.

CLEVELARIO, J.J. **Distribuição de carbono e de elementos minerais em um ecossistema florestal tropical úmido baixo-montano**. 1996. 135 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1996.

COLE, D.W.; RAPP, M. Elemental cycling in forested ecosystems. In: REICHLE, D.E. **Dynamic properties of forest ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1980. p. 341-409.

CONDRON, L.M.; GOH, K.M.; NEWMAN, R.H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by ³¹P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 36, n. 2, p. 199-207, 1985.

CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. Formação de serrapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, 2008. p. 137-170.

CROSS, A.F.; SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, Amsterdam, v. 64, n. 34, p. 197-214, 1995.

CRUZ, C.A.F.; PAIVA, H.N.; CUNHA A.C.M.C.M.; NEVES, J.C.L. Resposta de mudas de *Senna macranthera* cultivadas em argissolo vermelho-amarelo a macronutrientes. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 1, p. 63-76, 2011.

CUEVAS, E.; MEDINA, E. Nutrient dynamics within Amazonian forest ecosystems. In: nutrient flux in fine litter fall and efficiency of nutrient utilization. **Oecologia**, Berlim, v. 68, n. 3, p. 446-472, 1986.

CUNHA, G.C.; GRENDENE, L.A.; DURLO, M.A.; BRESSAN, D.A. Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 3, n. 1, p. 35-64, 1993.

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, n. 3, p. 352-363, 2005.

CUNHA, G.M. **Balço e ciclagem de nutrientes em florestas montanas da mata atlântica e em plantio de eucalipto na região Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes.** 2002. 122 p. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade Estadual do Norte Fluminense, 2002.

CUNHA, G.M.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; COSTA, G.S.; VELLOSO, A.C.X. Fósforo orgânico em solos sob florestas montanas, pastagens e eucalipto no Norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 667-672, 2007.

CUNHA, G.M.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; VELLOSO, A.C.X. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanas da Mata Atlântica na região norte fluminense do Estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 1175-1185, 2009.

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

DELITTI, W.B.C. Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 1, p. 469-486, 1995.

DICK, W. A.; TABATABAI, M. A. determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 6, n. 1, p. 82- 85, 1977.

DICKOW, K.M.C. **Ciclagem de fitomassa e nutrientes em sucessão secundária na floresta atlântica, Antonina, PR.** 2010. 215p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, 2010.

DINIZ, F.V. **Composição e estrutura fitossociológica da regeneração natural na floresta de restinga alta em Picinguaba (Parque Estadual da Serra do Mar), município de Ubatuba,**

SP, Brasil. 2009. 135p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2009.

DONAGEMMA, G.K.; RUIZ, H.A.; ALVAREZ, V.H.V.; KER, J.C.; FONTES, M.P.F. Fósforo remanescente em argila e silte retirados de latossolos após pré-tratamentos na análise textural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 1785-1791, 2008.

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.

FABRE, A.; GAUQUELIN, T.; VILASANTE, F.; ORTEGA, A; PUIG, H. Phosphorus content in Five representative landscape units of the Lomas de Arequipa (Atacama Desert-Peru). **Catena**, Amsterdam, v. 1, n. 31, p. 80-86, 2005.

FRIZANO, J. **Nature and biological significance of phosphorus in forests soils from Puerto Rico, Chile, and Brazil**. Pensilvânia Universidade da Pensilvânia, 1999. 199 p.

GATIBONI, L.C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. 2003. 247p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2003.

GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; FLORES, J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 4, 691-699, 2007.

GATIBONI, L.C.; RHEINHEIMER, D.S.; FLORES, J.P.C.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J.; LIMA, M.A.S. Phosphorus forms and availability assessed by ³¹P-NMR in successively cropped soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 36, n. 19-20, p. 2625-2640, 2005.

GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1753-1761, 2008.

GOLLEY, F.B.; MCGINNIS, J.T.; CLEMENTS, R.G.; CHILD, G.I.; DUEVER, M.J. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. Tradução: Eurípedes Malavolta. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1978. 256 p.

GOMES, F.H. **Gênese e classificação de solos sob vegetação de restinga na Ilha do Cardoso-SP**. 2005. 108p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GOMES, S.R.; MAURENZA, D.; LOPES, M.I.M.S.; PINTO, M.M. Produção de serapilheira e retorno de nutrientes ao solo em arboreto de pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.) em Mogi-Guaçu, São Paulo, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 33, n. 3, p. 339-347, 2006.

GONÇALVES, J.L.M.; MELLO, S. L. M. O sistema radicular das árvores. In: GONÇALVES, I. L.; BENEDETI, V. (Ed.). **Nutrição e fertilidade florestal**. Piracicaba. IPEF, 2000. p. 219-261.

GUERRA, J.G.M.; SANTOS, G.A. Métodos químicos e físicos. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, 2008. p. 267-292.

GUNARY, D.; SUTTON, C.D. Soil factors affecting plant uptake of phosphate. **The Journal of Soil Science**, Oxford, v. 18, n. 1, p. 167-173, 1967.

GUPPY, C.N.; MENZIES, N.W.; MOODY, P.W.; BLAMEY, F.P.C. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. **Australian Journal of Soil Research**, Oxford, v. 43, p. 189-202, 2005.

GUO, F.; YOST, R.S.; HUE, N.V.; EVENSEN, C.I.; SILVA, J.A. Changes in phosphorus fractions in soils under intensive plant growth. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 64, n. 5, p. 1681-1689, 2000.

HAVLIN, J.L.; WERNER, L.N.; TISDALE, S.L.; BEATON, J.D. Phosphorus. In: HAVLIN, J.L.; WERNER, L.N.; TISDALE, S.L.; BEATON, J.D. **Soil fertility and fertilizers an introduction to nutrient management**. New Jersey, 2005. p.160-198.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 46, n. 4, p. 970-976, 1982.

HENG, L.C. Influence of some humic substances on P-sorption in some Malaysian soils under rubber. **Journal of Natural Rubber Research**, Kuala Lumpur, v. 4, p. 186-194, 1989.

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

IVANAUSKAS, N.M. **Caracterização Florística e Fisionômica da Floresta Atlântica sobre a Formação Pariquera-Açu, na Zona da Morraria Costeira do Estado de São Paulo**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997, 216 p.

JOHNSON, A.H.; FRIZANO, J.; VANN, D.R. Biogeochemical implications of labile phosphorus in forest soils determined by the Hedley fractionation procedure. **Oecologia**, Berlim, v. 135, n. 4, p. 487-499, 2003.

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

- JORDAN, C.F.; HERRARA, R. Tropical rain forests: are nutrient really critical? **American Naturalist**, Chicago, v. 117, n. 2, p. 167-180, 1981.
- KLINGE, H. Preliminary data on nutrient release from decomposing leaf litter in a neotropical rain forest. **Amazoniana**, Manaus, v. 2, p. 193-202, 1997.
- KOEUSELMAN, W.; MEULEMAN, A.F.M. The vegetation N:P ration: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 33, n. 6, p. 1441-1450, 1996.
- LAWRENCE, D.; SCHLESINGER, W. Change in soil phosphorus during 200 years of shifting cultivation in Indonesia. **Ecology**, Brooklyn, v. 82, n. 10, p. 2769-2780, 2001.
- LÓPEZ, C.F.; MENDOZA, R.; VAZQUEZ, S. Fracciones de fósforo en suelos de corrientes con producción cítrica, arrocera y pastoril. **Ciencia del Suelo**, La Plata v. 24, n. 2, p. 161-168, 2006.
- MAGID, J.; TIESSEN, H.; CONDRON, L.M. Dynamic of organic phosphorus in soil under natural and agricultural ecosystems. In: PICCOLO, A. **Humic substances in terrestrial ecosystems**. Amsterdam: Elsevier, 1996. p. 429-466.
- MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 251 p.
- MALAVOLTA, E. Nutrição mineral. In: FERRI, M.G. **Fisiologia vegetal 1**. São Paulo: EPU, 1985. p. 97-116.
- MALAVOLTA, E. **ABC da adubação**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1989. 292 p.
- MARIANO, K.R.S.; AMORIM, S.M.C.; MARIANO, C.A.S.J.; SILVA, K.K.A. Produção de Serapilheira e Retorno de Nutrientes ao solo pela Espécie *Coccoloba ramosissima* Wedd. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 381-383, 2007.
- MARTINAZZO, R.; SANTOS, D.R.; GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G. KAMINSKI, J. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto em resposta à adição de fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 563-570, 2007.
- 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.
- MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J.L. Leaf and soil nitrogen and phosphorus availability in a neotropical rain forest of nutrient-rich soil. **Revista de Biología Tropical**, San José, Costa Rica, v. 54, n. 2, p. 357-361, 2006.

MARTINS, S.C. **Caracterização dos solos e serrapilheira ao longo do gradient altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo.** 156 p. 2010. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

MARSOLA, T. **Mineralização do fósforo do adubo verde e sua absorção por plantas de arroz.** 2008. 114p. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

MEIO FÍSICO. Disponível em: <http://WWW.iflorestal.sp.gov.br/Plano_de_manejo/PE_SERRA_MAR/3%20Avalia%E7%E3o.pdf>. Acesso em: 7 jan. 2011.

MELLO, R.S.P. **Produção de serrapilheira e aspectos da ciclagem de nutrientes em dois tipos florestais adjacentes no Rio Grande do Sul.** 136 p. 1995. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1995.

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

MORAES, J.F.L.; NEILL C.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C., MELILLO, J., LIMA, V.C. STEUDLER, P.A. Soil carbon and nitrogen stocks following forest conversion to pasture in the Western Brazilian Amazon Basin. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 5, p. 1369-1376, 2002.

MOREIRA, A.; COSTA D.G. Dinâmica da matéria orgânica na recuperação de clareiras da floresta amazônica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 10, p. 1013-1019, 2004.

MOREIRA, M.G. **Associações entre os solos, os ambientes sedimentares quaternários e as fitofisionomias de planície costeira e baixa encosta nas bacias dos rios Itaguaí e Guaratuba (Bertioga-SP).** 2007. 157p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica, São Paulo, 2007.

MOTTA, A.C.V.; MELO, V.F. Química dos solos ácidos. In: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R. **Química e mineralogia do solo**, Viçosa, 2009. p. 313-380.

MURPHY, J.; RILEY, J.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, Oxford, v. 27, p. 31-36, 1962.

NEGASSA, W.; LEINWEBER, P. How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: A review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, New York, v. 172, n. 3, p. 305-325, 2009.

NEUFELDT, H.; SILVA, J.E.; AYARZA, M.A.; ZECH, W. Land-use effects on phosphorus fractions in Cerrado oxisols. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 31, n. 1, p. 30-37, 2000.

NEVES, E.J.; MARTINS, E.G.; REISSMAN, C.B. Deposição de serapilheira e de nutrientes de duas espécies da Amazônia. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 43, p. 47-60, 2001.

NORONHA, N.C. **Recuperação de pastagem em Rondônia: atributos físicos, químicos, biológicos do solo e produtividade da *Brachiaria brizantha***. 2005. 129p. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo Piracicaba, 2005.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. Fósforo orgânico no solo. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J.; FLANCER, N.N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F., ALVAREZ V.H.V., BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do Solo**. Viçosa: UFV, 2007. p. 472-549.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J.; NUNES, F.N. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS R.F.; ALVAREZ V.H.V.; BARROS, N. F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: UFV, 2007. p. 276-374.

NÚCLEO SANTA VIRGÍNIA. Disponível em: <http://PT.wikipedia.org/wiki/núcleo_Santa_Virgínia>. Acesso em: 5 maio 2010.

NÚÑEZ, J.E.V.; SOBRINHO, N.M.B.A.; MAZUR, N. Consequências de diferentes sistemas de preparo do solo distribuição química e perdas de fósforo de um Argissolo. **Bragantia**, Campinas, v. 62, n. 1, p. 101-109, 2003.

NZIGUHEBA, G.; BUNEMANN, E.K. Organic Phosphorus dynamics in tropical agroecosystems. In: TURNER, B.L.; FROSSARD, E; BALDWIN, D.S. **Organic Phosphorus in the environment**. Organic Phosphorus. Ascona, Switzerland, 2003. p. 243-268.

OLIVEIRA, L.R.R. **Deposição atmosférica de elementos-chave, através de chuva, em floresta ombrófila densa no parque estadual da serra do mar**. 2007. 57p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

PAULA, R.R.; PERREIRA, M.G.; MENEZES, L.F.T. Produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes em três áreas com florestas periodicamente inundadas na restinga da Marambaia- RJ. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7., 2007. Caxambu. **Anais...** Caxambu, 2007. p. 1-2.

PAVINATO, P.S. **Dinâmica do fósforo no solo em função do manejo e da presença de resíduos em superfície**. 2007.145p. Tese (Doutorado em Agricultura) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2007.

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.

PEREIRA, M.G.; MENEZES, L.F.T; SCHULTZ, N. Aporte e decomposição da serapilheira na Floresta Atlântica, ilha da Marambaia, Mangaratiba, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 4, p. 443-454, 2008.

POGGIANI, F. Alterações dos ciclos biogeoquímicos em florestas. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS. 1992. São Paulo. **Anais...** São Paulo: Revista do Instituto Florestal, 1992. p. 734-739.

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M.V. Ciclagem de Nutrientes em Florestas Nativas. In: GONÇALVES, L.M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais, 2000. 427 p.

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, 1981. v. 1. 94p.

PRATA, E.M.B. **Estrutura e composição de espécies arbóreas em um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica no litoral norte do Estado de São Paulo e padrões de similaridade florística em escala regional**. 2009. 106p. Mestrado (Dissertação em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro. 2009.

PRITTCHE, W.L. **Suelos forestales: propiedades, conservación y mejoramiento**. Limusa,, 1986. 634p.

PUSHPARAJAH, E. Nutrient management and challenges in managing red and lateritic soils. In: SEHGAL, J.; BLUM, W.E.; GAJBHIYE, K.S. **Red and lateritic soils** Rotterdam: Balkema, 1998. p. 293-304.

RAGHOTHAMA, K.G. Phosphate transport and signaling. **Plant Biology**, Palo Alto, v. 3, p. 182-187, 2000.

RAIJ, B.V. A capacidade de troca de cátions da fração orgânica e mineral em solos. **Bragantia**, Campinas, v. 28, p. 85-112, 1969.

RAIJ, B.V. Seleção de métodos de laboratório para avaliar a disponibilidade de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 2, p. 1-9, 1978.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato; Agrônômica Ceres, 1991. 343 p.

RAIJ, B.V; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1997. p. 8-13. (Boletim Técnico, 100).

REIS-DUARTE, R.M.; CASAGRANDE, J.C.; SANTOS, D.A.; SILVA, O.A.; BARBOSA, L.M. Fertilidade do solo e fisionomias de floresta de restinga da Ilha Anchieta – SP: Considerações para recuperação da vegetação. In: SEMINÁRIO TEMÁTICO SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. INSTITUTO DE BOTÂNICA, 2002. Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, 2002. p. 111-111.

REIS-DUARTE, R.M. **Estrutura de floresta de restinga do parque estadual da ilha Anchieta (SP): Bases para Promover o Enriquecimento com Espécies Arbóreas Nativas em Solos Alterados**. 2004. 230p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual Paulista “Júlio 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. **Relação solo-eucalipto**. Viçosa, 1990. p. 265-302.

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

RESENDE, A.V.; FURTINI, A.E.N.; CURI, N.; MUNIZ, J.A.; FARIA, M.R. Acúmulo e eficiência nutricional de macronutrientes por espécies florestais de diferentes grupos sucessionais em resposta à fertilização fosfatada. **Ciência e agrotecnologia**, Lavras, v. 24, n. 1, p. 160-173, 2000.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. Sorção de fósforo em função do teor inicial e de sistemas de solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 1, p. 41-49, 2003.

RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 345-354, 2000.

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.

RICHARDSON, S.J; ALLEN, R.B.; DOHERTY, J.E. Shifts in leaf N:P ratio during resorption reflect soil P in temperate rainforest. **Functional Ecology**, London, v. 22, n. 4, p. 738-745, 2008.

RIZZINI, C.T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. São Paulo: Âmbito Cultural, 1997. 747 p.

ROSS, D.J.; SPEIR, T.W.; KETTLES, H.A.; MACKAY, A.D. Soil microbial biomass, C and N mineralization and enzymes activities in a hill pasture: influence of season and slowrelease P and sorption fertilizer. **Soil Biology Biochemistry**, Oxford, v. 27, p. 1431-1443, 1995.

RUFTY, T. W. J.; MACKOWN C.T.; ISRAEL D.W. Phosphorus stress effects on assimilation of Nitrate. **Plant Physiology**, Minneapolis, v. 4, n. 1, p. 328-333, 1990.

- SALEMI, L.F. **Balço de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo**. 2009. 87p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- SANTOS, D.R.; GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J.K. Fatores que afetam a disponibilidade e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 576-586, 2008.
- SANTOS, J.Z.L.; FURTINI A.E.N.; RESENDE, A.V.; CURI, N.; CARNEIRO, L.F.; COSTA, S.E.V.G.A. Frações de fósforo em solo adubado com fosfatos em diferentes modos de aplicação e cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 705-714, 2008.
- SANTOS, V.D. **Ciclagem de nutrientes minerais em mata tropical subcaducifólia dos planaltos do Paraná (parque estadual Vila Rica do Espírito Santo – Fênix/PR)**. 385p. 1989. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1989.
- SARRUGE, J.R.; HAAG, H.P. **Análise química em plantas**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1974. 56p.
- SCHMIDT, S.; STEWART, G.R. $\delta^{15}\text{N}$ values of tropical savanna and monsoon forest species reflect root specialisations and soil nitrogen status. **Oecologia**, Berlim, v. 134, p. 569-577, 2003.
- SELLE, G.L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 4, p. 29-39, 2007.
- SETZER, J. **Atlas climatológico do estado de São Paulo**. Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Paraguai. Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Paraguai, São Paulo, 1966. 40 p.
- SHUMAN, L.M. Mineral Nutrition. In: WILKINSON, R.E. **Plant-environment interactions**. New York: Marcel Dekker, 1994. p. 149-182.
- SILVEIRA, M.M.L.; ARAÚJO, M.S.B.; SAMPAIO, E.V.S. Distribuição de fósforo em diferentes ordens de solo do semi-árido da Paraíba e de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 281-291, 2006.
- SIQUEIRA, J.O.; SOARES, C.R.F.S.; SILVA, C.A. Matéria Orgânica em solos de áreas degradadas. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, 2008. p. 495-524.
- SPAROVEK, G. **Amostragem e análise de dados edafo-bio-climáticos de um remanescente florestal no município de Pindorama (SP)**.1993. 132p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição

de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1993.

SMA – SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Atlas das unidades de conservação do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente e Companhia Energética de São Paulo, 1996. pt 1 Litoral. 30 p.

SMECK, N.E. Phosphorus dynamics in soils and landscapes. **Geoderma**, Amsterdam, v. 36, n. 3/4, p. 185-199, 1985.

SOETHE, N.; LEHMANN, J.; ENGELS, C. Nutrient availability at altitudes in a Tropical Montane Forest in Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 24, n. 4, 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.

SOUSA, E.R.N. **Perdas de nitrogênio pela emissão de óxidos nítricos (N₂O) e sua relação com a decomposição da serrapilheira e biomassa de raízes na floresta de Mata Atlântica**. 2008. 82p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

SOUZA, E.C. **Os Métodos Biplot e Escalonamento Multidimensional nos delineamentos experimentais**. 2010. 44p. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

SOUZA, J.A.; DAVIDE, A.C. Deposição de serrapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e de eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. **Cerne**, Lavras, v. 7, n. 1, p. 101-113, 2001.

SOUZA, R.F.; FAQUIN, V.; ANDRADE A.T.; TORRES, P.R.F.R. Formas de fósforo em solos sob influência da calagem e adubação orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1535-1544, 2007.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York;OxfordUniversity Press, 1989, 304p.

STEVENSON, F.J.; COLE, M.A. **Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. New York, 1999. 427 p.

SWITZER, G.L.; NELSON, L.E. Nutrient accumulation and cycling in Loblolly Pine (*Pinus taeda*) plantation ecosystems: The first 20 years. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 36, n. 1, p. 143-147, 1972.

TADAKI, Y. Leaf Biomas. In: SHIDEI, T.; KIRA, T. **Primary productivity of japanese forests**, Tokyo, 1977. p. 39-44.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant physiology**. Massachusetts: Sinauer Associates. Publishers, 1998, 792p.

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, n.1, p. 10-22, 1998.

TATE, K.R. The biological transformation of P in soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 76, p. 245-256, 1984.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174 p. (Boletim Técnico, 5.)

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. 114p. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

TIESSEN, H.; MOIR, J.O. Characterization of available phosphorus for sequential extraction. In: CARTER, M.R.; GREGORICH, E.G. **Soil sampling and methods of analysis**. Lewis: Canadian Society of Soil Science, 1993. p. 75-86.

TIESSEN, H.; STEWART, J.W.B.; COLE, C.V. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 48, p.853-858, 1984.

TOKURA, A.M.; FURTINI, A.E.N.; CURTI, N.; FAQUIN, V.; KURIHARA, C.H.; ALOVISI, A.A. Formas de fósforo em solo sob plantio direto em razão da profundidade e tempo de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 10, p. 1467-1476, 2002.

TURNER, B.L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D.S. **Organic phosphorus in the environment**. Ascona, Switzerland: Organic Phosphorus, 2003. 391p.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Methods of chemical analysis for water and wastes**. Cincinnati, 1971. 312 p.

VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. **Biologia dos solos do cerrados**. Planaltina:Embrapa, 1997. 524 p.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. 123p.

VITAL, A.R.T.; GUERRINI, I.A.; FRANKEN, W.K.; FONSECA, R.C.B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

VITOUSEK, P.M. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. **Ecology**, Brooklyn, v. 65, n. 1, p. 285-298, 1984.

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

VITOUSEK, P.M.; PODER, S.; HOULTON, B.Z.; CHADWICK, O.A. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions. **Ecological Applications**, Tempe, v. 20, n. 1, p. 5-15, 2010.

VOGT, K.A.; GRIER, C.C. VOGT, D.J. Production, turnover, and nutrient dynamics of above and belowground detritus of world forest. **Advances in Ecological Research**, London, v. 15, p. 303-77, 1986.

ZAIA, F.C.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; GAMA-RODRIGUES, E.F. Formas de fósforo no solo sob leguminosas florestais, floresta secundária e pastagem no Norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 1191-1197, 2008.

XAVIER, F.A.S.; OLIVEIRA, T.S.; ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S. Phosphorus fractionation in a sandy soil under organic agriculture in Northeastern Brazilian. **Geoderma**, Amsterdam, v. 151, n.3/4, p. 417-423, 2009.

WALBRIDGE, M.R. Phosphorus availability in acid organic soils of the lower North Carolina coastal plain. **Ecology**, Brooklyn, v. 72, p. 2083-2100, 1991.

WALBRIDGE, M.R.; RICHARDSON, C.J., SWANK, W.T. Vertical distribution of biological and geochemical phosphorus subcycle in two southern Appalachian forest soils. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 13, p.61-85, 1991.

WALKER, T.W.; SYERS, J.K. The fate phosphorus during pedogenesis. **Geoderma**, Amsterdam, v. 15, n. 1, p. 1-19, 1976.

WARING, R.H.; SCHLESINGER, W.H. **Forest ecosystems: concepts and management**. Orlando, 1985. 340p.

WEISS, P.; OFFENTHALER, I.; OHLINGER, R.; WIMMER, J. Higher plants as accumulative bioindicators. In: MAKERT, B.A.; BREURE, A.M.; ZECHMEISTER, H.G. **Bioindicators & Biomonitoring: principles, conceptions, and applications**. Oxford, 2003. p. 465-500.

APÊNDICE

Procedimento modificado de Hedley et al. (1982), adaptado de Gatiboni (2003)

- a) Pesar 1,0 grama de solo para tubo de centrífuga com tampa rosca;
- b) Determinar o P lábil por resina trocadora de íons (CAMARGO et al., 1986);
- c) adicionar 10 ml de NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} ;
- d) agitar manualmente para soltar o solo do fundo do tubo;
- e) agitar 16 horas no “end-over-end”;
- f) centrifugar à 2000 rpm por 15 min;
- g) reservar o sobrenadante para a análise de Pi (MURPHY; RILEY, 1962) e Pt (USEPA, 1971);
- h) adicionar 10ml de NaCl 0,5 mol L^{-1} ;
- i) centrifugar à 2000 rpm por 5min e adicionar o sobrenadante ao extrato;

- j) adicionar 10 ml de NaOH 0,1 mol L^{-1} ;
- l) agitar manualmente para soltar o solo do fundo do tubo;
- m) agitar 16 horas no “end-over-end”;
- n) centrifugar à 2000 rpm por 15 min;
- o) reservar o sobrenadante para a análise de Pi (MURPHY; RILEY, 1962) e Pt (USEPA, 1971);
- p) adicionar 10ml de NaCl 0,5 mol L^{-1} ;
- q) centrifugar à 2000 rpm por 5min e adicionar o sobrenadante ao extrato;

- r) adicionar 10 ml de HCl 1 mol L^{-1} ;
- s) agitar manualmente para soltar o solo do fundo do tubo;
- t) agitar 16 horas no “end-over-end”;
- u) centrifugar à 2000 rpm por 15 min;
- v) reservar o sobrenadante para a análise de Pi (MURPHY; RILEY, 1962) e Pt (USEPA, 1971);
- x) adicionar 10ml de NaCl 0,5 mol L^{-1} ;
- z) centrifugar à 2000 rpm por 5min e adicionar o sobrenadante ao extrato;

- aa) secar o solo em estufa à 50°C e digerir o solo ($\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$).