

BIOMASSA ARBÓREA E ESTOQUES DE NUTRIENTES EM
FRAGMENTOS FLORESTAIS DA APA RIO SÃO JOÃO:
O EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A MATA ATLÂNTICA DA
BAIXADA LITORÂNEA FLUMINENSE.

JORGE ARAÚJO DE SOUSA LIMA

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE - UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

JUNHO DE 2009

Lima, Jorge Araújo de Sousa
Biomassa arbórea e estoques de nutrientes em fragmentos florestais da Baixada Litorânea Fluminense: o efeito da fragmentação da Mata Atlântica. / Jorge Araújo de Sousa Lima. – Campos dos Goytacazes, 2009.

xii, 180,[12] f. : il.

Tese (Doutorado em Biociências e Biotecnologia) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de Biociências e Biotecnologia. Laboratório de Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ecologia de organismos.

Orientador: Villela, Dora Maria

Bibliografia: f. 153 – 180

1. Fragmentação florestal 2. Biomassa 3. Raízes finas 4. Nutrientes
5. Solos florestais I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro II. Título

580
L732b

BIOMASSA ARBÓREA E ESTOQUES DE NUTRIENTES EM
FRAGMENTOS FLORESTAIS DA APA RIO SÃO JOÃO:
O EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A MATA ATLÂNTICA
DA BAIXADA LITORÂNEA FLUMINENSE.

JORGE ARAÚJO DE SOUSA LIMA

Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Prof^a. Dora Maria Villela

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

Junho, 2009

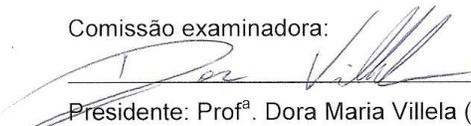
BIOMASSA ARBÓREA E ESTOQUES DE NUTRIENTES EM
FRAGMENTOS FLORESTAIS DA APA RIO SÃO JOÃO: O EFEITO DA
FRAGMENTAÇÃO SOBRE A MATA ATLÂNTICA DA BAIXADA
LITORÂNEA FLUMINENSE.

JORGE ARAÚJO DE SOUSA LIMA

Tese apresentada ao Centro de Biociências e
Biotecnologia, da Universidade Estadual do
Norte Fluminense, como parte das exigências
para obtenção do título de Doutor em Ecologia e
Recursos Naturais.

Aprovada em 29 de junho de 2009.

Comissão examinadora:



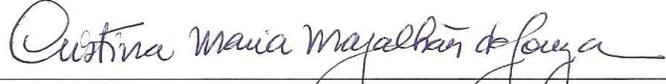
Presidente: Prof^a. Dora Maria Villela (Dr^a. Ecologia) – UENF



Prof. Rogério Ribeiro de Oliveira (Dr. Geografia) – PUC RJ



Prof. Paulo Pedrosa (Dr. Biociências e Biotecnologia) – UENF



Prof^a. Cristina Maria Magalhães de Souza (Dr^a. Biofísica) – UENF

Dedicatória:

À Solange, minha amada companheira.

Aos meus queridos pais, Seu João e D. Dulce.

Aos meus estimados filhos, Jorge e Lukas.

Ao meu neto Yúri, por sua alegria contagiante

AGRADECIMENTOS

Aos professores do LCA - UENF pelo conhecimento compartilhado para seguir em frente no estudo da Ecologia. Em especial à Prof. Dora Maria Villela pelo otimismo e orientação desde o início, Prof. Marcelo Nascimento pelas críticas e sugestões ao projeto de tese e à coordenação dos trabalhos de campo.

Aos membros da banca: Profs. Cristina Maria Magalhães de Souza, Rogério Ribeiro de Oliveira e Paulo Pedrosa pela inúmeras e importantes contribuições. Ao suplente da banca Dr. Fabrício Carvalho (IBAMA) e ao membro do comitê de acompanhamento, Prof. Leandro Monteiro pelas sugestões ao projeto de tese.

Ao colega da Embrapa Solos Dr. Braz Calderano Filho, pelo companheirismo e ajuda nos perfis pedológicos e à todos(as) do Laboratório da Embrapa Solos.

Ao(as) Drs Andreia Kindel Bióloga (MMA), Paulo Motta, Ciriaca do Carmo e Daniel Pérez (Embrapa Solos) pelo apoio em pesquisas anteriores (Projeto Cohevea), que deram as bases deste estudo.

A Dra. Cláudia Franca Barros do Depto de Anatomia da Madeira do Jardim Botânico (RJ) e ao Dr. Carlos Wagner de Oliveira pelo apoio na determinação da densidade específica da madeira de todas as espécies estudadas.

Ao meu prezado cumpadre e colega Aderaldo Gazel, Eng. Agr. PhD, da Embrapa Amapá e aos colegas do LCA – UENF pelo convívio e apoio.

A Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF) e à Embrapa Solos, nas pessoas dos seus chefes Celso Manzatto e Aluísio Andrade, pelo suporte financeiro, logístico e moral em todas as fases do doutorado.

A Associação Mico-Leão Dourado (AMLD) pela parceria, em especial ao Eng. Ftal. Carlos Alvarenga Pereira Junior e aos funcionários das Reservas Biológicas União e Poço das Antas (Instituto Chico Mendes) pelo licenciamento apoio logístico.

À Secretaria do LCA na pessoa da sempre prestativa Edilma de Cássia Muniz e aos técnicos do LCA: Gerson da Purificação, Helmo Carvalho e Wanderley Degel pela ajuda no campo e o bom humor mesmo sob algumas tempestades tropicais.

À FAPERJ (Projeto APQ1 E-26/170.825/2005), ao Ministério do Meio Ambiente (via FNMA), ao CEPF, e ao CNPq (Projeto Universal Processo n.º 472529/2007-2) pelo suporte financeiro aos projetos de pesquisa concedidos à orientadora para este estudo.

LIMA, J.A.S. 2009. Biomassa arbórea e estoques de nutrientes em fragmentos florestais da Baixada Litorânea Fluminense: o efeito da fragmentação da Mata Atlântica. Campos dos Goytacazes, UENF. Laboratório de Ciências Ambientais. Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Tese de doutorado. 196 p.

RESUMO. A fragmentação florestal pode afetar os estoques de biomassa em decorrência do aumento proporcional do efeito de borda e da exploração seletiva de espécies madeiráveis. Desse modo aumenta a iluminação, favorecendo as espécies de madeira mais leve, de crescimento mais rápido e de menor biomassa máxima por indivíduo. Para a estimativa da biomassa florestal acima do solo (BMAS) há grande disponibilidade de equações alométricas, já a biomassa radicular é pouco quantificada nas florestas tropicais, podendo corresponder até a metade do total. Nesse estudo objetivou-se avaliar o efeito do tamanho do fragmento florestal sobre a BMAS da Baixada Litorânea Fluminense a partir de tres fragmentos grandes > 500 ha; tres médios > 50 ha e tres pequenos < 50 ha, bem como sobre os seus respectivos estoques de nutrientes. Nos grandes e pequenos foram coletadas amostras de raízes finas (< 2 mm de diâmetro) na profundidade de 10 cm no período seco (Julho de 2005) e chuvoso (Janeiro de 2006). Os fragmentos maiores e maduros apresentaram, em relação aos pequenos, médias mais elevadas de densidade específica da madeira (0,74 vs 0,67 g.cm⁻³), da BMAS (~482 vs ~110 Mg.ha⁻¹) e de teores de N (2,88 vs 2,25 %) e de Mg (0,38 vs 0,33 %), porém mais baixos de P (0,11 vs 0,16 %), de Ca (0,63 vs 1,11 %) e de K (1,18 vs 1,90 %). Como os estoques representam os produtos entre biomassa e os teores de nutrientes os grandes fragmentos apresentaram maiores estoques de N (1400 kg.ha⁻¹), P, K e Mg mas não houve variação significativa nos estoques de Ca (~250 kg.ha⁻¹). As variáveis de solo evidenciaram contrastes entre o Gleissolo rico em nutrientes de um fragmento em relação aos ácidos e distróficos dos demais. As médias de biomassa radicular fina apresentaram correlações com fatores do solo (pH, K, Ca + Mg, Al, e C/N) e maiores valores no período das chuvas em relação ao de estiagem (705 à 576 g.m⁻²). Conclui-se que o estágio sucessional associado ao tamanho do fragmento limitaram a biomassa pelas médias mais altas de DEM e densidade de grandes árvores.

Palavras-chave: Mata Atlântica, Densidade da Madeira, Nutrientes, trópicos

ARBOREAL BIOMASS AND NUTRIENTS STOCKS IN FOREST FRAGMENTS FROM COASTAL PLAINS OF RIO DE JANEIRO'S STATE (BRAZILIAN SOUTHEASTERN): THE EFFECT OF ATLANTIC FORESTS FRAGMENTATION

ABSTRACT. Forest fragmentation impact results in major edge effect and includes selective logging that favor light wood fast-growing species that reduces above ground biomass (AGB). There are many allometric equations available for biomass estimations, but roots biomass are far unknown along the tropics despite its importance as large as up to 50% of total biomass. This study has the objective to assess the size effect of the fragment over AGB through data comparisons of forest fragments within Rio de Janeiro's Coastal Plains (Brazilian Southeastern). Four plots randomly located were established in nine forests: three large ones (> 500 ha), three medium sized ones (> 50 ha) and three small ones (< 50 ha). Biomass estimations were obtained with allometric equations developed in forests from humid tropics. Six fragments, (large and small ones) were sampled for fine roots and soil analysis. During dry and humid seasons 48 core samples of fine roots ($d < 2 \text{ mm}$) and twelve of soil from the superficial 10 cm were collected in each plot in both seasons. Larger and mature forests, in relation to small ones, shown higher means of wood basic gravity ($0,74 \text{ vs } 0,67 \text{ g.cm}^{-3}$), of AGB ($\sim 482 \text{ vs } \sim 110 \text{ Mg.ha}^{-1}$), of N ($2,88 \text{ vs } 2,25\%$) and Mg contents ($0,38 \text{ vs } 0,33\%$), but lower contents of P ($0,11 \text{ vs } 0,16\%$), Ca ($0,63 \text{ vs } 1,11\%$) and K ($1,18 \text{ vs } 1,90 \%$). As the stocks are the product of content by biomass, larger fragments shown higher amounts of N ($1400 \text{ vs } 400 \text{ kg.ha}^{-1}$), K ($280 \text{ vs } 120 \text{ kg.ha}^{-1}$) but no significant differences were observed between means of P ($\sim 25 \text{ kg.ha}^{-1}$), Ca ($\sim 250 \text{ kg.ha}^{-1}$) and Mg ($\sim 60 \text{ kg.ha}^{-1}$). Fine root biomass shown significant correlations coefficients with soil variables: $-(\text{pH})$, $+(\text{K})$, $+(\text{Ca} + \text{Mg})$, $-(\text{Al})$, e $-(\text{C/N})$ and higher biomass in the wet season ($576 \text{ vs } 705 \text{ g.m}^{-2}$ of soil), but no evidence about size forest effect. Results suggest that forest fragmentation limits the regeneration of higher wood gravity trees and the presence of large trees, thus reducing AGB and the stocks of N, P, Mg and K.

Keywords: Atlantic Forest, Wood Density, Arboreal Nutrients, Tropics.

ÍNDICE

CAPÍTULO 1	
1 – INTRODUÇÃO	1
1.2 – REVISÃO DE LITERATURA	2
Os nutrientes e as plantas	3
A biomassa radicular fina: Importância	4
Influência do clima sobre as raízes	5
Absorção de nutrientes	6
A competição radicular	9
Ecologia radicular	11
Acumulação e estimativas de biomassa	13
Fragmentação florestal	15
1.3 – Objetivos	18
1.4 – Hipótese	18
1.5 – Área de estudo dos fragmentos	19
<hr/>	
CAPÍTULO 2 - AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS DE SOLOS DA MATA ATLÂNTICA FRAGMENTADA NA APA RIO SÃO JOÃO	28
2.1 – INTRODUÇÃO	28
2.2 – OBJETIVO	30
2.3 – HIPÓTESE	31
2.4 - MATERIAL E MÉTODOS	31
2.4.1. – Análises laboratoriais	31
2.4.2 – Análises de dados	32
2.5 – RESULTADOS	33
2.6 – DISCUSSÃO	49
2.7 – CONCLUSÃO	52
<hr/>	
CAPÍTULO 3 - EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A BIOMASSA ARBÓREA ACIMA DO SOLO NA APA RIO SÃO JOÃO	53
3.1 – INTRODUÇÃO	53
3.2 – OBJETIVO	58
3.3 – HIPÓTESE	59
3.4- MATERIAL E MÉTODOS	59
3.4.1 - Análises químicas	61
3.4.2 - Análise de dados	62
3. 5 - RESULTADOS	66
Estimativas da biomassa arbórea acima do solo (BMAS)	67
Distribuição diamétrica das razões entre máximas e mínimas BMAS.	80
Nutrientes da biomassa lenhosa	87
Correlações entre DEM , BMAS, nutrientes da biomassa e variáveis do solo	93
Correlações entre nutrientes da biomassa e variáveis do solo	93
3.6 - DISCUSSÃO	96
Florística, estrutura e DEM na APA Rio São João.	97
Concentrações e estoques de nutrientes arbóreos na APA Rio São João.	106
3.7 - CONCLUSÃO	115
<hr/>	
CAPÍTULO 4 - BIOMASSA RADICULAR FINA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA NA APA RIO SÃO JOÃO	117
4.1 – INTRODUÇÃO	117
4.2 - OBJETIVO	120
4.3 - HIPÓTESE:	121

4.4 – MATERIAL E MÉTODOS	121
ANÁLISES QUÍMICAS	122
ANÁLISE DE DADOS	122
4.5 – RESULTADOS	123
4.6 - DISCUSSÃO	135
Correlações entre variáveis do solo e raízes finas	139
Nutrientes radiculares	143
4.7 - CONCLUSÃO	149
CAPÍTULO 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS	150
CONCLUSÃO GERAL	151
RECOMENDAÇÕES	152
BIBLIOGRAFIA	153

FIGURAS

Figura 1.5.1 - Mapa da área de estudo na APA Rio São João (Municípios de Silva Jardim e Rio das Ostras, RJ). Fonte: Associação Mico-Leão-Dourado.	20
Figura 1.5.2 - Precipitação pluviométrica (média anual = 1836 mm) da Estação Rio Dourado	21
Figura 1.5.3. Mapa com os principais solos da APA Rio São João	24
Figura 1.5.4. Mapa de uso do solo de parte do Estado do Rio de Janeiro incluindo área da APA Rio São João.	25
Figura 2.5.1. Perfil pedológico do fragmento AFETIVA	35
Figura 2.5.2. Perfil pedológico do fragmento AFETIVA	35
Figura 2.5.3 Perfil pedológico do fragmento RB500	35
Figura 2.5.4 Perfil pedológico do fragmento RB2300	36
Figura 2.5.5. Perfil pedológico do fragmento RIO VERMELHO	36
Figura 2.5.6. Perfil pedológico do fragmento VENDAVAL	36
Figura 2.5.7 - Dendrograma com os grupos formados pelas parcelas dos fragmentos florestais na APA do Rio São João (RJ).	40
Figura 2.5.8 - Dendrograma com os grupos formados as parcelas dos de fragmentos florestais na APA do Rio São João (RJ). – sem Estreito	48
Figura 3.4.1. imagem dos fragmentos RB500 e RB2300, (APA Rio São João, 2009).	60
Figura 3.4.2 - Representação da coleta da amostra do tronco e o detalhe da broca perfuradora do trado	61
Figura 3.5.1 - Comparações de médias da BMAS ($Mg \cdot ha^{-1}$) entre diferentes classe de tamanho dos fragmentos florestais, através das equações do Grupo 1.	70
Figura 3.5.2 - Comparações de médias da BMAS ($Mg \cdot ha^{-1}$) entre fases sucessionais dos fragmentos florestais, através das equações do Grupo 1.	71
Figura 3.5.3 - Comparações de médias da BMAS ($Mg \cdot ha^{-1}$) entre classes de tamanho dos fragmentos florestais, através das equações do Grupo 2.	74
Figura 3.5.4 - Comparações de médias da BMAS ($Mg \cdot ha^{-1}$) entre fases sucessionais dos fragmentos florestais, através das equações do Grupo 2	75
Figura 3.5.5 - Comparações de médias da BMAS ($Mg \cdot ha^{-1}$) entre diferentes classes de tamanho dos fragmentos florestais, com equações do Grupo 3	78
Figura 3.5.6 -. Comparações de médias da BMAS ($Mg \cdot ha^{-1}$) entre fase sucessionais dos fragmentos florestais, com equações do Grupo 3	79
Figura 3.5.7 - BMAS ($Mg \cdot ha^{-1}$) com 48 equações por fragmento	82
Figura 3.5.8 -. Razão entre estimativas máxima e mínima de BMAS de cada equação por fragmento, por grupo de equação e por tamanho do fragmento florestal da APA Rio	83

São João (DAP 10 – 19,9 cm).

Figura 3.5.9 - Razão entre estimativas máxima e mínima de BMAS de cada equação por fragmento, por grupo de equação e por tamanho do fragmento florestal da APA Rio São João (DAP 20 – 29,9 cm).	84
Figura 3.5.10 - Razão entre estimativas máxima e mínima de BMAS de cada equação por fragmento, por grupo de equação e por tamanho do fragmento florestal da APA Rio São João (DAP 30 – 39,9 cm).	85
Figura 3.5.11 - Razão entre estimativas máxima e mínima de BMAS de cada equação por fragmento, por grupo de equação e por tamanho do fragmento florestal da APA Rio São João (DAP ≥ 40 cm).	86
Figura 3.5.12 - Estoques de N (A) e P (B) pelas equações do Grupo F.	89
Figura 3.5.13 - Estoques de K (A), Ca (B) e Mg (C) pelas equações do Grupo F.	90
Figura 3.5.14 - Estoques de N (A) e de P (B) pelas equações do Grupo F	91
Figura 3.5.15 - Estoques de K (A), Ca (B) e Mg (C) pelas equações do Grupo F.	92
Figura 3.5.16 - Proporção da BMAS por tamanho de fragmento por classe diamétrica (D4 e Dp4 – Tabela 3.5.6. P – Pequeno, M – médio e G – grande)	104
Figura 3.5.17 - Proporção da BMAS por estágio sucessional por classe diamétrica (D4 e Dp4 – Tabela 3.5.6. S - secundário, T – maduro)	105
Figura 3.5.18. Dendrograma discriminando as parcelas dos fragmentos por grupos de similaridade (<i>Clusters</i>).	109
Figura 3.5.19 - Distribuição das parcelas dos nove fragmentos da APA Rio São João pelos componentes principais (CAN1 e CAN2), com as respectivas porcentagens da variação global colhida, formados com a integração dos teores de N, P, K, Ca, Mg e a DEM (densidade específica da madeira) dos fragmentos.	111

Figura 4.6.1 – Totais diários de precipitação pluviométrica (mm) e médias diárias das temperaturas (°C) máximas e mínimas de Silva Jardim em Janeiro de 2006.	136
---	-----

TABELAS

Tabela 1.3.1 - Sumário do estado atual dos fragmentos.	27
Tabela 2.5.1. Médias (desv. padrão) de variáveis do solo de fragmentos florestais da APA Rio São João em duas estações	39
Tabela 2.5.2 - Médias das variáveis dos solos (desvio padrão) de fragmentos da Mata Atlântica na APA do Rio São João (RJ) agrupados por tamanho.	41
Tabela 2.5.3 - Médias das variáveis dos solos (desvio padrão) de fragmentos da Mata Atlântica na APA do Rio São João (RJ) agrupados por fase sucessional.	41
Tabela 2.5.4 - Médias das variáveis dos solos (desvio padrão) de fragmentos da Mata Atlântica na APA do Rio São João (RJ)	43
Tabela 2.5.5 – Médias de serapilheira em peso seco (kg.m ⁻²) por época nos fragmentos florestais.	44
Tabela 2.5.6 - Correlações da análise discriminante entre variáveis edáficas e os componentes principais.	44
Tabela 2.5.7 - Comparações de médias das variáveis edáficas entre os grupos formados pela análise de agrupamentos de fragmentos florestais na APA do Rio São João (RJ).	45
Tabela 2.5.8 - Correlações da análise discriminante entre variáveis edáficas e os componentes principais (Sem Estreito)	45
Tabela 2.5.9 - Comparações de médias das variáveis edáficas entre os grupos de fragmentos florestais (sem Estreito) na APA do Rio São João (RJ).	46

Tabela 3.1.1- Área basal e estimativas de biomassa de florestas tropicais úmidas.	56
Tabela 3.1.2 – Concentrações (%) de nutrientes no lenho arbóreo de florestas tropicais.	57

Tabela 3.4.1 - Equações alométricas para a estimativa da biomassa de florestas tropicais.	64
Tabela 3.5.1 Médias e respectivos desvios padrão da densidade de indivíduos, da área basal e da densidade específica da madeira de fragmentos florestais na APA Rio São João.	68
Tabela 3.5.2 - Médias percentuais da concentrações de nutrientes (desvios padrão) da biomassa arbórea de fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Rio São João.	88
Tabela 3.5.3 – Correlações entre DEM, BMAS e variáveis texturais e químicas dos solos dos fragmentos (grandes e pequenos).	94
Tabela 3.5.4 – Correlações entre DEM, BMAS (Equações do Grupo 3) e variáveis edáficas dos fragmentos na APA Rio São João grandes e pequenos.	95
Tabela 3.5.5 – Correlações entre teores de nutrientes da biomassa e variáveis edáficas em fragmentos florestais grandes e pequenos.	95
Tabela 3.5.6 - Comparação das médias de nutrientes da biomassa arbórea e de DEM dos grupos formados pela análise de agrupamentos.	96
Tabela 3.5.7 – Autovalor, proporção da variação total e significância dos componentes principais reunindo a variação das concentrações de nutrientes e DEM de nove fragmentos florestais da APA Rio São João.	107
Tabela 4.5.1 – Médias de biomassa (BRT), superfície (SRT) e densidade específica (DRE) radiculares dos fragmentos por estação, tamanho e estágio sucessional de fragmentos florestais na APA do Rio São João (RJ).	127
Tabela 4.5.2 - Coeficientes de correlação de Pearson (<i>r</i>) entre variáveis morfométricas radiculares e variáveis do solo, por estação de fragmentos florestais na APA do Rio São João (RJ).	128
Tabela 4.5.3 - Teores médios de N, P e K radiculares por época estação, tamanho e estágio sucessional de fragmentos florestais	129
Tabela 4.5.4 – Teores médios de Ca e Mg radiculares por estação, tamanho e estágio sucessional de fragmentos florestais.	130
Tabela 4.5.5 – Estoques médios de N, P e K radiculares dos fragmentos por estação, tamanho e estágio sucessional	132
Tabela 4.5.6 – Estoques médios de Ca e Mg radiculares dos fragmentos por tamanho e por estágio sucessional.	133
Tabela 4.5.7 - Coeficientes de correlação de Pearson (<i>r</i>) entre os teores de nutrientes radiculares e variáveis químicas e físicas do solo por estação e na média anual.	134

ANEXOS

A1 - Densidade absoluta e relativa das espécies de maior dominância por fragmento da APA Rio São João (DAP ≥ 10 cm).	
A-2. Dominância absoluta e relativa de cada espécie dominante por fragmento da APA Rio São João (DAP ≥ 10 cm).	
A.3. Densidade específica da madeira das espécies amostradas	
A.4. BMAS (Mg.ha ⁻¹) por fragmento com equações do Grupo 1	
A5. BMAS (Mg.ha ⁻¹) por fragmento com equações do Grupo 2.	
A6. BMAS (Mg.ha ⁻¹) por fragmento com equações do Grupo 3.	
A7 – Correlações entre BMAS e altura total da árvore, DEM e teores de nutrientes da biomassa acima do solo de fragmentos florestais da APA Rio São João (todos os fragmentos).	
A8. Coeficientes de correlação entre todas as BMAS de nove fragmentos florestais da APA Rio São João.	
A9. Médias dos coeficientes de correlação entre todas as equações e entre equações do mesmo grupo variáveis alométricas	

CAPÍTULO 1

1 - INTRODUÇÃO

A escala global da destruição das florestas para aumentar a produção de alimentos associada à queima de combustíveis fósseis para a geração de energia favoreceu crescente acúmulo de gases de efeito estufa (GEEs) na atmosfera. Para que se tenha dimensão do peso das emissões de C em áreas agrícolas das regiões tropicais, estas contribuíram com cerca de 60% do C atmosférico acumulado em decorrência do uso da terra (156 Pg desde 1850), de acordo com Houghton, (2003). Somente o desmatamento de regiões tropicais estima-se que tenha contribuído com cerca de 1.6 Gt C.Ano⁻¹ de CO₂ atmosférico nos anos 80 (Schimel et al. 1995).

Nobre (2003) ressalta que perfis de atmosferas pretéritas observadas em microbolhas presas em geleiras por centenas de milhares de anos, o CO₂ atmosférico variou entre 180 e 290 ppm. Atualmente essa concentração está em torno de 370 ppm, estimando-se que nos próximos 100 anos a temperatura terrestre poderá aumentar entre 1 e 3,5 °C, o que causaria mudanças imprevisíveis no clima, com novos padrões no regime dos ventos, na pluviosidade e na circulação e nível altimétrico dos oceanos (IPCC, 2001a).

Desse modo, os estoques terrestres de C crescem em importância estratégica, o que tem incentivado o desenvolvimento de modelos para as estimativas de C e de biomassa dos remanescentes florestais em todas as latitudes (BAKER et al. 2004).

1.2 – REVISÃO DE LITERATURA

O ciclo do carbono nas florestas

A visão geralmente aceita da floresta clímax em que o balanço entre assimilação e emissão de C seja nulo (ODUM, 1969) não é respaldada por Luyssaert et al. (2008) a partir de dados de 519 torres de fluxo distribuídas em florestas boreais e temperadas, pois mesmo maduras, as florestas continuam a acumular carbono. Esses autores afirmam que as florestas contribuem com pelo menos 10% da produção primária líquida

global. Especulam sobre um mecanismo de auto-raleamento (*self-thinning*) em que os indivíduos mortos levariam mais tempo para se decompor do que novas árvores para crescer gerando um balanço positivo de C.

Desse modo, é possível que as florestas tropicais estejam crescendo em biomassa, respondendo ao aumento da concentração de CO₂ atmosférico com limites certamente condicionados por fatores ecológicos e ecofisiológicos, conforme sugerem Stephenson & Mantgem (2005). Mas para o balanço global, Fearnside (2002) demonstra que a emissão de C causada pelas queimadas da Amazônia superam largamente o seqüestro de C da floresta ainda não perturbada nos trópicos.

O C florestal segue basicamente duas vias: a biológica e a industrial. Em ambas, a magnitude é significativa por conta do vasto uso econômico de matérias primas florestais (GOWER, 2003). De acordo com Vitousek (1984) as modificações mais dramáticas no ciclo do carbono são as promovidas pela sociedade no uso de fibra e lenha, bem como na conversão de florestas em áreas agrícolas. Já o desmatamento que foi importante nos séculos anteriores nas regiões temperadas, atualmente é significativo apenas nas regiões tropicais (HOUGHTON, 2003).

O processo inverso ocorre com o abandono de cultivos e pastos, dando início ao processo de sucessão florestal no qual, de acordo com o modelo amplamente difundido a partir de Odum (1969), a produção primária bruta (PPB) e a produção primária líquida (PPL) são crescentes até um clímax. Entretanto estudos de Ryan et al. (1996) e de Gower et al. (1996) detectaram maior redução de PPB nas boreais (54%) do que a média nas tropicais e temperadas (37%). As causas primárias desse decréscimo de PPB, segundo esses autores, não estariam relacionadas ao balanço respiração/fotossíntese, mas às limitações nutricionais e restrições hidráulicas. Gower (2003) considera a questão ainda pouco clara porque mudanças climáticas, deposição de N e a elevação dos níveis atmosféricos de CO₂, direta ou indiretamente, afetam a absorção de água e de nutrientes.

A principal questão relativa à ciclagem de C (e demais nutrientes), devido ao efeito fertilizador do aumento de CO₂ atmosférico, refere-se à alocação de C nos diferentes compartimentos. Os lenhosos de vida longa, que representariam maior estocagem e aqueles de vida curta (folhas e raízes finas com maiores teores dos

demais nutrientes), que são rapidamente decompostos, portanto com pequena contribuição ao seqüestro líquido de C (HENDRY et al. 1999).

Os nutrientes e as plantas

Os estoques de nutrientes no solo governam a aquisição de nutrientes pelas plantas condicionando seu crescimento. As rochas matrizes que originam os solos e os sedimentos envolvidos na gênese edáfica determinam as proporções de minerais que estarão potencialmente disponíveis para as plantas. Entretanto as variáveis envolvidas nos processos do intemperismo (clima, vegetação, topografia e o tempo) tem papel fundamental na formação do solo e logo, em sua fertilidade (JENNY, 1980).

O pH é fator determinante da disponibilidade de nutrientes nos solos. Altas concentrações de H^+ deslocam os cátions do complexo de troca existente sobre os minerais de argila e sobre a matéria orgânica do solo facilitando sua lixiviação. Outro exemplo pode ser dado pelo sulfato, que é capaz de se ligar à cátions (K^+ , Ca^{++} e Mg^{++}) carreando-os profundamente no perfil do solo, fora do alcance das raízes. Outros íons tem sua solubilidade e estado de oxidação afetados pelo pH (P, S e Al), já N por efeito da redução na atividade microbiana (LAMBERS et al. 1998).

À curto prazo, se comparada com os processos de intemperismo e deposição atmosférica de nutrientes, a ciclagem de nutrientes da matéria orgânica morta é a maior fonte de nutrientes nas florestas. Ca^{++} e K^+ são lixiviados diretamente da matéria orgânica do solo, enquanto outros como N e P dependem do processo de decomposição, estando vinculadas diretamente com os fatores que afetam a atividade microbiana como o clima e a fertilidade do solo (Proctor, 1984).

A captação de nutrientes pelas raízes ocorre através da absorção de íons da solução do solo (NO^3^- , SO^4^{+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Fosfato) disponibilizados por troca com aqueles adsorvidos (por íons de H^+ e HCO_3) e por liberação de nutrientes excretados em ácidos orgânicos. Este último depende da intensidade da respiração, da temperatura, do tipo de íon e da espécie vegetal (EVINER & CHAPIN, 1997).

A biomassa radicular fina: Importância

Em que pese o elevado interesse em dados que quantifiquem com maior precisão a economia de C (HOUGHTON, 2007) as estimativas atuais de biomassa florestal contêm erros, não dimensionados, pela escassez de dados dos sistemas radiculares (GOWER, 2003). As dificuldades para a geração de dados empíricos da biomassa hipógea, decorrem dos altos custos para a obtenção e manipulação de amostras ou obtenção de imagens de alta resolução, além de consumirem muito tempo (BÖHM, 1979, BAKKER et al. 1999; SIERRA et al. 2007).

Modelos de estimativas globais utilizam um valor geral de 20% da parte aérea para quantificar biomassa radicular (HOUGHTON, 2005) nas florestas tropicais mas a influência dos fatores do solo, da serapilheira e do clima podem gerar variações importante em relação a esse valor (SILVER et al. 2001; RASSE et al. 2002). Uma medida do possível nível de erro das estimativas recentes de biomassa (HOUGHTON, 2007) é dada por MOKANY (2005) ao ter avaliado em revisão, que nessas latitudes a biomassa radicular pode alcançar de 29 a 55% da biomassa florestal, acima portanto de estimativas atuais e do estudo anterior de CAIRNS et al. (1997), que indicou 26% para a faixa tropical de ecossistemas.

As entradas de C no solo têm sido estimadas como da ordem de 60×10^{16} ano⁻¹, ou seja de uma ordem magnitude acima da emissão de combustíveis fósseis (vs 6×10^{15} ano⁻¹) (POST et al. 1982; CHENG & GERSHENSON, 2008). Portanto, pequenas mudanças no equilíbrio entre assimilação e respiração do solo podem ter impactos significativos na concentração atmosférica de CO₂ reduzindo-a ou aumentando-a (SCHIMMEL et al. 1995) e afetando os principais fluxos de C: (i) respiração da rizosfera a partir de C radicular e (ii) decomposição de matéria orgânica do solo. Ainda que sejam distinguíveis estão ligados nas interações da rizosfera (CHENG 1999).

Influência do clima sobre as raízes

A quantidade da biomassa radicular nas florestas depende decisivamente do clima porque este influi diretamente nas taxas de emissões de C já que a disponibilidade

e a absorção de água dita o regime fenológico (foliar e radicular) e a taxa de respiração (GOWER, 2003). De acordo com MARKESTEIJN & POORTER (2009) o estoque de C em ecossistemas terrestres se define a partir das relações hídricas como precipitação anual, duração de período seco e grau de acumulação de déficit hídrico (BONGERS et al. 1999), numa escala local também pela variação topográfica da disponibilidade de água e a profundidade de enraizamento (VALENCIA et al. 2004).

Segundo Markesteijn & Poorter (2009), nos climas mais secos ou marcadamente estacionais ($< 1000 \text{ mm.ano}^{-1}$, *sensu* HOLDRIDGE, 1978) são favorecidas as espécies com troncos de madeira mais densa que minimizam deformações estruturais, reduzindo a transpiração com menor investimento proporcional em tecido foliar e maior em profundidade do sistema radicular. Já nas florestas úmidas esses autores indicam que as plantas apresentam grande área foliar associada a maior proporção de alocação de biomassa nas raízes, para maximizar a absorção de água e captação de luz através de longos e bem ramificados sistemas radiculares.

Desse modo, os estudos de relações hídricas, assimilação de C e desenvolvimento de florestas naturais de Harms et al. (2001); Engelbrecht & Kursar (2003) e Markesteijn & Poorter (2008) ao longo de diversos ambientes, sugerem que as estratégias básicas das relações água - planta nesses ecossistemas envolvem a tolerância (metabolismo funcional sob níveis críticos de umidade) e o atraso do processo de estresse (deciduidade fenológica).

De acordo com Smith & Huston (1989) as relações solo – água – planta são mediadas pelo balanço da alocação de C nos compartimentos epígeos e hipógeos e estão relacionadas com diversas características das plantas, tais como, segundo Preston et al. (2006) e Markesteijn & Poorter (2008):

- (i) área e massa foliar – indicam o investimento e eficiência na captura de luz e no controle de calor.
- (ii) Densidade específica da madeira - indica a vulnerabilidade à deformações do tronco que favorece a perda de água naquelas populações de madeira menos densa.
- (iii) Profundidade, biomassa, área e volume radicular – mensura o investimento de recursos da planta e a eficiência na busca de água e nutrientes.

Em um raro estudo de revisão sobre sistemas radiculares de diversos biomas, (Gordon & Jackson, 2000) obtiveram correlação significativa da biomassa radicular com o teor de C do solo, mas negativa com os teores de N, P e Mg de acordo com o que se espera em relação a alocação de biomassa (GOWER, 2003). Já a significativa e positiva correlação da profundidade do sistema radicular com respeito a Ca, K e Mg encontrada por esses autores foi considerada como inesperada, sugerindo a possibilidade de que esses nutrientes tenham maior importância estrutural, mas sem atribuir conclusão definitiva sobre esse resultado.

Absorção de nutrientes

À longo prazo a atmosfera é a maior fonte de N tanto pela fixação biológica como pela deposição de nitrato e amônia atmosféricos. Entretanto nas florestas tropicais, exceto em solos arenosos, a rápida decomposição de material orgânica fresca permite a ciclagem de grandes quantidades de N, sendo raras as evidências de deficiências nutricionais relacionadas a esse elemento (MCGILL & COLE, 1981; POST et al. 1982; VITOUSEK, 1984).

Os demais nutrientes (P, K, Ca e Mg) tem ciclagem mais complexa e lenta do que a de N. Frequentemente P tem sido apontado como uma importante limitação dos solos por ocorrer em baixas concentrações e por sua intensa imobilização no complexo de cargas do solo (FELDPAUCH et al. 2004). Os demais dependem fundamentalmente do processo pedogenético e da decomposição de matéria orgânica (LAMBERS et al. 1998).

A absorção de nutrientes depende da membrana externa das células radiculares e a composição de sua face interna no interior do apoplasto, que é muito influenciada pelos processos de troca catiônica que ocorre nas moléculas negativamente carregadas da paredes celulares (MARSCHNER, 1995). Cátions di e trivalentes como Ca, Mg e Al são mais aderentes aos sítios de troca do que os monovalentes. A concentração desses cátions aumenta no apoplasto mas também na vizinhança do plasmalema influenciando sua absorção por essa membrana (HAYNES, 1980; KELTJENS, 1995; MARSCHNER, 1995).

Há evidências que a ligação de Al no apoplasto implica na expressão da toxidez por Al nos sistemas radiculares, porque Ca e Mg são deslocados dos sítios de troca (BLAMEY & DOWLING, 1995; KELTJENS, 1995), favorecendo deformações na membrana. A extensão dos efeitos deletérios do Al nas raízes é também afetada tanto pela ligação de Al em sítios sensíveis ou não do apoplasto (HORST, 1995).

Outros autores Dahlgren et al. (1991) e Heim et al. (1999) sugerem, que a precipitação ou a ligação de Al em formas não trocáveis no apoplasto de espécies florestais, pode ser um mecanismo para prevenir a translocação de Al para tecidos epigeos. Esses autores reconhecem a possibilidade da co-precipitação de Al com fenóis e oxalatos na rizosfera o que daria uma dimensão significativamente maior do papel dos exsudados radiculares no complexo de troca de íons. Entretanto, indicam que a competição entre Al e cátions metálicos por ligações nos sítios de troca catiônica dependem não apenas da concentração mas também da especiação de Al e da atividade do íon H^+ .

Gordon & Jackson (2000) em revisão de diversos tipos de ecossistemas, biomas e tipos funcionais de plantas, não encontraram diferenças significativas nos teores de N, Ca e Mg entre raízes finas e mortas. Mas encontraram concentrações significativamente mais baixas de P e K nas mortas, sugerindo uma taxa de reabsorção de 30% por inferência, sem contudo considerar possível lixiviação de nutrientes de maior mobilidade, a partir de tecidos senescentes.

Os resíduos orgânicos que são decompostos, liberam nutrientes em quantidades importantes para a nutrição dos ecossistemas do solo, com impactos diretos sobre a distribuição das raízes (SAYER et al. 2006). Estas, além da função de absorver água e nutrientes (ATTIWILL & ADAMS, 1993), se constituem em significativo reservatório de nutrientes (AERTS & CHAPIN, 2000) que podem até exceder os estoques foliares (JACKSON et al. 1996).

O aumento do teor foliar de nutrientes positivamente correlacionado com os nutrientes no solo, está de acordo com a teoria da otimização de alocação de C para maximizar recursos nos compartimentos onde estejam mais limitantes (KOZLOWSKI & PALLARDY, 1997). Nesse sentido Newman & Hart (2006), em revisão, constataram que

as concentrações foliares de N e de Ca aumentaram na medida em que também aumentaram nas raízes.

Se os incrementos dos teores de nutrientes foliares refletem aumentos de suas respectivas disponibilidades no solo, então as árvores podem alocar diferencialmente os nutrientes nos tecidos de aquisição de recursos em resposta a disponibilidade de recursos dos solo (FISHER & BINKLEY, 2000; OLLINGER et al. 2002). Nesse caso, de acordo com Newman & Hart (2006) mais nutrientes seriam alocados proporcionalmente nos tecidos que capturam luz em relação às raízes, para aumentar sua capacidade funcional. Essa hipótese está de acordo com a menor proporção de C acima do solo que acontece sob condições de solos mais férteis. (GOWER et al. 1992; GIARDINA et al. 2003).

A maior superfície ou biomassa radicular não necessariamente implica na capacidade de alocar raízes em sítios ricos de nutrientes, mas pode haver uma troca entre a capacidade de explorar grandes volumes de solo e a de explorar sítios mais ricos com menos consumo de C (CAMPBELL et al 1991; GRIME, 1974 e 1999). Esta possibilidade está de acordo com Tilman (1982,1988) ao considerar que os sítios mais produtivos exibem maior importância para a competição, porque as diferentes estratégias das espécies estaria sob máxima pressão competitiva (TILMAN, 1982, 1988, CASPER & JACKSON, 1997). Nesse caso, espécies com mais enzimas de transporte de nutrientes por área de superfície radicular, apresentam maior afinidade enzima-íon e a maior capacidade de reduzir concentração excessiva dos nutrientes estará em vantagem competitiva em relação as demais (CAMPBELL et al. 1991),

Nesse contexto os meios de captura de nutrientes (interceptação radicular, fluxo de massa e difusão) variam muito em importância, em geral o primeiro representa menos que 10% do total de nutrientes absorvidos sendo, o menos importante dos tres processos (MARSCHNER, 1995). Já o fluxo de massa e a difusão são movidas pela transpiração, sendo uma função direta da taxa de movimentação da água e a concentração de nutrientes dissolvidos na solução do solo.

A difusão é especialmente importante para nutrientes com elevadas proporções ligadas a fase sólida dos solos como K e P; já o fluxo de massa é frequentemente mais importante para N (na forma de nitrato). Portanto, o suprimento de três macronutrientes

(N, P e K) dependem principalmente de difusão e fluxo de massa juntos (NYE, 1977). Em termos de competição entre as plantas a via da difusão é mais importante, porque raízes vizinhas reduzem a absorção de nutrientes quando as zonas de absorção se sobrepõem (BALDWIN, 1976).

A competição radicular

Os raros estudos de campo a comparar densidades radiculares e absorção de nutrientes sob competição radicular (CALDWELL et al. 1991a, 1991b), indicaram que a abundância radicular *per se* foi insuficiente para explicar a proporção de absorção de nutrientes das estepes da Ásia. Uma gramínea exótica *Agropyron desertorum* apresentou 8-10 vezes mais raízes do que o arbusto *Artemisia tridentata*; contudo uma semana depois da aplicação experimental de nutrientes, as duas populações tinham absorvido as mesmas quantidades de P.

De acordo com Casper & Jackson (1997), diversos fatores podem explicar a falta de correspondência direta entre densidade de raízes e capacidade de competição. (i) competição entre raízes da própria planta, quando em alta densidade podem reduzir o retorno por investimento em novas raízes; (ii) onde e quando as raízes estão alocadas pode ser tão importante quanto a densidade de raízes, porque uma planta com muita superfície radicular numa determinada área mais pobre pode não ter suficiente superfície radicular em áreas mais ricas em nutrientes; (iii) o papel das micorrizas que é frequentemente ignorado em estudos de absorção de nutrientes e (iv) propriedades fisiológicas relacionadas as taxas de aquisição de nutrientes.

As hipóteses centrais sobre o efeito da maior disponibilidade de recursos do solo sobre a morfologia e a biomassa radicular são basicamente três (ROBINSON, 1994): (i) aumento da densidade de raízes; (ii) aumento da proporção de raízes finas e (iii) aumento das taxas de renovação de raízes. Portanto, o desenvolvimento prolífico de raízes em resposta a mais alta oferta de nutrientes e menor desenvolvimento sob distrofia, pode ocorrer em porções do solo eventualmente mais ricas (CUEVAS & MEDINA, 1988, PREGITZER et al. 1993; CALDWELL, 1994; EINSMANN et al. 1999; BLAIR & PERFECTO, 2001; METCALFE et al. 2008),

Um efeito próprio da fragmentação sobre a fisiologia do ecossistema deriva da maior quantidade de árvores de espécies próprias dos estádios iniciais da sucessão, porque a proporção de carboidratos translocados para as raízes que é usada na respiração, mais do que a acumulação em si, aumenta com a idade da planta Lambers et al. (1998). Esses autores sugeriram que isto se deve primariamente ao papel crescente da respiração de manutenção em relação a do crescimento à medida que a planta envelhece.

O baixo suprimento de nutrientes também aumenta a quantidade de carboidratos consumidos nas raízes. Em níveis mais altos de oferta de nutrientes, as plantas respiram até 40% do carboidrato enviado às raízes. Em condições de alta distrofia, esse valor pode chegar a 60% (VAN DER WERF, 1996), pois aumenta o consumo de energia para a nutrição contra o gradiente de concentração da solução do solo. Estudos mais recentes indicam valores entre 30 e 80% em diversos tipos de vegetação natural em regiões tropicais e temperadas (HANSON et al. 2000).

A captura de nutrientes é controlada pelas plantas diretamente através da alocação de biomassa e da cinética de captura de íons, governando a absorção de nutrientes do ecossistema, pois uma grande biomassa radicular é um dos principais mecanismos que as plantas dispõem para aumentar o fluxo de nutrientes no sentido da superfície radicular (LAMBERS et al. 1998).

Ecologia radicular

A interação com outros organismos, refere-se principalmente ao transporte e ciclagem de nutrientes na rizosfera (HARTMANN et al. 2008). A medida da importância das relações ecológicas hipógeas decorre da elevada atividade e diversidade microbiana nesse ambiente onde, um grama de solo pode conter de 10^7 à 10^{12} bactérias, 10^4 protozoários, 10^4 nematóides, 5–25 km de hifas fúngicas e uma área superficial de $20 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ segundo estimativas de Young and Crawford (2004). Destacam nessa zona a concentração de CO_2 no ar de 10 a 100 vezes a que se observa na atmosfera ($360 \text{ cm}^3 \cdot \text{m}^{-3}$), havendo relatos de valores extremos relatados por Karberg et al. (2005) de 7000 à $24000 \text{ cm}^{-3} \cdot \text{m}^{-3}$ em solos florestais sob clima temperado.

Recentemente, observou-se que as raízes muito finas de ramificação primária e secundária (as últimas ramificações), facilmente subestimáveis em condições de laboratório, podem ter elevada importância nos fluxos de C e de N nos ecossistemas devido os elevados teores de N, vida curta e altas taxas de decomposição (GUO et al. 2004). Sua bioquímica afeta diretamente as taxas de decomposição microbiana e influencia reações com as partículas minerais, de modo a afetar a estabilidade da matéria orgânica no solo (SIX et al. 2002).

O significativo crescimento da biomassa radicular, pode impactar toda a cadeia trófica de acordo com a hipótese do balanço de C:nutrientes (*sensu* BRYANT et al. 1983) que postula a maior concentração de C nos compostos de defesa da planta, sob condições de elevada acumulação de carboidratos, inclusive nas raízes. Já a hipótese do crescimento diferenciado estabelece que o crescimento é limitado por água e nutrientes, cuja diferenciação química e morfológica nas células maduras depende da disponibilidade de carboidratos, o que afeta significativamente o desenvolvimento radicular (HERMS & MATSON, 1992).

Nesse sentido, os carboidratos não estruturais (p.e. açúcar e amido) e as concentrações de N nas raízes finas, influenciam mudanças na biosíntese microbiana e na imobilização de N sob elevada pressão de CO₂ (ZAK, et al. 2000). Conseqüentemente, a serapilheira radicular com altas concentrações de carboidratos não estruturais, alimenta a atividade microbiana mesmo com baixos teores de N (PREGITZER, 2008). Já os compostos estruturais (lignina, taninos e celulose), são pobres para o crescimento microbiano e sua lenta degradação pode gerar a imobilização de N, indisponibilizando-o às raízes (STEVENSON, 1994).

A magnitude de biomassa radicular em termos absolutos deve ser máxima em solos eutróficos porque corresponde uma grande biomassa para suprir nutrientes. Mas a variação de biomassa radicular ao longo dos ecossistemas é menor do que a biomassa aérea, porque a radicular tende a se ajustar ao nível de nutrientes, já a parte aérea varia com o estágio sucessional (LAMBERS et al. 1998). Sob restrições nutricionais certas características das plantas passam a influenciar significativamente a capacidade de capturar nutrientes através dos efeitos da exsudação radicular (POOTER et al. 2003),

especificidades da rizosfera (Schenk, 2002) e através da qualidade da serapilheira (VITOUSEK et al. 1998).

De acordo com Haynes (1980), Keltjens (1995), Marschner (1995) e Lambers et al. (1998), as taxas de absorção de nutrientes dependem da área de superfície radicular e as propriedades dessa superfície. Nesta operam os exsudados radiculares que podem promover a biodisponibilidade de fosfato (KIRK, 2002), entretanto não há evidências conclusivas de que esse processo se sobreponha à complexa bioquímica de P da solução do solo (RAYNAUD et al. 2008).

Em condições de campo tem sido encontrados valores de pH na rizosfera superiores ao relativos a solução do solo em florestas úmidas da Ásia (1 à 2 pontos; YANG et al. 1996) sob dependência das pressões de O₂ e de CO₂ relativas ao potencial de oxidação da rizosfera (WATT et al. 2006a). Contudo, se reconhece que esse processo favorece a competição de cátions metálicos nos sítios de troca catiônica liberando nutrientes (LOOSEMORE et al. 2004; MICHAUD et al. 2007), bem como as mudanças no equilíbrio dissolução-precipitação conforme já demonstrado com Mg (HINSINGER & GILKES 1996; BERTRAND et al. 1999) e com P (GEORGE et al. 2002; CALVARUSO et al. 2006).

Outra escala de relações com organismos tem sido avaliada com relação aos impactos da ação de formigas, tanto no revolvimento do solo dos ninhos como o de influir no ciclo fenológico do ecossistema cortando folhas que, eventualmente, aumentam a oferta de C no solo (LUIZÃO & CARVALHO, 1981). Moutinho et al. (2006) avaliaram o efeito das formigas sobre a vegetação, tendo encontrado que o solo oriundo dos ninhos apresentaram menor compactação, menor resistência a penetração das raízes e níveis significativamente mais altos de nutrientes.

Acumulação e estimativas de biomassa

A acumulação de carbono nas florestas depende de diversos fatores, mas principalmente de dois: do estágio sucessional em que se encontra o fragmento, porque quanto mais próximo do clímax maior é o estoque de biomassa e menor é o seu crescimento líquido (LUGO & BROWN, 1992; ALVES *et al.* 1997; LAWRENCE & FOSTER, 2002) Outro fator que eventualmente pode se tornar importante é o estado de

degradação do solo pós-uso, o qual pode dificultar o estabelecimento das plantas impondo ritmo lento de crescimento das plantas nos estádios iniciais da sucessão UHL *et al.* (1988).

No processo sucessional, as espécies que inicialmente dominam o espaço são eliminadas à medida em que se alteram as condições microclimáticas e edáficas, favorecendo espécies mais adaptadas às novas condições (FINEGAN, 1988). Com isso, espécies de crescimento mais rápido dão lugar àquelas de maior densidade de cerne, maior fuste em relação a copa e maior biomassa radicular em relação a parte aérea (WHITMORE, 1990; CHAPIN, 1992).

O crescimento da biomassa em fragmentos florestais é fruto do desenvolvimento estrutural e florístico (DISLICH *et al.* 2001; PAULA *et al.* 2002) que resulta de uma dinâmica e complexa rede de interações entre plantas e organismos polinizadores, dispersores, predadores e herbívoros (LUNT, 1997; CADENASSO & PICKETT, 2000; GROMBONE-GUARATINI & RODRIGUES, 2002; LOVETT *et al.* 2002). Estas, ocorrem interativamente às mudanças microambientais dos regimes de temperatura, umidade e radiação (CHAGAS *et al.* 2001), assim como da disponibilidade de nutrientes e de condições edáficas (VITOUSEK & WALKER, 1987; ATTIWILL & ADAMS, 1993; MARCHIORI JR & MELO, 1999, 2000; Jaramillo *et al.* 2003).

Keeling & Phillips (2007) ao relacionarem produtividade e biomassa acima do solo através de modelagem matemática, encontraram evidências de que nas florestas boreais e temperadas climáticas pode haver crescimento significativo de biomassa, contudo nas tropicais, haveria limitações causadas pela maior ciclagem (taxas de crescimento e de mortalidade) de indivíduos. Os autores ressaltam que os seus modelos levam em conta somente a biomassa acima do solo, e que possíveis alterações na alocação de biomassa abaixo do solo podem representar mudança considerável, pois somente nos trópicos as raízes constituem cerca de 29 a 55% da biomassa florestal, de acordo com revisão recente de Mokany, (2005).

Segundo Denslow (1980), Wiemann & Williamson (1989), Woodcock & Shier (2002) e Muller-Landau *et al.* (2004), o estágio sucessional a que corresponde uma espécie, e em consequência, o de uma floresta natural, também tem relação com a densidade específica da madeira (DEM). É comum o uso de um valor *a priori* de

densidade específica da madeira (DEM) para a transformação de volume à massa, mas a avaliação local de DEM reduz a imprecisão (BAKER et al. 2004, NOGUEIRA et al. 2005).

Sendo grandes as quantidades de espécies nas florestas tropicais, desenvolveram-se equações alométricas gerais baseando-se no DAP, mas há outras que incluem a altura das árvores, mas são menos utilizadas pela pouca disponibilidade de dados precisos (MULLER-LANDAU et al. 2004; CHAVE et al. 2005).

O termo alometria foi cunhado por Huxley (1924) apud NIKLAS (1994) propondo, a partir de uma grande base de dados de diversos organismos sobre tendências correlacionadas ao tamanho que foram bem ajustadas para a relação exponencial ($Y = \beta X^\alpha$) onde Y = o tamanho ou comprimento do organismo; β = constante alométrica; X = medida do órgão de interesse; α = potência escalar. A transformação à logaritmo $\log Y = \log \beta + \alpha \log X$ tem sido a mais utilizada por convenção.

Thompson (1942) apud NIKLAS (1994) demonstrou que equações lineares sobre dados não transformados provêm ajustes semelhantes ou até melhores. Já Smith (1980) indicou que dados de variáveis pareadas, quando são linearmente correlacionadas, mantêm a relação linear mesmo quando transformados à logaritmos. As vantagens de se utilizar a transformação em logaritmo decorrem da redução de ocorrências outliers e contribui para a distribuição normal e a homocedasticidade.

Fragmentação florestal

As regiões tropicais são reconhecidas como as áreas de maior diversidade e riqueza de espécies dos ecossistemas terrestres do planeta (MYERS et al. 2000; BROOKS et al. 2001; KÜPER et al. 2004). Entretanto a intensidade da eliminação de florestas durante o Século XX promoveu enormes perdas de habitats criando paisagens fragmentadas que compõem uma das mais visíveis e extensas consequências da presença humana na Terra (ACHARD et al. 2002; CURRAN et al. 2004)

Ante esse quadro, os fragmentos florestais crescem de importância por sua contribuição ao balanço de carbono e pela conservação da biodiversidade, contenção de encostas, controle de erosão, ciclagem de nutrientes, manutenção dos atributos

físicos, químicos e biológicos do solo (CHOMITZ & KUMARI, 1998) e por sua contribuição como sumidouro de parte significativa das emissões globais.

A definição de degradação que norteia as políticas públicas no Brasil é a alteração adversa das características do meio ambiente (LEI Nº 6.938, 1981). Mas além das causas antrópicas, há várias naturais (enchentes, secas prolongadas, pragas e doenças, etc.). As de origem antrópica são as principais destacando-se o desmatamento para a construção de cidades, estradas e para a implantação de sistemas agropecuários formando *ilhas* de florestas em diferentes tamanhos, formas e graus de isolamento.

A princípio, o fenômeno da fragmentação foi estudado com base na Teoria de Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR & WILSON 1967) na qual a riqueza de espécies está condicionada pela área, isolamento e idade da ilha. Entretanto, os fragmentos florestais, além da matriz que é terrestre, diferem das ilhas especialmente porque são nas bordas onde residem os efeitos ecológicos mais importantes (FAHRIG, 2003), pois ao intermediar o contato com a matriz, abriga mudanças ambientais abruptas de microclima, ação de ventos, e a incidência de raios solares que afetam a composição e estrutura da massa arbórea (TILMAN, 1994; LAURANCE et al. 2007).

O conjunto de variáveis que ocasionam mudanças no espaço limítrofe entre floresta e matriz é conhecido como efeito de borda (MURCIA, 1995), tendo sua dimensão influenciada pela forma e tamanho do fragmento. Aqueles mais estreitos são mais influenciados, já os maiores podem amortecê-lo ao longo do espaço nuclear. Numa interpretação mais holística, a borda de um fragmento pode ser considerada como o espaço entre dois habitats, onde a magnitude de mudança na composição, estrutura e processos ecológicos é máxima (FAGAN et al. 2003).

A fragmentação afeta significativamente a demografia de espécies arbóreas, pois quanto menor o tamanho do fragmento maior é a proporção do efeito de borda a promover a regeneração de espécies heliófitas (TABARELLI et al.1999; OLIVEIRA FILHO et al. 2004), reduzir a de tolerantes à sombra através da maior a incidência de raios solares e sobre a reprodução em consequência de mudanças na comunidade de polinizadores locais (BRUM et al. 2008). Essas mudanças , associadas ao isolamento, impõem condições diversas daquelas originais limitando a biodiversidade e os estoques terrestres de nutrientes. Estes impactos tendem a se propagar em *cascata* ao longo da

cadeia trófica (DOBSON et al. 2006), constituindo verdadeiro desafio ao delineamento de estratégias eficazes de conservação (GASCON et al. 2000; BARLOW et al. 2007).

As ações humanas contribuem para amplificar o efeito da fragmentação ao aumentar o isolamento via ampliação das áreas de cultivos e de pastagens, restringindo a conectividade entre florestas (DISLICH *et al.* 2001; MARTINS et al. 2002), pela caça que afeta a fauna herbívora e dispersora, a extração de madeira para energia e a pressão seletiva sobre espécies de madeira valiosa (LAURANCE et al. 2002). Pode, teoricamente, causar tanto a nível do fragmento como de uma bacia hidrográfica a deriva genética, aumento de endogamia e diminuição do fluxo gênico (KAGEYAMA et al. 1998).

Entre as alternativas para conter a extinção local de espécies ou a erosão genética (KAGEYAMA & GANDARA, 1998) na Mata Atlântica, os corredores de vegetação (TABARELLI et al. 2005; PROCÓPIO-OLIVEIRA, 2008) têm sido considerados porque reduz o isolamento. Resultados efetivos dessa estratégia nos trópicos ainda estão por serem comprovados, mas já se têm bons resultados em outras latitudes (BEIER & NOSS, 2008).

Outra opção são intervenções silviculturais de eliminação de cipós, redução de populações de heliófitas e enriquecimento com espécies tardias que podem ser benéficas (AMADOR & VIANA, 2000), e até mesmo necessárias para que o fragmento não perca suas funções ecológicas (VIANA & TABANEZ, 1996; LUCAS et al. 1998; SCHELLAS & GREENBERG, 1996) e limitar o teto da capacidade de seqüestrar carbono (ou de aumentar biomassa).

Neste trabalho teve-se por foco uma amostra de nove fragmentos florestais da Baixada Litorânea do Norte Fluminense de diferentes tamanhos, graus de degradação e fases sucessionais, buscando-se avaliar os efeitos da fragmentação sobre a estrutura dos ecossistemas da APA Rio São João, como parte de um projeto do Fundo Nacional do Meio Ambiente em que a UENF, IBAMA e a Associação Mico-Leão-Dourado estudam a qualidade do habitat do primata ameaçado de extinção, mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia* L.).

1.3 - Objetivos

Quantificar variáveis estruturais e qualitativas relacionadas a biomassa arbórea de nove fragmentos florestais de diferentes tamanhos e estádios sucessionais da APA Rio São João.

Específicos

- 1 Estimar estoques de biomassa e macronutrientes (C, N, P, K, Ca e Mg) por unidade de área dos compartimentos epígeos arbóreos de nove fragmentos florestais comparando-os por classe de tamanho.
- 2 Estimar e comparar estoques de raízes finas por unidade de área de seis fragmentos florestais representando diferentes classes de tamanho no período chuvoso e de estiagem.
- 3 Quantificar e comparar atributos do solo (granulometria, pH, Al, C, N, P, K, Ca Mg) de seis fragmentos florestais de diferentes classes de tamanho no período chuvoso e no de estiagem.
- 4 Quantificar e comparar estoques de serapilheira por unidade de área de seis fragmentos grandes e pequenos no período de chuvas e de estiagem.

1.4 – Hipótese

A fragmentação florestal, representada neste estudo pela comparação de fragmentos de diferentes tamanhos e estádios sucessionais, influi na quantidade de biomassa arbórea acima e abaixo do solo (por unidade de área) nas concentrações e estoques de macronutrientes da biomassa e do solo, bem como nos estoques de serapilheira, resultando em menores quantitativos dessas variáveis nos menores fragmentos.

1.5 – Área de estudo dos fragmentos

A área de estudo localiza-se na APA Rio São João que abrange os municípios de Casimiro de Abreu (Altitude - 17 m; 22°28'50"S 42° 2'15"W), Silva Jardim (Altitude - 35 m; 22°39'03"S 42°23'30"W) e Rio Bonito (Altitude - 62 m; 22°42'30"S 42°37'34"W) situados nas Baixada Litorânea Fluminense. Importante por ser área endêmica de ocorrência do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), a região de Imbaú ainda preserva remanescentes de Floresta Atlântica, porém fragmentados e de tamanhos reduzidos, com poucos excedendo 1.000 ha (SOS MATA ATLÂNTICA 2008).

A área originalmente ocupada por toda a Mata Atlântica entre as regiões sul e nordeste do Brasil está reduzida à 142.472 km², ou seja, 10,6% de cobertura vegetal nativa, incluindo fragmentos acima de 3 ha (SOS MATA ATLÂNTICA, 2008). No Estado do Rio de Janeiro 18,6% do território está ocupado por florestas, já nos municípios do presente estudo esses percentuais são de 48,3% em Casimiro de Abreu e de 31,5% em Silva Jardim.

Nesses municípios foram selecionados nove fragmentos de Mata Atlântica dos municípios de Casimiro de Abreu, Silva Jardim e Rio Bonito, todos inseridos na região da Baixada Fluminense, de diferentes classes de tamanho (pequenos < 50 ha, médios > 50 e grandes > 500 ha) e de estádios sucessionais (intermediário ou avançado) foram selecionados, sendo: três pequenos e intermediários : “Afetiva” (19 ha), “Estreito” (20 ha) e “Vendaval” (20 ha); três de tamanho médio e intermediários, “Andorinhas” (145 ha), “Imbaú” (130 ha), “Sítio do Professor” (155 ha), e outros três grandes, “Rio Vermelho” (500 ha, sucessão intermediária) e dois fragmentos avançados na Rebio União, RB500 e RB2300.

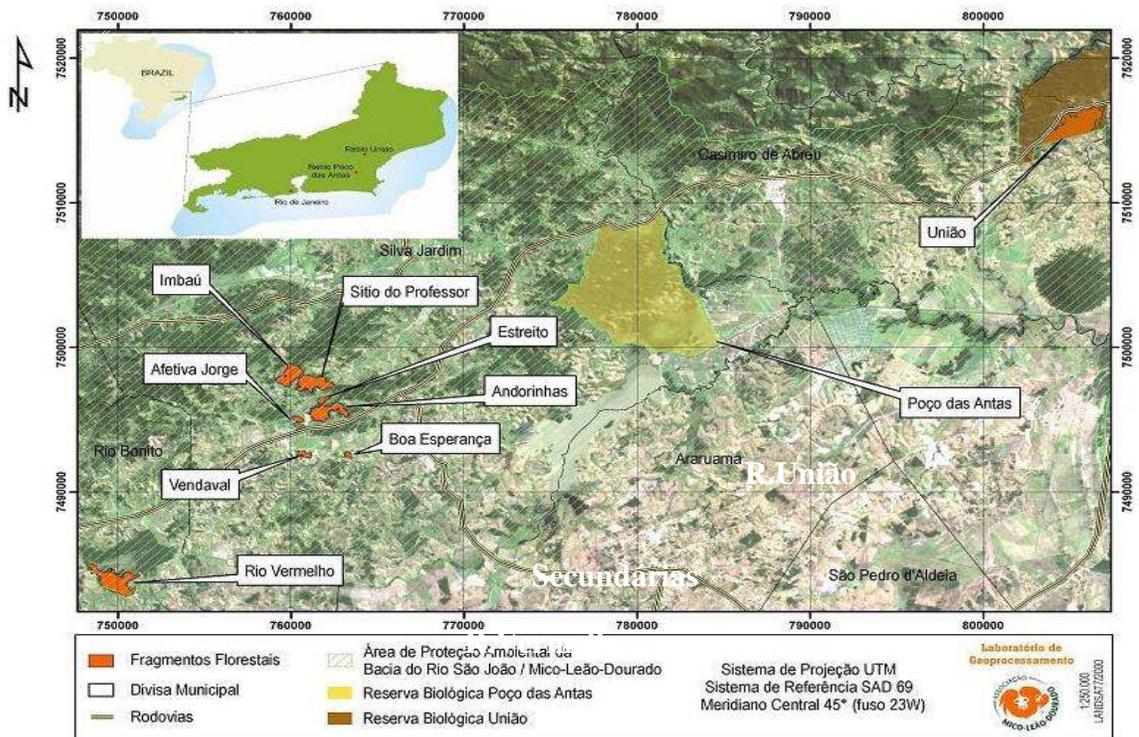


Figura 1.5.1 - Mapa da área de estudo na APA Rio São João (Municípios de Silva Jardim e Rio das Ostras, RJ). Fonte: Associação Mico-Leão-Dourado.

Foram alocados aleatoriamente, em sorteio sobre mapa, quatro parcelas em cada fragmento, sendo de 20 m x 20 m nos pequenos e médios (Afetiva, Estreito, Vendaval, Andorinha, Sítio do Professor e Imbaú) e de 20 m x 50 m nos maiores (Rebio2300, Rebio500 e Rio Vermelho). O uso de parcelas de diferentes tamanhos está de acordo com Saatchi et al. (2007), visando reduzir o ruído causado por florestas de estrutura consideravelmente diversas. Essa metodologia foi utilizada por Steininger et al. (2000) na Amazônia Brasileira e Boliviana, bem como por Malhi et al. (2004) para a comparação de biomassa em florestas neotropicais.

Por razões logísticas somente nos fragmentos grandes e pequenos foram conduzidos os estudos de solo e de raízes. Já o estudo de biomassa e estoques

de nutrientes arbóreas foi efetuado nos nove fragmentos, mensurando-se em seu interior, todas as árvores com DAP ≥ 10 cm quanto ao diâmetro do tronco e altura total, com uso de vara telescópica até 10 m de altura. Acima dessa medida as alturas foram estabelecidas por comparação.

O clima é tropical úmido (Am/Aw – Köppen) com pluviosidade anual acima de 2000 mm.ano⁻¹ concentrada entre setembro e abril e estiagem moderada de maio à agosto (Figura 1.5.2). A temperatura média mensal varia de 19 a 26°C. A vegetação dominante é a Floresta Tropical Semidecídua das Terras Baixas, de acordo com o sistema de classificação do IBGE.

Essa região pertence à Unidade Geomorfológica Colinas e Maciços Costeiros RADAMBRASIL, (1982). Caracteriza-se pela topografia deprimida com reduzidos valores altimétricos e relevo dominado por colinas convexas, com a forma conhecida como *meia laranja*, de altitude máxima de 150 m. As rochas predominantes são as gnáissicas do Pré-Cambriano (Complexo Paraíba do Sul).

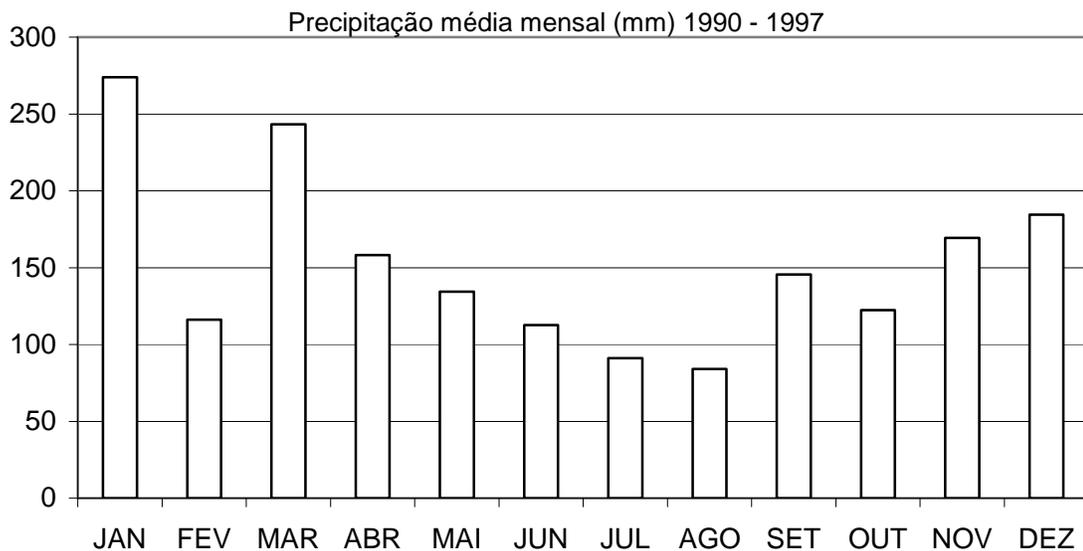


Figura 1.5.2 - Precipitação pluviométrica (média anual = 1836 mm) da Estação Rio Dourado (22°23'00"N; 42°18'18"W) em Silva Jardim (Inemet, *apud* Lumbreras et al. 2001)

A morfologia colinosa ocupa grande proporção do território local, já o uso do solo mais frequente é a criação de gado para corte e leite na região das colinas e, nas

baixadas dessecadas, piscicultura, avicultura, suinocultura e criação de cavalos (Figura 1.5.2). A principal lavoura é a citricultura, seguida de cana-de-açúcar (LUMBRERAS et al. 2001; FERNANDES et al. 2008). Mais recentemente, dados os incentivos fiscais, até 2006 haviam sido criadas 17 Reservas Privadas do Patrimônio Natural (RPPN - 2400 ha) com potencial econômico considerável para o ecoturismo sobre o apelo causado pelo mico-leão-dourado (MESQUITA, 2004; FERNANDES et al. 2008).

Nos solos de sedimentação fluvial (Figura 1.5.3), mesmo sendo bem drenados e aptos para a agricultura de várzea, predominam os pastos. Ocorrem Gleissolos Háplicos; já no alto curso do rio São João em suas partes, mais altas ocorrem os Neossolos Flúvicos. No sentido da Serra dos Órgãos, às suas margens onde o relevo já é bem mais movimentado, ocorrem Latossolos Vermelho-Amarelos e, em menor proporção, Argissolos Vermelho-Amarelos, Nessas áreas, principalmente devido ao relevo, a suscetibilidade à erosão é maior que nas demais deste subdomínio. Destacam-se também contrafortes isolados, como o morro de São João (LUMBRERAS et al. 2001).

A cobertura florestal, segundo Procópio-Oliveira et al. (2008), é composta principalmente por pequenos fragmentos secundários de até 50 ha, em meio a pastos e cultivos (Figuras 1.5.4 e 1.5.5), onde se sobressaem as famílias botânicas das *Leguminosae*, *Lauraceae*, *Rubiaceae*, *Bignoniaceae* e *Euphorbiaceae*, sendo comum a elevada abundância de populações das seguintes espécies dos estádios iniciais da sucessão: *Cupania oblongifolia*, *Siparuna guianense*, *Luehea grandiflora*, *Xylopia sericeae* e *Guappira nitida*, mas também de tardias como: *Cariniana legalis*, *Chrysophyllum flexuosum*, *Ecclinusa ramiflora* e *Melanoxylon brauna*.

Nas matas maduras da região (Reserva Biológica União 2800 ha – Instituto Chico Mendes), somam-se àquelas famílias já citadas as *Myrtaceae*, *Sapotaceae* e *Chrysobalanaceae* com a elevada abundância do gênero *Ficus* (Moraceae) (Rodrigues, 2004). A composição florística, de acordo com Carvalho et al. (2008) apresentou características da Floresta Ombrófila Submontana. Maiores detalhes sobre aspectos botânicos de composição botânica e de estrutura podem ser obtidos em Borém & Oliveira Filho (2002), Rodrigues (2004), Guedes-Bruni (2006), Pessoa & Oliveira (2006),

Carvalho *et al.* (2006a, 2007a e 2007b), Carvalho *et al.* (2008) e Procópio-Oliveira *et al.* (2008).

A regeneração de plântulas nos mesmo fragmentos desse estudo indica uma leve tendência ao aumento proporcional de espécies tardias (CANSI, 2007). Essa autora indica como as famílias de maior riqueza de espécies as Leguminosae, Myrtaceae, Bignoniaceae, Sapindaceae, Rubiaceae e Sapotaceae e as seguintes espécies foram as mais abundantes: *Myrcia fallax*, *Pouteria* sp.1, *Xylopia sericea*, *Hirtella* sp.1 e *Adenocalymna* sp.

Estudos florísticos e estruturais apontam indicadores de degradação recente, destacando-se de acordo com Carvalho *et al.* (2003a), pouca presença de árvores grossas e altos valores de mortalidade arbórea (de 9% a 18%), principalmente os menores, o que segundo os autores, estão associados ao efeito de borda. (Carvalho, 2003b). A degradação pode ser sinalizada por alterações na ciclagem mais pobre de nutrientes por efeito da fragmentação evidenciado pelo maior aporte de nutrientes nos grandes fragmentos, seleção de espécies diferenciadas quanto a eficiência nutricional e uma serapilheira com lenta liberação de nutrientes (SILVA, 2009).

A distribuição de florestas nessa zona de acordo com Fernandes *et al.* (2008) não segue um padrão homogêneo. À norte da BR-101 os fragmentos florestais apresentam um total de 47.633 ha, área média de 387 ha e distância linear média entre fragmentos de 158 m. Já ao sul da rodovia existem um total de 21.222 ha, apresentando em média 47 ha e distância linear média de 300 m (Para uma visão das distâncias entre os fragmentos do estudo ver Figura 1.5.6).

A bacia do rio São João apresenta remanescentes florestais de tamanho médio equivalente a 127 ha e distância linear média de 276 m (Fernandes et al. (2008). De acordo com esses autores as áreas protegidas pelo Instituto Chico Mendes são representadas pelas Reservas Biológicas de Poço das Antas (Silva Jardim) e União (Casimiro de Abreu/Rio das Ostras/Macaé) totalizando cerca de 8700 ha. Há a Área de Proteção Ambiental (APA) da bacia do rio São João/Mico-Leão- Dourado (150.700 ha), mas sem implementação de plano de manejo.

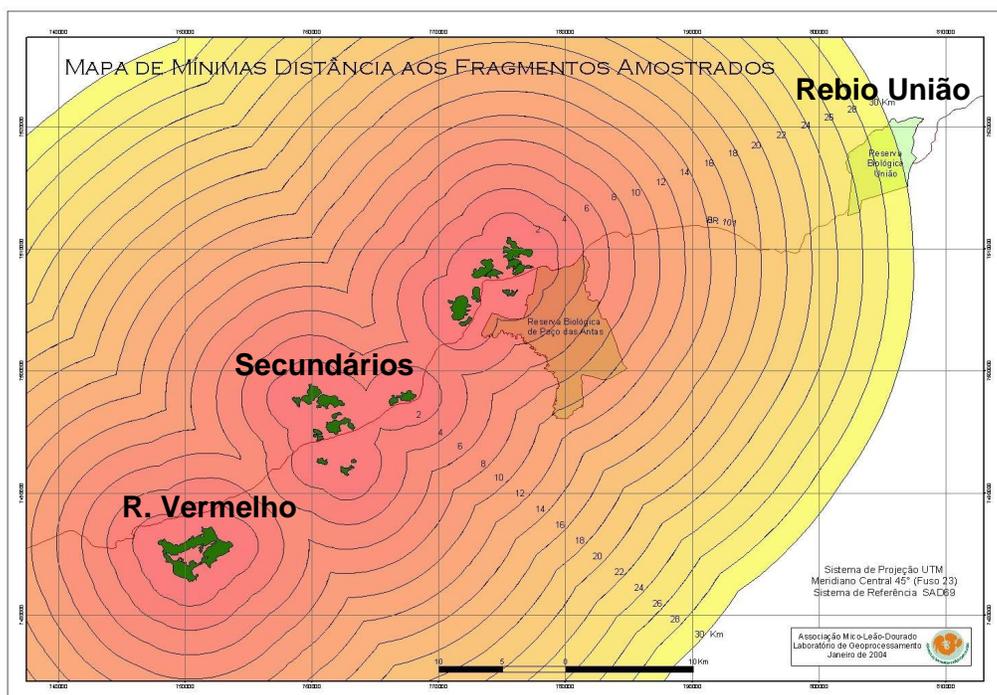


Figura 1.5.5 - Distância entre fragmentos florestais estudados.

Os trabalhos de campo foram realizados em nove fragmentos florestais (Tabela 1) que se diferenciam quanto ao tamanho, grau de degradação e estágio sucessional, sendo sumariamente apresentados a seguir.

Tabela 1.3.1 - Sumário do estado atual dos fragmentos de acordo com Carvalho (2005) e este autor

Afetiva - Pequeno Área particular 19 ha	Circundado por pastos e o cultivo de coqueiros. Apresenta vestígios de corte de madeira, espécies exóticas (Cítricos) e é altamente vulnerável a entrada de pessoas.
Estreito - Pequeno Área particular. 20 ha	Circundado por pastos, apresenta poucos vestígios de corte de árvores, mas evidências da extração de palmito. É protegida pelos proprietários. Há perturbação pelo manejo de área vizinha com aplicações de calcáreo e fertilizantes no pasto.
Vendaval - Pequeno Área particular. 26 ha	Mal protegido está muito exposto a entrada de pessoas. Circundado por pastos. Aparenta ter sofrido intensa retirada de madeira e frequentemente se encontraram sinais de caça.
Imbaú – Intermediário Área particular. 130 ha	É circundado por pastos, bananais e criação de cavalos. Mesmo exposta à entrada de pessoas, não evidencia degradação, mas sinais de extração de palmito. O curso d'água local e as boas condições podem ter potencial para ecoturismo.
Sítio do Professor - Intermediário Área particular RPPN 155 ha	Bem protegida pelo proprietário. Apresenta bom estado de conservação com grandes árvores se destacando. Há algumas clareiras que parecem vestígios de queda de árvores, mas não de extração de madeira. O curso d'água tem água límpida.
Andorinhas - Intermediário Área particular 145 ha	Fragmento muito impactado no passado pela extração de madeira, palmito e caça. É vulnerável à entrada de qualquer pessoa, estando muito próximo a rodovia. Frequentes sinais de caça com os girais.
Rio Vermelho- Grande Área particular. 500 ha	Circundado por pastos. Bem protegido não aparenta degradação, mas há pontos de encapoeiramento.
Rebio500 - Grande Inst. Chico Mendes 500 ha	É mantido sob constante vigilância. Em excelente estado apresenta árvores de grande porte. Sofreu extração de madeira parcial (> 20anos). Apresenta plantações de eucalipto em toda a volta e é mantido sobre controle de fatores de incêndio dada a imediata proximidade com a rodovia e com estrada de terra.
Rebio 2300 – Grande Inst. Chico Mendes 2300 ha	É bem vigiado, está em excelente estado, tendo várias árvores de grande porte. Sofreu alguma extração de madeira no passado (> 20anos). Tem algumas plantações de eucalipto e tráfego de moradores. É comum a aparição de micos e porcos silvestres.

CAPÍTULO 2

AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS DE SOLOS DA MATA ATLÂNTICA FRAGMENTADA NA APA RIO SÃO JOÃO

2.1 - INTRODUÇÃO

O reconhecimento da importância dos solos para as florestas naturais obteve grande avanço na segunda metade do Século XIX (PRITCHETT, 1979). Nessa época as técnicas de exploração florestal na Europa passou a incluir o manejo de solo para sustentar a produção de madeira. O citado autor reconhece a contribuição pioneira de Müller (1879) (*apud* PRITCHETT, 1979) sobre a importância das camadas de húmus e de Ramann (1893) (*apud* PRITCHETT, 1979) ao considerar informações químicas, físicas e biológicas do solo para o manejo das florestas.

O solo florestal se caracteriza pelos resíduos vegetais epígeos e hipógeos incorporados ao solo em quantidades e qualidades tais, que criam condições específicas e diferenciadas de microclima e de desenvolvimento de microorganismos (PRITCHETT, 1979). Este constitui um ambiente natural dinâmico que abriga comunidades ricas e diversas, mas que dependem da cobertura e da dinâmica vegetal para alimentar um vasto conjunto de interações competitivas e mutualísticas, formando parte fundamental do habitat das plantas.

O manejo inadequado do solo é capaz de degradá-lo e restringir o crescimento das florestas, conforme exemplificado por Uhl et al. (1988) que encontraram a paralização da sucessão vegetal na fase inicial em área de terra firme do Pará duas décadas depois do abandono de pastagens devido o uso recorrente do fogo e a significativa compactação do solo. Na Austrália, 30 a 40 anos após abandono de pastagens, seguido do plantio de espécies arbóreas nativas de floresta úmida por 10 anos, o solo ainda não recuperou as condições de agregação ou porosidade originais (RASIAH et al. 2004).

O efeito de borda associado à fragmentação impacta o solo porque altera a composição e estrutura da floresta, modificando qualitativa e quantitativamente a serapilheira com efeitos em sua função de inserir energia e

nutrientes nos processos biológicos do solo (GOLLEY et al. 1978; UHL et al. 1988; LAURANCE et al. 1999; RASIAH et al. 2004; VILLELA et al. 2006; SILVA, 2009). A perturbação causada pode condicionar parcialmente a decomposição porque modificam o microclima e facilitam a incidência de ventos, reduzindo a capacidade do ecossistema em reter umidade (CHENG et al. 1999).

Produção e decomposição de serapilheira são partes do processo de nutrição florestal (PROCTOR, 1983) que recicla cerca de 90% da produção primária líquida (MORAES et al. 1993). Envolve o ciclo interno dos nutrientes, a retranslocação de nutrientes das folhas senescentes para as novas, a recuperação de nutrientes por parte da biota e as perdas por lixiviação. A ciclagem está vinculada ao regime climático, ao processo sucessional e às interferências antrópicas por causa das mudanças florísticas resultantes (VILLELA *et al.* 2005).

De acordo com Coûteaux et al. (1995) o grau de lignificação, a concentração de nutrientes e a presença de estimulantes definem a qualidade da serapilheira. Um bom exemplo são os tecidos lenhosos que levam mais tempo para decompor devido a alta relação C/N e o elevado teor de lignina (COÛTEAUX et al. 1995; HEAL et al. 1985; RUBINSTEIN, 2001). A ciclagem depende ainda dos fatores relacionados aos decompositores, que fragmentam a serrapilheira, mineralizam nutrientes e modificam a estrutura do solo através da escavação (RUBINSTEIN & VASCONCELOS, 2005).

A degradação associada a extração de madeira pode alterar a ciclagem de nutrientes (VILLELA et al. 2006) e influenciar os teores de Ca, Mg, K e do pH nas camadas superficiais do solo (DRUMOND et al. 1996; KINDEL et al. 1999). Nesse sentido o solo da borda, que se assemelha em composição e estrutura à floresta secundária, pode apresentar esse mesmo padrão de aumento da concentração de nutrientes na superfície do solo, possivelmente devido a menores taxas de decomposição, conforme encontrado por Gama (2005) na Reserva Biológica União e em florestas secundárias da APA Rio São João por Silva (2009).

Entre os fatores ambientais o solo pode ser degradado a ponto de limitar o crescimento florestal porque governa a aquisição de nutrientes pelas plantas (LAURANCE, 1999). As rochas matrizes que originam os solos e os

sedimentos envolvidos na gênese edáfica determinam as proporções de minerais que estarão potencialmente disponíveis para as plantas (RAIJ et al. 1987). Logo os processos intempéricos envolvidos (clima, vegetação, topografia e o tempo) tem papel fundamental na formação do solo e de sua fertilidade (JENNY, 1980).

O pH é fator determinante da disponibilidade de nutrientes nos solos. Altas concentrações de H^+ deslocam os cátions do complexo de troca existente sobre os minerais de argila e sobre a matéria orgânica do solo facilitando sua lixiviação (RAIJ, 1987). Outro exemplo pode ser dado pelo sulfato, que é capaz de se ligar à cátions (K^+ , Ca^{++} e Mg^{++}) carreando-os profundamente no perfil do solo, fora do alcance das raízes. Outros íons têm sua solubilidade e estado de oxidação afetados pelo pH (P, S e Al), já N por efeito da redução na atividade microbiana (LAMBERS et al. 1998).

Os fragmentos florestais existentes na Baixada Litorânea Fluminense são fruto de perturbações de décadas (PROCÓPIO-OLIVEIRA et al. 2008) sob diversas condições de perturbação e diferentes tipos de solo. Somente em dois municípios costeiros, um deles (Silva Jardim) incluído no presente estudo, Lumbreras et al. (2001) encontraram várias classes de solo que associados à atributos da feição paisagística, compuseram 45 unidades de mapeamentos, indicando uma grande heterogeneidade ambiental.

Portanto, sob tais condições a hipótese do efeito da perturbação antrópica sobre variáveis edáficas pode ser explorada, sendo esse o objetivo deste estudo ao comparar variáveis do solo de seis fragmentos florestais, sendo três grandes e três pequenos, visando avaliar possíveis contrastes edáficos atribuíveis a fragmentação.

2.2 – OBJETIVO

Caracterizar e comparar os solos de fragmentos florestais da APA Rio São João por classe de tamanho e de estágio sucessional.

2.3 - HIPÓTESE

A perturbação causada pela fragmentação florestal afeta a camada superficial do solo e os estoques de serapilheira, reduzindo a disponibilidade de nutrientes.

2.4 - MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho de campo foi realizado em seis fragmentos florestais da Baixada Litorânea do Centro Norte Fluminense, que se diferenciam quanto ao tamanho, sendo os pequenos (< 50 ha) Afetiva Estreito e Vendaval; e os grandes (> 500 ha) Rio Vermelho, RB500 e RB2300. Quanto as comparações de estágio sucessional separaram-se os dois fragmentos avançados da Rebio União RB2300 e RB500 dos demais conforme descrição do capítulo 1, área de estudo.

Na área central de cada fragmento abriu-se uma trincheira para classificar o solo através do exame dos horizontes pedológicos, conforme o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 1999). As análises de solo foram realizadas no Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Embrapa Solos) de acordo com os métodos descritos em Embrapa (2006).

Para os estudos da camada superficial do solo Em cada parcela coletaram-se 3 amostras compostas (3 tradagens, cada) de solo da camada de 0 –10 cm. As coletas foram realizadas no período seco (Julho-Agosto de 2005) e no período úmido (Janeiro de 2006).

2.4.1. – Análises laboratoriais

Análises físicas do solo

As análises físicas a seguir foram realizadas conforme metodologias que estão detalhadas no manual de métodos de análise de solo da Embrapa (1997). A análise granulométrica baseia-se na velocidade da queda das partículas do solo dispersas em água com soda. A argila é determinada pipetando-se um volume determinado da suspensão para posterior secagem e pesagem. As frações grosseiras (areia fina e grossa) são determinadas por

tamização, secagem em estufa e pesagem. O silte é determinado por diferença em relação ao peso total da amostra descontados os valores de areia e argila.

Análises químicas do solo

Análises foram realizadas na Embrapa Solos de acordo com os métodos descritos no Manual de Métodos Analíticos da Embrapa (EMBRAPA 1997), sumariamente descritos a seguir: O pH se fez em uma mistura de solo:água destilada na proporção de 1:2 após uma hora de repouso. Fósforo trocável foi extraído pela solução duplo ácida (Mehlich) e determinado por colorimetria. Cálcio, magnésio e alumínio por solução 1M de KCl ; sódio e potássio por solução de H_2SO_4 0,0125M + HCl 0,05M e hidrogênio e alumínio por solução de acetato de cálcio 0,5M de pH 7,0 sendo a determinação por colorimetria. O carbono total foi estimado a partir da sua oxidação pelo dicromato. O nitrogênio total foi determinado empregando a digestão, em meio ácido (H_2SO_4), com aquecimento, adicionando, ainda, Na_2SO_4 para aumentar a temperatura de digestão e $CuSO_4$ para acelerar a reação.

2.4.2 – Análises de dados

As parcelas de cada fragmento representaram as unidades amostrais utilizadas para a análise de clusters (agrupamento). Neste utilizou-se o método da variância mínima no qual se estabelece a distância entre dois clusters a partir da soma de quadrados (Anova), considerando-se todas as variáveis de solo avaliadas (SAS INSTITUTE, 1999).

Para determinar as principais variáveis que contrastaram os grupos realizou-se a análise discriminante canônica que indica as correlações entre as variáveis e os componentes principais (SAS INSTITUTE, 1999). Após a obtenção dos grupos, seguiram-se as análises de variância univariada e os respectivos testes de Tukey, para grupos e para cada uma das variáveis consideradas, respectivamente. A análise multivariada se fez com todos os seis fragmentos, mas também sem um deles (Estreito) por sua distinta fertilidade.

As comparações de médias entre período seco e período chuvoso de cada variável, se fizeram pelo Teste t, considerando-se eventuais desigualdades entre variâncias através da aproximação de Cochran & Cox (1957) que compara os dois grupos com estimativa mais conservadora da diferença entre amostras. A comparação de médias entre fragmentos se fez pelo teste Tukey a partir da análise de variância sob o delineamento hierárquico (*Nested Design*) com os fragmentos como variáveis fixas e as parcelas como as aleatórias.

Quando necessário se fez a transformação de dados em base logarítmica para se aproximar da distribuição normal. Para a realização das análises à estatísticas utilizou-se o programa comercial SAS para Windows 9.1.3 de acordo com SAS Institute Inc. (1999)

2.5 - RESULTADOS

O efeito do clima não se fez sentir na média geral (Tabela 2.5.1), mas houve diferenças isoladas no fragmento Afetiva com a redução das concentrações de P no período seco e aumento de K no fragmento RB500.

Já entre os tamanho dos fragmentos houve diferenças significativas de variáveis químicas e texturais (Tabela 2.5.2). Areia foi significativamente mais alta nos grandes enquanto silte foi mais elevado nos pequenos. Quanto às variáveis químicas, a concentração de Al foi mais alta nos grandes fragmentos, enquanto houve igualdade nas concentrações de K, Na, Ca+Mg e na relação C:N, embora nesta última variável tenha-se observado uma tendência de aumento nos grandes fragmentos. Os fragmentos pequenos apresentaram médias significativamente mais altas de Silte, e N.

A comparação por estágio sucessional (Tabela 2.5.3), em que rio Vermelho passa ao grupos dos secundários, embora seja um dos grandes, modificou apenas silte, Al e N que passaram a igualdade estatística entre os grupos. Enquanto a concentração de P foi maior nos maduros,

Entre os fragmentos Estreito apresentou a menor concentração de Al e as maiores disponibilidades de nutrientes (Ca, Mg, K e P; Tabela 2.5.4). Afetiva que é um sítio próximo de Estreito apresenta teores intermediários de

nutrientes em relação a Estreito e os solos dos demais fragmentos. Estes são ácidos e baixos teores de nutrientes.

A análise de agrupamentos, permitiu diferenciar três grupos (Figura 2.5.7). Um grupo reunindo isoladamente duas parcelas de Estreito (Grupo EST); outro (Grupo 1) reuniu parcelas de Vendaal, Afetiva, RB2300, RB500, Vendaal e Rio Vermelho; um terceiro grupo (Grupo 2) formou-se com duas parcelas de Estreito, duas de Afetiva e tres de RB2300.

Entre os fragmentos Estreito apresentou a menor concentração de Al e as maiores disponibilidades de nutrientes (Ca, Mg, K e P; Tabela 2.5.4). Afetiva que é um sítio próximo de Estreito apresenta teores intermediários de nutrientes em relação a Estreito e os solos dos demais fragmentos. Estes são ácidos e distróficos (Figuras 2.5.1 a 2.5.6 e Tabela 2.5.1).

A análise de agrupamentos, tendo as parcelas como amostras independentes, permitiu diferenciar três grupos (Figura 2.5.7). Um grupo reunindo isoladamente duas parcelas de Estreito (Grupo EST). Outro (Grupo 1) reuniu parcelas de Vendaal, Afetiva, RB2300, RB500, Vendaal e Rio Vermelho. Um terceiro grupo (Grupo 2) formou-se com duas parcelas de Estreito, duas de Afetiva e tres de RB2300.

O agrupamento por classe de tamanho do fragmento ou por estágio sucessional (Tabelas 2.5.2 e 2.5.3) indicou variações significativas de variáveis físicas (areia e silte) e algumas das químicas (pH, Ca + Mg, P, N, Al). Mas esses resultados são influenciados pela ponderação de Estreito o que confere aos pequenos fragmentos valores mais altos de bases e pH, mas menores teores e saturação por Alumínio.

Figura 2.5.1

Perfil pedológico do fragmento AFETIVA

Classificação: Latossolo Amarelo Argissílico distrófico.

Localização: Fazenda Afetiva, Silva Jardim – RJ

Situação: Terço inferior da encosta, 12% de declividade, floresta secundária.



Figura 2.5.2

Perfil pedológico do fragmento AFETIVA

Classificação: Gleissolo Háplico Ta Distrófico A moderado

Localização:

Fazenda Estreito, Silva Jardim – RJ

Situação: Baixada plana, 3% de declividade, floresta secundária.



Figura 2.5.3

Perfil pedológico do fragmento RB500

Classificação: Argissolo Vermelho Amarelo

Localização: Reserva biológica União (IBAMA), Casimiro de Abreu-RJ

Situação: Terço médio do declive com 15% de declividade, sob mata Madura.



Figura 2.5.4

Perfil pedológico do fragmento RB2300

Classificação: Latossolo Vermelho Amarelo

Localização: Reserva biológica União

(IBAMA) Casimiro de Abreu-RJ

Situação: Terço superior da encosta com 15% de declividade, sob Floresta Madura.



Figura 2.5.5

Perfil pedológico do fragmento RIO VERMELHO

Classificação: Latossolo Amarelo Distrófico.

Localização: Fazenda Rio Vermelho, Rio Bonito – RJ

Situação: Terço médio da encosta, 12% de declividade, sob floresta secundária.



Figura 2.5.6

Perfil pedológico do fragmento VENDAVAL

Classificação: Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico.

Localização: Fazenda Vendaval, Silva Jardim – RJ

Situação: Terço superior da encosta, 15% de declividade, sob floresta secundária.



Os grupos 1 e 2 apontados pela análise de agrupamentos (Figura 2.5.7) reúnem solos com características comuns de baixa disponibilidade de nutrientes (Tabela 2.5.1 e 2.5.4), mas apresentaram diferenças importantes também com Silte, Argila e C. O terceiro grupo isola as parcelas de Estreito das demais em virtude da distinta fertilidade do solo.

A análise discriminante apontou que as variáveis mais importantes para o contraste dos grupos em base multivariada (Tabela 2.5.6) foram P e K pelo componente principal 1 e, pelo outro componente principal 2, pH, CTC, Areia Grossa, Argila e Alumínio trocável. Ou seja, o componente principal 1 concentrou as variáveis que separam Estreito das demais, enquanto o outro componente principal 2 incluiu as variáveis que contrastam melhor os demais grupos 1 e 2.

Na ausência de Estreito a análise de agrupamentos separou as parcelas dos fragmentos grandes nos grupos 2 (RB2300) e 3 (RB500 e Rio Vermelho), reunindo grandes (RB500) e pequenos (Afetiva e Vendaval) no Grupo 1 (Figura 2.5.8). Desse modo relacionaram-se apenas argila, Al e pH entre os fatores diferenciais (Tabela 2.5.8), mas a comparação de médias entre os grupos formados apontam diferenças de C e de N com as menores concentrações no grupo 3.

As médias de serapilheira foram mais altas nos grandes fragmentos no período das chuvas, mas foi maior nos pequenos no período seco (Tabela 2.5.5). Na comparação entre estádios sucessionais, não houve variação estatística no período das chuvas, mas na estação seca os secundários apresentaram estoques significativamente maiores.

Tabela 2.5.1. Médias (desv. padrão) de variáveis do solo de fragmentos florestais da APA Rio São João em duas estações.

Variáveis	Estação	Afetiva	Estreito	RB2300	RB500	R.Vermelho	Vendaval	Geral
Areia grossa	-	302 (63)	358 (69)	429 (76)	367 (101)	507 (68)	299 (19)	377 (66)
Areia fina	-	61 (14)	178 (17)	90 (37)	103 (37)	99 (35)	61 (6)	99 (24)
Silte	-	217 (17)	236 (16)	143 (21)	135 (7)	108 (71)	201 (19)	173 (25)
Argila	-	421 (91)	228 (36)	338 (97)	395 (129)	287 (83)	439 (30)	351 (78)
pH(H ₂ O)	Chuvvas	4,08 (0,20)	4,38 (0,35)	3,91 (0,14)	3,84 (0,10)	3,66 (0,07)	4,14 (0,22)	4,00 (0,18)
	Seca	4,15 (0,16)	4,60 (0,33)	4,10 (0,14)	3,83 (0,07)	3,68 (0,11)	4,16 (0,12)	4,08 (0,16)
Ca+ Mg	Chuvvas	1,12 (0,35)	3,73 (3,16)	0,64 (0,17)	0,58 (0,20)	0,73 (0,07)	0,77 (0,38)	1,26 (0,72)
	Seca	0,88 (0,33)	3,52 (2,99)	0,69 (0,13)	0,66 (0,10)	0,70 (0,13)	0,68 (0,16)	1,19 (0,64)
K	Chuvvas	0,13 (0,02)	0,24 (0,07)	0,11 (0,03)	0,06* (0,03)	0,09 (0,01)	0,11 (0,03)	0,12 (0,03)
	Seca	0,16 (0,01)	0,32 (0,07)	0,13 (0,01)	0,11* (0,01)	0,09 (0,01)	0,12 (0,01)	0,15 (0,02)
Na ⁺	Chuvvas	0,04 (0,02)	0,06 (0,04)	0,02 (0,01)	0,03* (0,02)	0,03 (0,02)	0,06 (0,01)	0,04 (0,02)
	Seca	0,03 (0,02)	0,05 (0,06)	0,02 (0,01)	0,05* (0,02)	0,04 (0,02)	0,08 (0,02)	0,05 (0,03)
Al	Chuvvas	1,58 (0,60)	0,67 (0,52)	1,55 (0,47)	2,35 (0,36)	2,83 (0,42)	1,81 (0,17)	1,80 (0,42)
	Seca	1,68 (0,63)	0,90 (0,52)	1,55 (0,46)	2,33 (0,10)	2,53 (0,39)	1,94 (0,17)	1,82 (0,38)
P	Chuvvas	1,83* (0,43)	4,17* (1,18)	1,42 (0,42)	1,00 (0,01)	1,75 (1,29)	1,50 (1,00)	2,44 (0,72)
	Seca	1,00* (0,01)	2,83* (0,24)	1,19 (0,22)	1,08 (0,17)	1,67 (0,38)	1,38 (0,17)	1,58 (0,20)
C	Chuvvas	18,4 (3,4)	18,7 (4,3)	14,7 (3,9)	20,0 (3,4)	23,7 (3,2)	19,2 (4,2)	19,1 (3,7)
	Seca	19,5 (2,8)	20,6 (7,7)	16,3 (4,3)	21,2 (1,6)	23,0 (5,2)	20,8 (2,7)	20,2 (4,0)
N	Chuvvas	2,11 (0,43)	2,28 (0,59)	1,64 (0,33)	2,08 (0,17)	2,15 (0,21)	1,95 (0,46)	2,04 (0,36)
	Seca	2,23 (0,24)	2,55 (1,06)	1,64 (0,36)	2,08 (0,19)	2,03 (0,32)	2,06 (0,30)	2,10 (0,41)
C:N	Chuvvas	8,78 (0,33)	8,24 (0,25)	8,88 (0,55)	9,55 (0,93)	11,01 (0,70)	9,90 (0,33)	9,39 (0,52)
	Seca	8,71 (0,36)	8,17 (0,39)	9,87 (0,68)	10,19 (0,40)	11,30 (0,79)	10,12 (0,53)	9,73 (0,52)

*Médias em negrito ressaltam diferenças significativas entre estações pelo teste T ($p = 0,05$).

Tabela 2.5.2 - Médias das variáveis dos solos (desvio padrão) de fragmentos da Mata Atlântica na APA do Rio São João (RJ) agrupados por tamanho.

Tamanho	AREIA		SILTE		ARGILA		pH	Al ⁺³	Ca ⁺² + Mg ⁺²			
	g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹				cmolc.kg ⁻¹			
Grande	532 (113)	A	129 (41)	B	340 (106)	A	3,83 (0,21)	B	2,19 (0,70)	A	0,67 (0,23)	B
	396 (86)	B	214 (25)	A	390 (99)	A	4,21 (0,27)	A	1,56 (0,61)	B	1,41 (1,61)	A
Pequeno	K ⁺		Na ⁺		P		C		N		C:N	
	cmolc.kg ⁻¹		mg.kg ⁻¹		mg.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹	
Grande	0,10 (0,04)	A	0,03 (0,03)	A	1,35 (0,75)	B	19,8 (5,8)	A	1,94 (0,41)	A	10,1 (1,3)	A
Pequeno	0,16 (0,07)	A	0,05 (0,03)	A	2,08 (1,92)	A	19,5 (4,2)	A	2,15 (0,50)	A	9,1 (1,0)	A

Obs: Areia (2 - 0,05 mm), Silte (0,05 – 0,002 mm) e Argila (< 0,02 mm). Letras diferentes indicam diferença significativa (Anova – Tukey no sentido da coluna $\alpha = 0,05$).

Tabela 2.5.3 - Médias das variáveis dos solos (desvio padrão) de fragmentos da Mata Atlântica na APA do Rio São João (RJ) agrupados por fase sucessional.

Sucessão	AREIA		SILTE		ARGILA		pH	Al ⁺³	Ca ⁺² + Mg ⁺²			
	g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹		mg.kg ⁻¹				cmolc.kg ⁻¹			
Maduro	456 (125)	A	184 (63)	A	360 (104)	A	3,92 (0,19)	A	1,94 (0,62)	A	0,64 (1,40)	A
	495 (116)	A	139 (15)	A	366 (111)	A	4,05 (0,34)	A	1,88 (0,80)	A	1,21 (0,21)	B
Intermed.	K ⁺		Na ⁺		P		C		N		C:N	
	cmolc.kg ⁻¹		mg.kg ⁻¹		mg.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹	
Maduro	0,14 (0,07)	A	0,05 (0,03)	A	1,17 (0,38)	B	20,63 (4,91)	A	1,86 (0,40)	A	9,71 (1,34)	A
Intermed.	0,10 (0,04)	A	0,03 (0,02)	A	1,98 (1,50)	A	18,04 (5,14)	A	2,13 (0,47)	A	9,59 (1,03)	A

Obs: Areia (2 - 0,05 mm), Silte (0,05 – 0,002 mm) e Argila (< 0,02 mm). Letras diferentes indicam diferença significativa (Anova – Tukey $\alpha = 0,05$) no sentido da coluna.

Tabela 2.5.4 - Médias das variáveis dos solos (desvio padrão) de fragmentos da Mata Atlântica na APA do Rio São João (RJ)

Fragmento	AREIA		SILTE		ARGILA		pH (H ₂ O)	Al ⁺³	Ca ⁺² + Mg ⁺²			
	cmolc.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹	cmolc.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹	cmolc.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹			cmolc.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹		
AFETIVA	363 (67)	C	217 (18)	AB	421 (81)	A	4,12 (0,20)	B	1,63 (0,58)	BC	1,00 (0,41)	B
ESTREITO	536 (58)	AB	236 (27)	A	228 (33)	D	4,49 (0,32)	A	0,78 (0,53)	C	3,63 (2,56)	A
REBIO2300	520 (109)	AB	143 (19)	CD	338 (99)	BC	4,00 (0,22)	B	1,55 (0,51)	BC	0,67 (0,23)	B
REBIO500	470 (117)	AB	135 (10)	CD	395 (114)	B	3,83 (0,13)	C	2,34 (0,43)	A	0,62 (0,20)	B
RVERMELHO	605 (63)	A	108 (63)	D	287 (74)	CD	3,67 (0,12)	D	2,68 (0,62)	A	0,72 (0,27)	B
VENDAVAL	360 (21)	C	201 (23)	BC	439 (27)	A	4,15 (0,20)	B	1,88 (0,27)	B	0,73 (0,30)	B
	K		Na		P		C		N		C:N	
	cmolc.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹		mg.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹					
AFETIVA	0,15 (0,03)	B	0,03 (0,03)	C	1,42 (0,65)	B	19,0 (3,5)	ABC	2,2 (0,4)	A	8,8 (0,8)	CD
ESTREITO	0,28 (0,07)	A	0,06 (0,04)	AB	5,00 (2,45)	A	19,7 (5,4)	ABC	2,4 (0,7)	A	8,2 (0,4)	D
REBIO2300	0,12 (0,04)	BC	0,02 (0,01)	C	1,30 (0,46)	B	15,5 (4,5)	C	1,6 (0,4)	B	9,4 (1,1)	BC
REBIO500	0,08 (0,04)	D	0,04 (0,03)	BC	1,04 (0,20)	B	20,6 (4,5)	AB	2,1 (0,3)	A	9,8 (1,0)	B
RVERMELHO	0,09 (0,02)	CD	0,04 (0,03)	BC	1,71 (1,12)	B	23,4 (5,4)	A	2,1 (0,4)	A	11,1 (0,9)	A
VENDAVAL	0,11 (0,03)	CD	0,07 (0,03)	A	1,29 (0,75)	B	20,0 (4,4)	AB	2,0 (0,4)	A	10,0 (0,8)	B

Obs: Areia (2 - 0,05 mm), Silte (0,05 - 0,002 mm) e Argila (< 0,02 mm). Letras diferentes indicam diferença significativa (Anova - Tukey no sentido da coluna $\alpha = 0,05$).

Tabela 2.5.5 – Médias de serapilheira em peso seco (g.m^{-2}) por época nos fragmentos florestais.

Fragmento	Período Seco	Período de Chuvas
Grande	833 Aa (71)	777 Ba (67)
Pequeno	679 Bb (78)	961 Aa (64)
Maduro	804 Aa (76)	791 Ba (59)
Secundário	732 Ab (74)	908 Aa (69)
Afetiva	478 Bb (41)	910 Ba (52)
Estreito	635 Aba (92)	755 Ba (63)
RB2300	782 Aa (46)	810 Ba (57)
RB500	826 Aa (105)	772 Ba (60)
Rio Vermelho	890 Aa (61)	749 Ba (84)
Vendaval	925 Ab (102)	1217Aa (76)
Média	756 a (74)	868 a (65)

Letras maiúsculas iguais no sentido das colunas representam médias estatisticamente iguais (Tukey $0,05$). Idem com letras minúsculas iguais no sentido das linhas (Teste $T_{0,05}$), Desv. Padrão entre parênteses.

Tabela 2.5.6 - Correlações da análise discriminante entre variáveis edáficas e os componentes principais.

Variável	CP* - 1	CP* - 2
P	0,375	0,051
K	0,294	-0,216
pH (H_2O)	0,151	-0,411
Silte	0,083	-0,305
N	0,057	0,068
Na	0,034	0,028
C	0,002	0,257
Areia	-0,012	0,427
Argila	-0,093	-0,321
Al	-0,135	0,385

Obs.: valores em negrito ressaltam as maiores correlações. CP-Componente principal.

Tabela 2.5.7 - Comparações de médias das variáveis edáficas entre os grupos formados pela análise de agrupamentos de fragmentos florestais na APA do Rio São João (RJ).

Grupos	Areia	Silte	Argila	pH (H ₂ O)	Al ³⁺
		g.kg ⁻¹			cmolc.kg ⁻¹
Grupo1	446 B	182 A	432 A	4,0 C	1,99 B
Grupo2	598 A	116 B	286 B	3,7 B	2,58 A
GRUPO EST	536 Ab	236 A	228 B	4,5 A	0,78 C
	K ⁺	Na ⁺	P	C	N
	cmol _c .kg ⁻¹			g.kg ⁻¹	
Grupo1	0,11 B	0,04 A	1,24 B	19,2 B	2,01 A
Grupo2	0,09 B	0,04 A	1,47 B	22,8 A	2,09 A
GRUPO EST	0,28 A	0,06 A	5,00 A	19,7 AB	2,42 A

*Argila dispersa em água. ** Relação silte:argila. Letras diferentes indicam diferença significativa ($Tukey_{\alpha = 0,05}$) no sentido da coluna. As parcelas de cada grupo estão indicadas na Figura 2.5.7

Tabela 2.5.8 - Correlações da análise discriminante entre variáveis edáficas e os componentes principais (Sem Estreito)

Variável	CP - 1	CP - 2
Al	0,051	0,414
C	0,149	0,393
N	0,184	0,168
Na	0,117	0,077
P	0,018	0,077
S	0,057	-0,069
K	0,046	-0,210
SILTE	0,153	-0,269
ARGILA	0,218	-0,322
pH (H ₂ O)	0,063	-0,402

Obs.: valores em negrito ressaltam as maiores correlações. CP-Componente principal.

Tabela 2.5.9 - Comparações de médias das variáveis edáficas entre os grupos de fragmentos florestais (sem Estreito) na APA do Rio São João (RJ).

Grupos	Areia	g.kg ⁻¹			pH (H ₂ O)	Al ³⁺ cmolc.kg ⁻¹
		Silte	Argila			
Grupo 1	193 A	445 A	193 A	4,06 A	1,87 A	
Grupo 2	116 B	286 B	116 B	3,72 B	2,58 A	
GRUPO 3	133 AB	301 AB	133 B	4,02 A	1,40 B	
	K ⁺	Na ⁺	P	C	N	
	cmolc.kg ⁻¹			g.kg ⁻¹		
Grupo 1	0,12 A	0,04 A	1,33 A	19,63 AB	2,09 A	
Grupo 2	0,09 A	0,04 A	1,47 A	22,82 A	2,09 A	
GRUPO 3	0,11 A	0,02 A	1,18 A	13,61 B	1,49 B	

Letras diferentes indicam diferença significativa ($Tukey_{\alpha=0,05}$) no sentido da coluna.

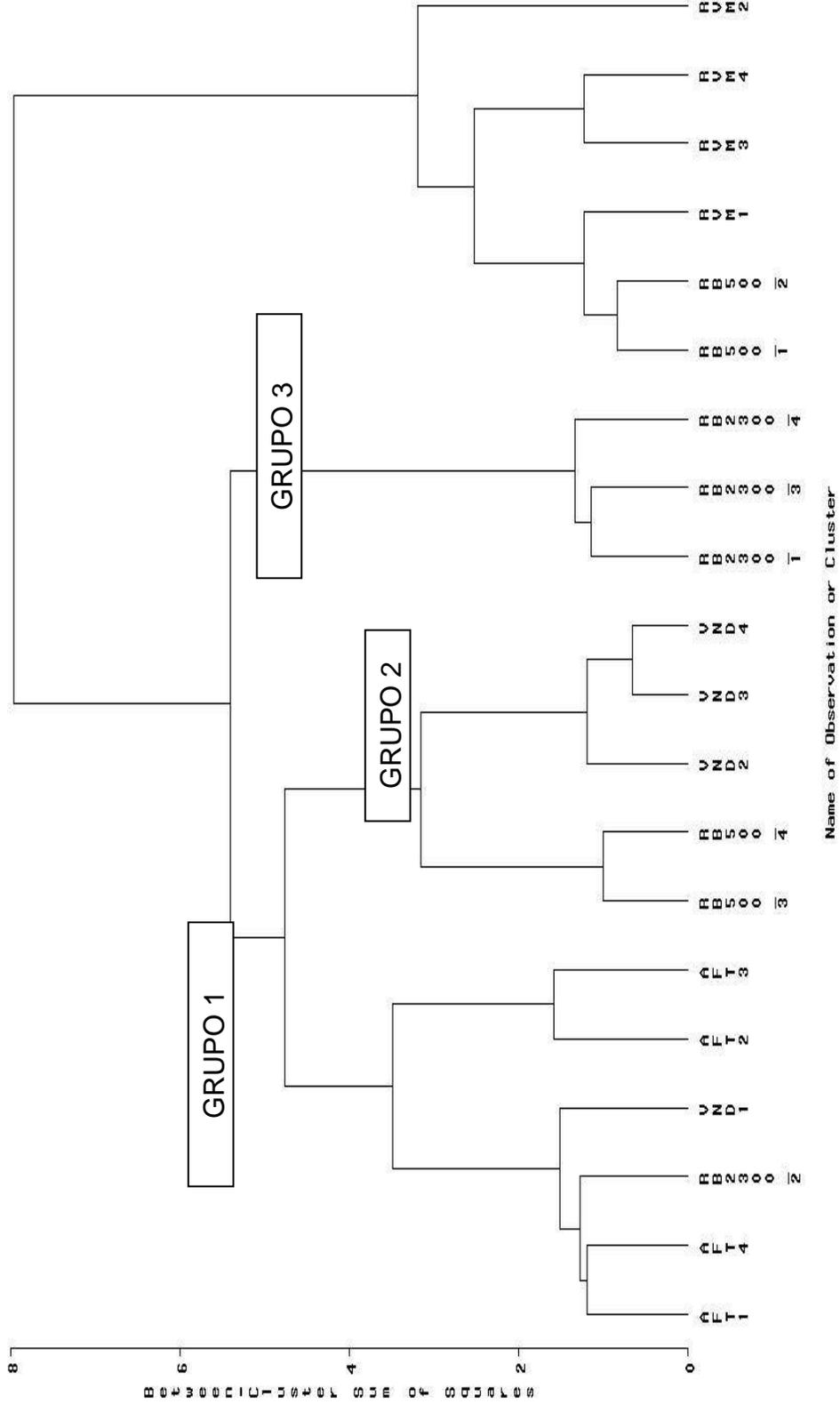


Figura 2.5.8 - Dendrograma com os grupos formados as parcelas dos de fragmentos florestais na APA do Rio São João (RJ). (Afetiva – AFT; Vendaval –VND; Rebio2300 – RBJ; Rebio500 – RBE; Rio Vermelho – RVM; Estreito está ausente).

2.6 – DISCUSSÃO

A ausência de efeito do clima sobre as variáveis do solo na média geral, sugere que a amplitude de variação da umidade nos solos dos fragmentos pode não ser um fator preponderante para a mineralização de nutrientes, contudo é notável que os dois sítios de solos mais férteis e úmidos (Afetiva e Estreito) tenham apresentado maiores teores de P no período chuvoso (Tabela 2.5.1). Esse dado pode ter relação com a velocidade de decomposição da matéria orgânica, porque Vendaval que também é um pequeno fragmento, não mostrou variação em qualquer parâmetro de solo, mas como Afetiva apresentou queda significativa do estoque de serapilheira no período seco.

A significativa variação sazonal de Na e de K no fragmento RB500, tendo-se observado maiores concentrações no período seco pode refletir o efeito da lixiviação em consequência das chuvas na estação úmida (Tabela 2.5.1). Entretanto esse efeito não foi observado nos demais fragmentos da amostra, podendo ser um padrão específico deste sítio.

A ausência de efeito do tamanho ou de estado sucessional sobre a concentração de C do solo (Tabelas 2.5.2 e 2.5.3), reflete em grande parte a significativa variação encontrada na Reserva União onde se encontraram médias (Tabela 2.5.4) que variaram entre desde a mais baixa da amostra (RB2300) até uma das mais altas (RB500), sugerindo uma heterogeneidade ambiental expressiva na Reserva União.

Nos dendrogramas resultantes das análises de agrupamento realizadas (Figuras 2.5.7 e 2.5.8), com ou sem a presença de Estreito verificou-se a associação parcelas dos grandes e pequenos fragmentos em grupos comuns. Esse resultado se aproxima da obtido por Schedlbauer & Kavanagh (2008) que não encontraram diferenças significativas entre florestas em diferentes estádios sucessionais na Costa Rica e com Marín-Spiotta et al. (2008) que concluíram em Porto Rico a plena recuperação de C no solo de florestas secundárias em apenas 20 anos em relação a floresta primária adjacente.

Pereira et al. (2007) encontraram o pH como principal fator diferencial em um conjunto de fragmentos que além dos mesmos tipos taxonômicos de solo deste estudo, inclui também Cambissolos e Neossolos. No caso presente, as variáveis químicas mais importantes na diferenciação dos grupos foram P, K, Al e pH devido a expressiva diferença de Estreito em relação aos demais, contando-se ainda com a influência significativa de variáveis texturais no componente principal 1. Entretanto, também com a ausência de Estreito da análise, os grupos foram diferenciados pelo pH, além de argila e Al (Tabelas 2.5.2 e 2.5.3).

Na Reserva União o solo das bordas apresentou valores de pH superiores aos do interior (GAMA, 2005), dado que se assemelha aos resultados aqui obtidos (Tabela 2.5.4) com os menores valores de pH nas amostras da Reserva União em relação aos demais fragmentos (Tabela 2.5.4) que por serem secundários tem mais similaridade com as bordas dos fragmentos maduros.

Essa mesma tendência foi obtida na camada subsuperficial (abaixo de 2 cm de profundidade) por Kindel et al. (1999) na comparação entre mata natural e perturbada de tabuleiro no Espírito Santo. O mesmo foi observado por Drumond et al. (1996) em Minas Gerais ao comparar matas naturais perturbadas pela extração de madeira em relação à plantações florestais de espécies nativas.

A variação encontrada por Gama (2005) em relação às menores concentrações de C e de Mg, no interior da Reserva União não foram aqui repetidas (Tabela 2.5.4), mas repetem os resultados de Kindel et al. (1999) que os atribui a um bloqueio da ciclagem de nutrientes ocasionada pela perturbação advinda da extração de madeira.

Os estoques de serapilheira encontrados no presente estudo foram bastante próximos aos obtidos por Gama (2005) e aos totais de aporte foliar em coletores verificado por Nascimento (2005) na Reserva União (Tabela 2.5.5). A semelhança de resultados também ocorreu com a maior resposta sazonal nos estoques de serapilheira das bordas que aqui encontrou correspondência na variação sazonal dos estoques de serapilheira. Entretanto neste estudo as parcelas de interior da Reserva União não apresentaram variação sazonal significativa dos estoques.

Os dados de solo quanto a pH, Al, Ca+Mg, P e K obtidos por Moraes et al. (2008) são próximos aos obtidos nos solos florestais do presente trabalho, contudo os de várzea obtido por esses autores mostrou-se mais ácido e pobre em nutrientes, sinalizando a heterogeneidade de condições das várzeas dessa região fluminense. A independência dos tipos de solo e o tamanho de fragmento também foi encontrada por Pereira et al. (2007), corroborando o papel do solo em si, possivelmente mais do que perturbações antrópicas no nível que ocorrem na região, como fator importante a imprimir heterogeneidade ambiental.

Os altos valores para pH, P, Ka e Al de Estreito fizeram com que duas de suas parcelas formassem um grupo isolado das demais e as demais parcelas foram divididas em dois grupos (Figura 2.5.7). As variáveis químicas representam condições que afetam a nutrição vegetal, muito embora não se tenha claro até que ponto as populações naturais locais possam apresentar alguma sensibilidade a esses fatores. Mas a diferenciação textural quanto à areia em importância em termos de densidade, estrutura e conseqüentemente na distribuição de macro e microporos, porquanto influenciam a retenção de umidade, que pode se tornar recurso especialmente escasso nos períodos de estiagem e, conseqüentemente, influir no estabelecimento das populações naturais.

Houve algumas diferenças com resultados de outras análises nesses mesmos fragmentos restritos basicamente ao pH na Rebio União (PROCÓPIO-OLIVEIRA et al. (2008), tendo-se encontrado neste estudo valores mais altos (3,5 vs 4,5). No solo de Estreito os resultados foram em geral parecidos com o estudo supracitado, exceto com relação ao Na, com média bem menor neste estudo (0,6 vs 2,6 cmolc.kg⁻¹).

Os citados autores também não encontraram evidências de que o tamanho do fragmento influenciasse as variáveis de solo, mas ressaltam a menor produção de serapilheira nos menores fragmentos. No presente estudo essa mesma tendência foi encontrada no período seco, já no chuvoso, possivelmente devido ao veranico ocorrido em janeiro (Cap. 4, pag. 134, Figura 4.6.1), aliado a uma composição florística mais decidual (CARVALHO et al. 2006), a quantidade de serapilheira foi maior nos pequenos, enquanto nos grandes não houve variação significativa (Tabela 2.5.5).

A variação sazonal observada nos estoques de serapilheira somente observada nos fragmentos secundários (Tabela 2.5.5), assemelhando-se a variação entre o interior da Reserva União encontrada por Gama, (2005), pode representar um padrão característico de fragmentos sob intensa perturbação sobre o sistema decompositor das florestas.

O efeito da fragmentação das florestas sobre o solo, exceto pelas condições produzidas pelo uso anterior nos casos de corte raso e abandono de área agrícola (ZARIN et al. 2001), ou pela intensidade da extração de madeira do fragmento (VILLELA et al. 2006), provavelmente ocorre pela via indireta da composição florística, que determina ciclagem de nutrientes mais específica (NASCIMENTO, 2006; SILVA, 2009) e necessariamente mais eficiente para o aproveitamento dos recursos nutricionais limitados dos solos tropicais (CHAPIN et al. 1986).

Cabe considerar que a amostragem de solo aqui utilizada na camada de 0 a 10 cm pode ter influenciado os resultados pela diluição de efeitos mais superficiais. Nesse sentido, Johnson et al. (2001) encontraram em cronosequência sucessional na Amazônia a maior concentração de Ca, Mg e K na camada de 0 a 5 cm de profundidade, também observada por Buschbacher et al. (1988), sugerindo maior remoção de Ca do solo para imobilização na biomassa durante a sucessão.

2.7 - CONCLUSÃO

As comparações de médias entre classes de tamanho e entre fragmentos indicaram que, comparativamente a outros resultados em Mata Atlântica, possivelmente o pH mais alto dos fragmentos secundários (excluindo-se Estreito) em relação aos da Reserva União pode ser atribuível a perturbação causada pela degradação.

As significativas variações encontradas dos demais parâmetros químicos do solo não revelaram padrões associáveis ao tamanho ou estágio sucessional dos fragmentos.

CAPÍTULO 3

EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A BIOMASSA ARBÓREA ACIMA DO SOLO NA APA RIO SÃO JOÃO

3.1 – INTRODUÇÃO

A fragmentação da Mata Atlântica Fluminense é consequência de atividades econômicas que dividem a vegetação original em ilhas de diferentes tamanhos e as sujeita à degradação via extração seletiva de madeira para diversos usos. Nas bordas dos fragmentos ocorrem os efeitos ecológicos mais intensos (FAHRIG, 2003), pois ao intermediar o contato com as matrizes de pastagens e agricultura, entre as principais, abriga mudanças ambientais abruptas de microclima (efeito de borda), ação de ventos e a incidência de raios solares que afetam composição e estrutura da vegetação e, conseqüentemente, a acumulação de biomassa (MURCIA, 1995; TILMAN, 1994; LAURANCE et al. 2002).

O efeito de borda, por aumentar a penetração de radiação solar, favorece espécies pioneiras e secundárias iniciais associadas à morte das maiores árvores, em geral de espécies tardias (NASCIMENTO et al. 2005; LAURANCE et al. 2007). Nesse processo, essas últimas, dadas suas características de menor densidade e frequência, podem ser levadas à extinção local (CRAMER et al. 2007, MICHALSKI et al. 2007).

O processo de modificação do ambiente é amplificado pela extração seletiva de madeira, pelo fogo e pela caça que afeta as populações de dispersores (LAURANCE & COCHRANE, 2001). À medida que o isolamento do fragmento aumenta, a dinâmica demográfica de metapopulações arbóreas alterada, dificultando a reprodução, a dispersão de sementes e a persistência de espécies de acordo com as respectivas sensibilidades, às mudanças ambientais e às ações humanas (FAHRIG, 2003).

O impacto sobre a biomassa nesse processo é significativo, uma vez que as espécies de rápido crescimento têm madeira de menor densidade, pois seus tecidos condutivos têm menor investimento fotossintético de elaboração portanto, sendo mais frágeis, limitam a altura dos indivíduos (SANTIAGO et al. 2004). Já as espécies tardias em geral, têm madeira de maior densidade que lhes conferem maior defesa contra

danos físicos, patógenos e predadores (ROWE & SPECK, 2005) e maior resistência ao déficit hídrico, compondo a estratégia de espécie que investe mais recursos em vigor do indivíduo (MEINZER, 2003).

Numa escala de espaço físico além da local (bacia hidrográfica), o maior recrutamento de pioneiras, em resposta à ampliação de área de borda se distribui pela paisagem de tal maneira que a sucessão ficará limitada a um número menor de espécies gerando impactos na biodiversidade, na altura de dossel, nos padrões fenológicos e na densidade da madeira, reduzindo a biomassa florestal (NASCIMENTO *et al.* 2005; GIRÃO *et al.* 2007; MICHALSKI *et al.* 2007; SANTOS *et al.* 2008).

A avaliação de impactos sobre a biomassa depende de estimativas, mas a sua precisão é dificultada pela alta demanda de recursos para processar uma amostra minimamente representativa e pelas restrições legais e culturais para o abate de árvores. Torna-se então um desafio conceitual e metodológico (BROWN *et al.* 1995; HIGUCHI *et al.* 1998; CLARK *et al.* 2001) porque as florestas tropicais apresentam elevada complexidade (WHITMORE, 1990), que se manifesta nos seus diferentes componentes hierárquicos – populações e comunidades, formando um mosaico de situações com dinâmicas próprias e interdependentes.

Normalmente se utilizam diferentes estratégias amostrais associadas ao uso de equações alométricas (DEANS, *et al.* 1996; YAKAMURA *et al.* 1996; DELITTI & BURGER, 2000; CLARK *et al.* 2001b; RICHARDSON & DOHNA, 2003). Nestas, em geral, utiliza-se a variável diâmetro à 1,30 m (DAP), mas há equações que incluem altura da árvore e da copa bem como a densidade específica da madeira (CHAVE *et al.* 2005). Se baseiam no princípio alométrico da relação entre as medidas de determinados compartimentos, como diâmetro do tronco e altura de fuste, entre outros, com o tamanho geral (volume) da planta (WEST *et al.* 1999). A mais comum é $M = aD^b$ onde M é a biomassa em peso seco (em geral $Mg \cdot ha^{-1}$), D é o DAP, enquanto a e b são coeficientes relacionados à forma da espécie (ZIANIS & MENCUCCINI, 2004).

As quantificações de biomassa na faixa subtropical da Mata Atlântica são poucas, tendo-se encontrado as de Rolim *et al.* (2005) no Espírito Santo, Tiepolo *et al.* (2002) no Paraná, Burger (2005) na Encosta Atlântica Paulista, além de Drummond (1996) e Lima *et al.* (2006) em Minas Gerais. Entretanto em outras regiões de florestas

tropicais há uma relativa abundância de estimativas e de equações alométricas (Tabela 3.1.1 e 3.4.1). Entre estas há variação de estimativas entre sítios com a mesma área basal (3.1.1), mas isso pode ter causas diversas relacionadas com as espécies e estrutura da floresta de onde se desenvolveu a equação alométrica (CHAVE et al. 2005 NOGUEIRA et al. 2007).

Uma das principais razões para a variação de estimativas de BMAS é o uso de valor *a priori* de densidade específica da madeira (DEM), para a transformação de volume à massa, mas a avaliação local de DEM reduz a imprecisão das estimativas (BAKER et al. 2004, NOGUEIRA et al. 2007). O valor genérico de $DEM = 0,69 \text{ g.cm}^{-3}$ tem sido recomendado na Amazônia Brasileira (FEARNSIDE, 1997; BROWN & LUGO, 1992). Mas, resultados recentes sugerem que esse valor pode estar superestimado (NOGUEIRA et al. 2005). De acordo com Brown et al. (1995), em amostras de florestas secundárias de Rondônia encontrou-se o valor médio de $0,53 \text{ g.cm}^{-3}$, enquanto nas primárias $0,71 \text{ g.cm}^{-3}$.

Portanto a DEM deve ser levada em conta nas estimativas por alometria por causa da grande variação inter e intraespecífica (BAKER et al. 2004). De acordo com Fearnside et al. (1997), Higuchi et al. (1998), Muller-Landau et al. (2004) e Nogueira et al. (2005) há ainda diferenças de densidade entre compartimentos de um mesmo indivíduo e entre profundidades radiais da porção coletada.

As relações alométricas são governadas por proporções gerais de $\frac{1}{4}$ (ou múltiplos) que parece decorrer do processo evolutivo no qual todos os organismos tendem a evoluir internalizando uma rede fractal de distribuição de energia e de massa que minimize energia e tempo para absorver e transferir recursos internamente através: (i) da repartição de biomassa entre os compartimentos (folhas, troncos e raízes), (ii) das taxas de crescimento anual para novas folhas, troncos e raízes e (iii) a biomassa anualmente investida no esforço reprodutivo (NIKLAS & ENQUIST, 2001; ENQUIST & NIKLAS, 2002). Problemas comuns às alometria segundo Niklas (2004) são o viés dependente do tamanho de amostra, *outliers* e as constantes de proporcionalidade, pois desvios de natureza genéticos ou ambientais, embora raros, podem causar diferenças de arquitetura que afetem as predições.

Tabela 3.1.1- Área basal e estimativas de biomassa de florestas tropicais úmidas.

Fase sucessional	Local	AB	Biomassa	Autor
Secundária	Rondônia	10,1	36 – 100	Alves et al. (1997)
Secundária	Bolívia	13	46	Steininger (2000)
Secundária	Costa Rica	14,2	79	Nicotra et al. (1999)
Secundária	Rondônia	14,3	62 – 142	Alves et al. (1997)
Secundária	Costa Rica	14,5	35,3	Menalled et al. (1998)
Secundária	Rondônia	18,7	70 – 190	Alves et al. (1997)
Secundária	São Paulo	19	45 – 85	Burger (2005)
Secundária	Bolívia	19	116 – 135	Steininger (2000)
Secund. Mata de Galeria	Goiás	26,4	132	Paula et al. (1996)
Secundária	Costa Rica	22,1	129	Nicotra et al. (1999)
Secundária	México	23	70 – 140	Urquiza-Haas et al.,(2007)
Madura	Costa Rica	23,6	161	Drake et al. (2003)
Madura	Costa Rica	23,6	160,5	Clark et al. (2000)
Primária	Amazônia	24	220 - 240	Baker et al. (2004)
Madura	Panamá	25,2	258 – 295	Condit et al. (2000)
Madura	Costa Rica	25,8	182,9	Clark et al. (2000)
Primária	Amazônia	26	220 - 330	Baker et al. (2004)
Madura	Costa Rica	26	186,1	Clark et al. (2000)
Madura	Panamá	26,2	287 – 339	Condit (1998)
Secundária	Costa Rica	26,7	148	Clark & Clark (2000)
Secundária	Panamá	26,9	278	Condit et al. (2000)
Secundária	Rondônia	27,7	143-75	Alves et al. (1997)
Secundária	São Paulo	28,8	120 - 161	Burger (2005)
Primária	Amazônia	29	240 - 340	Baker et al. (2004)
Secundária - Avançada	México	30,4	190	Urquiza-Haas et al. (2007)
Secundária	Cubatão	32,7	49 – 431	Burger (2005)
Madura	Malásia	34	403 – 475	Hoshizaki et al. (2003)
Secundária	São Paulo	38,2	193 - 282	Burger (Inf. pessoal)
Preservada	Rondônia	38,6	332 – 495	Alves et al. (1997)
Preservada	São Paulo	47,9	390 – 814	Burger (2005)
Madura	Esp. Santo	-	335	Rolim et al. (2005)
Secundária – Mata de Galeria	São Paulo	-	114	Delitti & Burger (2000)

A maioria das estimativas de biomassa em florestas tropicais, caracterizadas pela grande riqueza de espécies, utiliza modelos gerais baseando-se na área basal (Tabela 3.4.1). A altura das árvores, que são menos utilizadas pela pouca disponibilidade de dados precisos e a densidade específica da madeira (MULLER-LANDAU et al. 2004; CHAVE et al. 2005).

Tabela 3.1.2 – Concentrações (%) de nutrientes no lenho arbóreo de florestas tropicais.

Local – Estádio sucessional	N	P	K	Ca	Mg	Autor
Africa – Congo – 1 ^{ária}	4,4	0,03	0,22	0,44	0,05	Nye & Greenland (1960)
Africa – Gana – 1 ^{ária}	0,3	0,02	0,30	0,31	0,15	Nye & Greenland (1960)
Africa – Congo – 1 ^{ária}	0,27	0,3	0,25	0,50	0,09	Nye & Greenland (1960)
Africa (2 ^{ária}) – Congo – 2 ^{ária}	0,26	0,11	0,64	0,33		Nye & Greenland (1964)
África (C. Marfim) – 1 ^{ária}	-	0,24	0,14	2,7	-	Bernhard-Reversat, (1975)
Africa (C. Marfim) – 1 ^{ária}	-	0,21	0,11	6,4	-	Bernhard-Reversat, (1975)
Amazônia (PA) – 1 ^{ária}	1,9	0,09	0,94	0,35	-	Kauffman et al. (1995)
(inferencia) Amazônia (RO) – 1 ^{ária}	-	0,2	0,14	0,3	-	Kauffman et al. (1995)
(inferencia) Africa – 1 ^{ária}	-	0,2	0,14	0,31	0,90	Raherison & Grouzis (2005)
Amazônia (PA) 2 ^{ária} 10 anos	2,9	0,08	1,10	2,54	0,61	Johnson et al. (2001)
Amazônia (PA) 2 ^{ária} 20 anos	2,4	0,07	0,66	1,86	0,36	Johnson et al. (2001)
Amazônia (PA) 2 ^{ária} 40 anos	2	0,06	0,72	2,16	0,62	Johnson et al. (2001)
Amazônia (PA) 1 ^{ária}	3	0,08	1,26	2,33	0,21	Johnson et al. (2001)
Amazônia (RO) 1 ^{ária}	0,38	0,009	0,11	0,27	0,07	Martinelli (2000)
Amazônia (AM) 1 ^{ária}	-	0,013	0,14	0,18	0,09	Golley et al. (1980b)
Venezuela - 1 ^{ária}	-	0,007	0,056	0,03	0,02	Golley et al. (1980a)
Amazônia (AM) 1 ^{ária}	0,49	0,013	0,14	0,18	0,10	Furch & Klinge (1989)
Amazônia (AM) 1 ^{ária} Várzea	0,51	0,050	0,37	0,56	0,19	Klinge & Herrera (1983)
Amazônia (AM) 1 ^{ária} Várzea	0,52	0,028	0,87	0,71	0,14	Furch & Klinge (1989)
Amazônia (AM) 1 ^{ária} Várzea	0,48	0,082	0,66	0,33	0,15	Furch & Klinge (1989)
Amazônia (AM) 1 ^{ária} Igapó	0,31	0,018	0,18	0,08	0,03	Furch & Klinge (1989)
Amazônia (AM) 2 ^{ária}	0,37	0,03	0,22	0,41	0,98	Feldspauch et al. (2004)
Amazônia (AM) 2 ^{ária}	0,30	0,02	0,12	0,28	0,69	Feldspauch et al. (2004)
Amazônia (AM) 2 ^{ária}	0,28	0,02	0,17	0,20	0,47	Feldspauch et al. (2004)
Amazônia (AM) 2 ^{ária}	0,25	0,16	0,18	0,23	0,55	Feldspauch et al. (2004)
Amazônia (AM) 2 ^{ária}	0,19	0,09	0,13	0,25	0,58	Feldspauch et al. (2004)
Amazônia (AM) 2 ^{ária}	0,27	0,19	0,17	0,27	0,67	Feldspauch et al. (2004)
Atlantica (PR)** (inferencia)	3,73	0,40	7,1	2,81	1,19	Canavesi & Kirchner (2005)
Costa Rica 1 ^{ária}	0,68	0,04	0,70	0,83	0,21	Nadkarni et al. (2004)
Costa Rica 2 ^{ária}	0,29	0,02	0,75	0,33	0,06	Nadkarni et al. (2004)
Panama – 1 ^{ária}	-	0,05	0,96	1,23	0,13	Golley et al. (1975)
Venezuela – 1 ^{ária}	0,47	0,07	0,43	0,80	0,07	Hase & Folster (1982)
Brasil – 1 ^{ária}	0,60	0,01	0,11	0,11	0,05	Klinge (1976)
Venezuela – 1 ^{ária}	0,32	0,01	0,09	0,08	0,02	Jordan et al., (1982)
Colômbia- 1 ^{ária}	0,41	0,01	0,15	0,24	0,07	Folster et al. (1976)
Atlantica (SP) ciliar	4,8	0,6	0,31	0,36	0,07	Delitti & Burger (2000)

Em termos qualitativos da biomassa arbórea, cabe considerar que os concentrações de nutrientes não diferem muito entre florestas em solos de diferentes níveis de fertilidade ou sob diversas condições climáticas seguindo em torno da seguinte escala decrescente: N > Ca > K > Mg > P (Tabela 3.1.2); exceto quando se

desenvolvem em situações extremas de solos arenosos, salinos, sulfatados, entre outros, (GRIMME, 1977; VITOUSEK & SANFORD, 1986).

Por outro lado, há estudos indicando que o estágio sucessional pode se sobrepor ao solo como fator determinante das concentrações de nutrientes da biomassa epigéia de acordo com Johnson et al. (2001) e Feldpausch et al. (2004) na Amazônia. Outros estudos na região sugerem que as maiores concentrações de nutrientes das populações pioneiras se deve a elevada proporção de tecidos ricos em nutrientes como a folhagem (VITOUSEK & REINERS, 1975, UHL & JORDAN, 1984).

Há resultados indicando que mesmo com menor biomassa, os estoques de Ca e P em florestas jovens, podem se aproximar das florestas primárias conforme observou Buschbacher et al. (1988) em pastos abandonados do Pará, onde encontraram concentrações mais altas de nutrientes na biomassa de florestas secundárias do que nas primárias. Nesse mesmo sentido, Feldpausch et al. (2004) encontraram teores decrescentes de Ca e P numa cronosequência sucessional em área de terra firme da Amazônia Central.

A pouca disponibilidade de estimativas de biomassa e dos estoques de nutrientes de ecossistemas da Mata Atlântica, sugere a oportunidade de iniciar estudos nessa área, visando detectar processos e padrões relacionados às demandas nutricionais de florestas naturais que podem ser úteis para fins de conservação.

3.2 - OBJETIVO

Este trabalho tem por objetivo quantificar e comparar a biomassa arbórea da fração epigéia e as respectivas concentrações de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) dessa biomassa em nove fragmentos da Mata Atlântica de diferentes classes de tamanho da APA Rio São João (RJ)

3.3 – HIPÓTESE

A fragmentação floresta causada pelo avanço das fronteiras agrópecuárias e urbanas sobre a Mata Atlântica fluminense, aqui expressa pela comparação de

fragmentos florestais de diversos tamanhos, favorece espécies de estágios sucessionais iniciais permitindo supor que nos menores fragmentos a biomassa arbórea (por unidade de área) e os respectivos estoques de nutrientes sejam menores nos pequenos remanescentes na APA Rio São João (RJ).

3.4- MATERIAL E MÉTODO

Fragmentos, parcelas e estratégia amostral estão descritos em detalhes no Capítulo 1 (Área de estudo (pag. 19). Em cada fragmento, após estudo fitossociológico, selecionaram-se as espécies de maior dominância (2/3 da área basal de cada local; Segura & Kanninen (2005) para a determinação da DEM (três indivíduos de cada população) ponderando-as para toda a parcela e identificando-as a partir comparação de amostras dendrológicas com exsicatas do herbário do Jardim Botânico com a ajuda de especialistas.

Às árvores das espécies não amostradas em um dado fragmento atribuiu-se a média da DEM obtida para os indivíduos dessa espécie amostrados em outros fragmentos. Às espécies que não foram amostradas, atribuíram-se valores de DEM disponíveis na literatura (IPT, 1978; IPT, 1983; LORENZI, 1992, 1998); mas na ausência dessa informação e aos indivíduos não identificados, atribuiu-se à média das demais, de acordo com Uhl et al. (1988).

Nos fragmentos RB500 e RB2300 da Reserva Biológica União, por apresentarem indicadores de significativa maturidade sucessional, com grande diversidade e riqueza de espécies arbóreas (RODRIGUES, 2004), foram amostrados oito indivíduos por parcela (N=32) para estimar o valor médio da DEM. Em seguida as amostras foram secas à 90 °C por 24 horas. As determinações analíticas foram realizadas no laboratório de nutrição de plantas da Embrapa Solos.

O volume verde foi obtido com o volume de água deslocada em recipiente graduado pela amostra saturada em água. A amostra é seca em forno a 103°C por 72 horas e pesada à precisão de 0,001 g após resfriamento. A densidade específica da madeira (DEM) em g.cm^{-3} é obtida pela razão entre peso seco e o volume verde. Os procedimentos laboratoriais tiveram a orientação da Dra. Cláudia Barros e equipe da Divisão de Anatomia da Madeira no Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

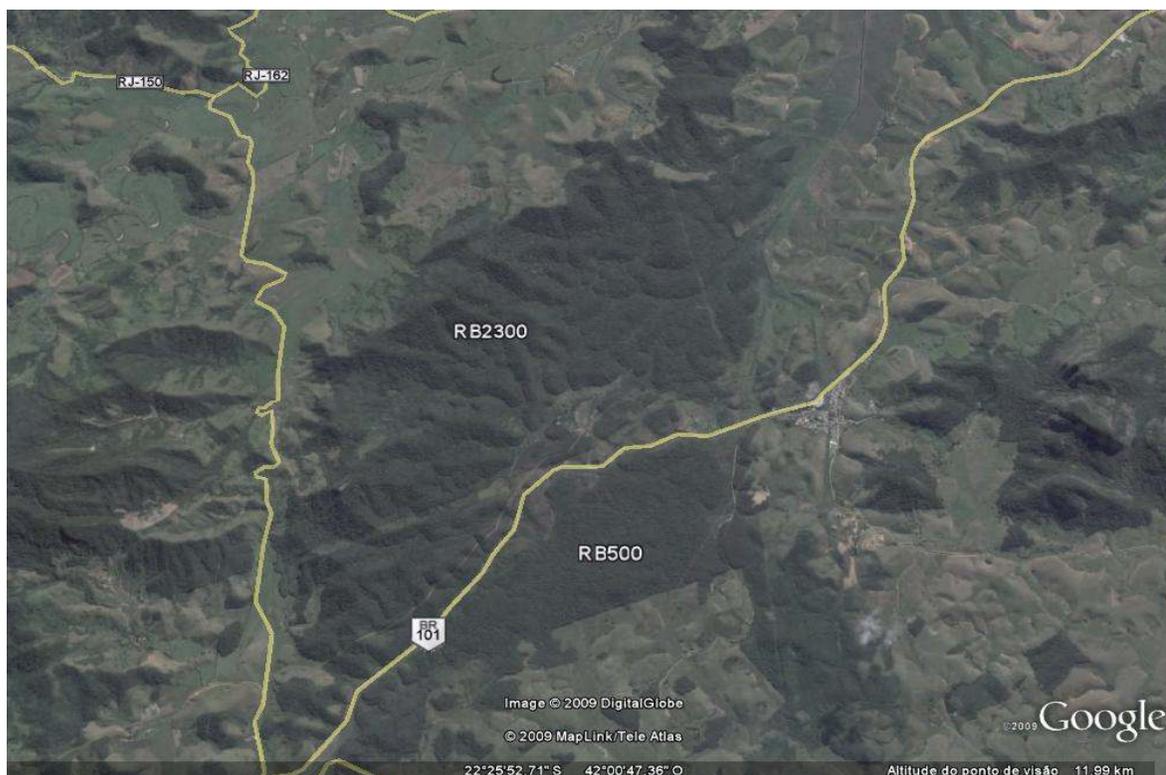


Figura 3.4.1. imagem dos fragmentos RB500 e RB2300, (APA Rio São João, 2009).

A amostragem física de porções do tronco foi realizada de acordo com Nogueira et al. (2005) e o protocolo de Woodcock & Shier, (2002), árvores de dimensões médias com crescimento ereto e regular, tanto quanto possível, são selecionadas para a retirada de uma amostra do tronco à 1,30 m de altura com um trado de incremento de 300 mm (Figura 3.4.2). O comprimento da amostra foi o raio aproximado do tronco. Três amostras foram retiradas de cada árvore, sendo que cada ponto perfurado foi preenchido com gravetos verdes e tinta a base d'água.

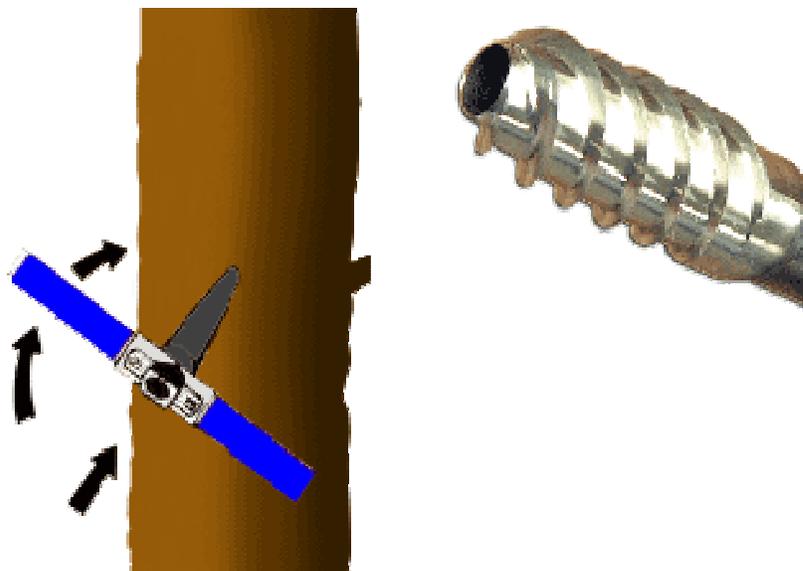


Figura 3.4.2 - Representação da coleta da amostra do tronco e o detalhe da broca perfuradora do trado (Extraído de Eloforte, 2005).

3.4.1 - Análises químicas

As amostras do tronco, após exame da DEM, foram moídas em triturador mecânico e secas a 60⁰C até peso constante para análises químicas nos laboratórios da Embrapa Solos e descritos em detalhe por Carmo et al. (2000). Sucintamente: N total foi determinado por solubilização úmida, seguida por destilação a vapor e titulação para a quantificação do NH₄, a determinação de P se fez através de espectrometria com amarelo de vanadato, K através de espectrometria de chama de emissão, já Ca e Mg por espectrometria de emissão atômica com indução de plasma.

3.4.2 - Análise de dados

Utilizaram-se 48 equações alométricas desenvolvidas em florestas tropicais (Tabela 3.5.6), tendo como critérios básicos de seleção a origem, a tipologia tropical úmida, o coeficiente de regressão $R^2 \geq 0,90$ (exceto específicas das florestas secundárias) e seu uso em outros trabalhos científicos. Foram agrupadas de acordo com o número de variáveis incluídas no modelo. Sejam essas o diâmetro à 1,30m (DAP), a altura total da árvore (H) e a densidade específica da madeira (DEM). Foram

agrupadas conforme as variáveis incluídas (Tabela 3.5.6): (Id D) grupo A – somente DAP - (Id Dp) grupo B – DAP e DEM. (iii) grupo C (Id DH) – DAP e Grupo D; (Id DAPHp) – DAP, H e DEM.

A avaliação das equações foi realizada em duas etapas, sendo a primeira com base em dois critérios de consistência através da análise de correlação de *Pearson* entre as estimativas de biomassa de acordo com Chave (2004) :

Grupo 1 - Equações com as médias mais altas do coeficiente de correlação com todas as demais equações (Anexo A8)

Grupo 2 - as duas médias mais altas de coeficientes de correlação em relação as demais equações que incluem as mesmas variáveis (Anexo A9)

Grupo 3 - equações específicas para florestas secundárias.

A segunda etapa formou o Grupo F com as equações que diferenciaram a biomassa entre classes de tamanho. Somente com as equações deste grupo F é que se fizeram as comparações relativas aos estoques de nutrientes.

As estimativas de biomassa foram feitas por indivíduo com $DAP \geq 10$ cm e são apresentadas como médias das parcelas de cada fragmento em $Mg \cdot ha^{-1}$. As médias de área basal, densidade específica da madeira e altura das árvores das quatro parcelas de cada fragmento o representa, com o respectivo desvio padrão.

As análises estatísticas tiveram as parcelas como unidades amostrais de todas as variáveis estudadas. As comparações entre médias de biomassa e das concentrações de nutrientes entre classes de tamanho (grande, médio e pequeno) e entre os nove fragmentos se fizeram com delineamento hierarquizado (*Nested Design*), tendo a parcela como variável aleatória e o fragmento como fixa (Zar, 1984).

As comparações de médias entre estádios sucessionais (avanzado e intermediário) se fizeram pelo teste t, tendo-se cada parcela como repetição do fragmento (SAS Institute, 1999) considerando-se eventuais desigualdades entre variâncias através da aproximação de Cochran & Cox (1957).

As análises de correlação (*Pearson*) se fizeram por dados médios de cada parcela. Aquelas entre estimativas de biomassa e os teores de nutrientes utilizaram dados dos nove fragmentos avaliados. Contudo, as correlações envolvendo variáveis

do solo se fizeram somente com os fragmentos grandes (RB500, RB2300 e Rio Vermelho) e pequenos (Efetiva, Estreito e Vendaval).

Os dados foram transformados em logaritmo quando necessário, para aproximar à distribuição normal. Utilizou-se o programa SAS 8.2 (SAS INSTITUTE INC. 1999) para as análises.

As parcelas foram ordenadas em grupos de similaridade em relação as concentrações de nutrientes e DEM pela análise de *clusters* (agrupamento) utilizando-se o método da variância mínima. Este método estabelece a distância entre dois clusters pela soma de quadrados (Anova) entre clusters (SAS INSTITUTE, 1999).

Para determinar as principais variáveis que contrastam os grupos realizou-se análise discriminante canônica que indica as correlações entre as variáveis e os componentes principais. Após a obtenção dos grupos, seguiram-se as análises de variância univariada e os respectivos testes de Tukey.

Tabela 3.4.1 - Equações alométricas para a estimativa da biomassa de florestas tropicais.

Equações com a variável alométrica DAP (D)				
Local	Id	Equação	R ²	AUTORES
Vários	D1	$\text{LnPS} = -1,499 + 2,148 \text{Ln}(D) + 0,207 * \text{Ln}(D^2) - 0,0281 \text{Ln}(D^3)$	0,99	Chave et al. (2005)
Ásia	D2	$\text{PS} = 38,49 + 11,78D + 1,193 D^2$	0,78	Brown et al. (1989)
Amazônia	D3	DAP < 20 cm: $\text{LnPF} = -1,754 + 2,665 \text{Ln} D$	0,92	Higuchi et al. (1998)
São Paulo*	D4	$\text{LnPS} = -6,80 + 3,77 * \text{Ln} D$	0,96	Burger (2005)
Porto Rico	D5	$\text{PS} = -2,399 + 2,457 * \text{Ln} D$	0,93	Scatena et al. (1993)
Ásia	D6	$\text{PS} = 21,297 - 6,9526D + 0,7403 D^2$	0,92	Brown & Iverson (2002)
Ásia	D7	$\text{LnPS} = 38,49 - 11,78 * D + 0,74D^2$	0,92	Brown et al. (1989)
Amazonia	D9	$\text{LnPS} = -2,43 + 2,57 \text{Ln} D$	0,96	Brown, (1997)
Costa Rica	D10	$\text{LnPS} = -1,81 + 2,32 \text{Ln} D$	0,98	Brown, (1997)
Camboja	D11	$\text{LnPS} = -2,39 + 2,56 \text{Ln} D$	0,99	Brown, (1997)
Indonésia	D12	$\text{LnPS} = -2,26 + 2,60 \text{Ln} D$	0,98	Brown, (1997)
Guiana fr	D13	$\text{LnPS} = -2,88 + 2,72 \text{Ln} D$	0,97	Lescure et al. (1983)
Amazônia-PA	D14	$\text{LnPS} = -2 + 2,55 \text{Ln} D$	0,97	Araújo et al. (1999)
Nova Guiné	D15	$\text{LnPS} = -2 + 2,36 \text{Ln} D$	0,96	Edwards & Grubb (1977)
Porto Rico	D16	$\text{LnPS} = -2,41 + 2,41 \text{Ln} D$	0,95	Ovington & Olson (1970)
Porto Rico	D17	$\text{LnPS} = -2,39 + 2,47 \text{Ln} D$	0,93	Scatena et al. (1993)
Paraná	D18	$\text{PS} = 21,297 - 6,95 * D + 0,74 D^2$	0,92	Tiepolo et al. (2002)
Amazônia	D19	$\text{LnPS} = -1,335 + 1,551 \text{Ln} D + 0,415 \text{Ln} D^2 - 0,053 \text{Ln} D^3$	0,97	Chambers et al. (2001)
Amazônia*	D20	$\text{LnPS} = -1,997 + 2,4128 \text{Ln} D$	0,98	Nelson et al. (1999)
Indonesia*	D21	$\text{PS} = 0,0661 D^{2,591}$	0,89	Ketterings et al. (2001)
Colômbia	D22	$\text{PS} = 0,749 D^{2,011}$	0,81	Overman et al. (1994)
Colômbia	D23	$\text{PS} = 0,465 D^{2,202}$	0,90	Overman et al. (1994)
Colômbia	D24	$\text{PS} = 0,780 D^2$	0,93	Overman et al. (1994)
Colômbia	D25	$\text{LnPS} = -2,059 + 1,256 \text{Ln}(D^2)$	0,93	Overman et al. (1994)
Colômbia	D26	$\text{PS} = 1,12 D^2$	0,94	Overman et al. (1994)
Colômbia	D27	$\text{LnPS} = -1,966 + 1,242 \text{Ln}(D^2)$	0,97	Overman et al. (1994)

Tabela 3.4.1 (continuação)

Equações com as variáveis alométricas DAP e DEM(p)				
Guiana Fr	Dp1	$\ln(P) = -2,19 + 2,54 \ln D_p$	0,98	Chave et al. (2001)
Amazônia	Dp2	DAP < 20 cm: $\ln PF = -1,754 + 2,665 \ln D$ DAP ≥ 20 cm: $\ln PF = -0,151 + 2,17 \ln D$	0,92	Higuchi et al. (1998)
Amazônia	Dp4	$\ln PS = -1,4702 + 2,445 \ln(D) + 0,722 p$ $\ln PS = -6,80 + 3,77 * \ln D$	0,98	Nelson et al. (1999)
Colombia	Dp5	$\ln PS = -0,906 + 1,177 \ln(D^2 p)$	0,99	Overman et al. (1994)
Colombia	Dp6	$\ln PS = -1,192 + 1,229 \ln(D^2 p)$	0,94	Overman et al. (1994)
Equações com as variáveis alométricas DAP e ALTURA DA ÁRVORE (H)				
São Paulo*	DH1	$PS = -5,714 + 0,03 D^2 H$	0,96	Burger (2005)
São Paulo*	DH2	$\ln PS = -4,152 + 1,061 \ln(D^2 H)$	0,82	Burger (2005)
São Paulo*	DH3	$\ln PS = 6,71710 + 1,30308 \ln(D^2 H)$	0,88	Burger (2005)
Colombia	DH4	$\ln PS = -3,84 + 1,035 \ln D^2 H$	0,97	Overman et al. (1994)
Colombia	DH5	$\ln PS = -3,55 + 1,002 \ln D^2 H$	0,97	Overman et al. (1994)
Amazônia	DH6	$PS = 0,0444 * (D^2 H)^{0,9719}$	0,90	Brown et al. (1989)
Amazônia	DH8	$PS = 0,0326 * D^2 * H$	0,99	Brown (1995)
Amazônia*	DH9	$\ln PS = -2,52 + 2,14 \ln D + 0,4644 \ln H$		Nelson et al. (1999)
Amazônia*	DH10	$\ln PS = -2,17 + 1,02 \ln D^2 + 0,77 \ln H$	0,96	Uhl et al. (1988)
Porto Rico	DH11	$\ln PS = -3,28 + 0,954 \ln D^2 H$	0,95	Scatena et al. (1993)
Equações com as variáveis alométricas DAP; H e DEM (p)				
Vários	DHp1	$\ln PS = -2,97 + \ln(D^2 \cdot H \cdot p)$	0,99	Chave et al. (2005)
Amazônia*	DHp2	$\ln PS = -1,898 + 2,157 \ln(D) + 0,388 \ln H + 0,722(p)$	0,99	Nelson et al. (1999)
Colombia	DHp3	$\ln PS = -2,094 + 0,993 \ln(D^2 Hp)$	0,99	Overman et al. (1994)
Colm / Venz.	DHp4	$\ln PS = -2,885 + 0,990 \ln(D^2 Hp)$	0,98	Overman et al. (1994)
Colm / Venz.	DHp5	$\ln PS = -1,981 + 1,047 \ln(D^2) + 0,572 \ln H + 0,931(p)$	0,92	Saldarriaga et al. (1988)
Colm / Venz.	DHp6	$\ln PS = -1,086 + 0,876 \ln(D^2) + 0,604 \ln H + 0,871(p)$	0,93	Saldarriaga et al. (1988)
Indonésia	DHp7	$PS = 0,0899 * (D^2 H p)^{0,952}$	0,89	Brown et al. (1989)

*Florestas secundárias

3.5 - RESULTADOS

Estrutura arbórea dominante e densidade específica da madeira (DEM)

As quantidades de espécies necessárias para compor 2/3 da área basal em cada fragmento secundário (pequenos, médios e Rio Vermelho) foram bastante variáveis (Anexos A1 e A2). Destacaram-se Rio Vermelho e Afetiva, (14 e 13 espécies, respectivamente), já em Estreito três espécies bastaram (*Guarea guidonea*, *Nectandra oppositifolia* e *Vitex sp.*)

As famílias com maior número de espécies entre as de maior dominância foram Meliaceae (*Guarea guidonea*, *Guarea macrophyla*, *Cabralea canjerana*, *Cecropia hololeuca*, *Piptadenia gonoacantha*, *Plathymenia foliolosa*, *Inga sp* e *Albizia polycephala*) (Anexo A2). Entre as espécies de maior dominância em cada fragmento destacaram-se *Guarea guidonea* (Estreito, Sítio do Professor), *Plathymenia foliolosa* (Rio Vermelho, Vendaival e Andorinhas), *Piptadenia gonoacantha* (Imbaú) e *Sparattoperma leucanthum* (Afetiva).

As populações amostradas apresentaram variação considerável de DEM (Anexo A3). *Moldenhawera sp*, *Plathymenia foliolosa* e *Moraceae sp2*, apresentaram os maiores coeficientes de variação (CV) com, respectivamente, 12,4%, 8,6% e 8,1%. Já entre as de menor CV listam-se: *Lauraceae 6*, *Casearia sp.* e *Maprounea guianensis* com, respectivamente, 0,48%, 0,43% e 0,43%. As maiores DEM foram encontradas nas amostras de *Pouteria caimito*, *Simarouba amara*, *Plathymenia foliolosa* e *Piptadenia gonoacantha*. As de menor DEM foram *Guapira nitida*, *Cecropia hololeuca* e *Astrocaryum aculeatissimum*.

As maiores médias de DEM foram obtidas nos fragmentos grandes e maduros (Tabela 3.5.1). Neste se incluem Rebio300 e Rebio800, mas Rio Vermelho, mesmo sendo classificado como grande apresentou média característica da fase sucessional intermediária. Estes apresentaram médias significativamente menores de DEM em relação aos maduros. Já quanto a estrutura (Tabela 3.5.1), os pequenos apresentaram médias do nº de indivíduos e da área basal significativamente menores que os demais.

Estimativas da biomassa arbórea acima do solo (BMAS)

As BMAS obtidas com as equações do Grupo 1 (Anexo A4) geraram resultados discrepantes. Pois enquanto DH3⁽¹⁾ e DH4 permitiram detectar diferenças significativas entre os fragmentos, com as maiores médias nos fragmentos Rebio2300 e Rebio500 e as menores em Afetiva e Estreito, as demais equações desse grupo (DH5, DH6, DHp1, DHp2, DHp4 e DHp6) não apresentaram médias estatisticamente distintas.

Somente a equação DH3, dentre as do Grupo 1, permitiu diferenciar as médias de BMAS entre as classes de tamanho pequeno e grande com médias, respectivamente, em torno de 100 e 200 Mg.ha⁻¹ (Figura 3.5.1). Entretanto, na comparação entre os fragmentos agrupados por fase sucessional (Figura 3.5.2), apontaram-se médias mais altas dos fragmentos maduros da Rebio União (250 a 710 Mg.ha⁻¹) como estatisticamente superiores em relação aos demais (105 à 490 Mg.ha⁻¹).

As comparações de médias de BMAS entre fragmentos com as equações do Grupo 2 (Anexo A5), não geraram diferenças significativas. As médias apresentaram diferentes faixas: uma inferior reunindo as equações DH6 e DHp1 (97 – 227 Mg.ha⁻¹), uma faixa superior com DHp2 e DHp6 (332 – 669 Mg.ha⁻¹), enquanto as demais se situam em faixa intermediária. Nesse grupo de equações somente a D17 gerou médias de BMAS estatisticamente diferentes entre as classes de tamanho, com o grupo dos pequenos fragmentos apresentando em torno de 140 Mg.ha⁻¹ e os grandes, em média 280 Mg.ha⁻¹ (Figura 3.5.3). Todas as equações desse grupo permitiram detectar diferenças significativas entre estádios sucessionais (Figura 3.5.4). A variação das BMAS da classe dos intermediários foi de cerca de 100 Mg.ha⁻¹ à 600 Mg.ha⁻¹; entre os fragmentos maduros essa variação foi de 230 Mg.ha⁻¹ à 1000 Mg.ha⁻¹.

⁽¹⁾ Na tabela 3.1.2 se apresentam as equações com seus respectivos autores. Equações somente com a letra D (D1, D2...etc) tem apenas o DAP como variável alométrica. Naquelas com as letras DH as variáveis incluídas são DAP e altura total da árvore. A letra p indica que a densidade específica da madeira (DEM) foi incluída na equação.

Tabela 3.5.1 Médias e respectivos desvios padrão da densidade de indivíduos, da área basal e da densidade específica da madeira de fragmentos florestais na APA Rio São João.

Fragmento	Dens	DP	<i>t</i>	AB	DP	<i>t</i>	DEM	DP	<i>t</i>
	nº de indiv.ha ⁻¹			m ² .ha ⁻¹			g.cm ⁻³		
Pequeno	525	(90)	B	19,4	(7,5)	B	0,676	(0,024)	B
Médio	727	(75)	A	33,4	(8,3)	A	0,673	(0,024)	B
Grande	745	(199)	A	36,0	(8,0)	A	0,712	(0,016)	A
Secundarios	612	(128)	A	26,0	(7,7)	B	0,673	(0,022)	B
Maduros	745	(199)	A	42,2	(9,0)	A	0,735	(0,018)	A
Afetiva (P)	625	(159)	BC	23,2	(5,1)	BC	0,673	(0,030)	B
Estreito (P)	500	(140)	C	22,0	(6,5)	BC	0,668	(0,018)	B
Vendaval (P)	450	(184)	C	13,0	(11,0)	C	0,687	(0,023)	AB
S. Professor (M)	806	(309)	AB	30,6	(8,0)	B	0,657	(0,039)	B
Andorin (M)	719	(146)	ABC	39,2	(9,1)	AB	0,673	(0,004)	B
Imbaú (M)	656	(99)	BC	30,4	(7,8)	B	0,688	(0,027)	AB
RB800 (G)	798	(277)	AB	43,2	(20,9)	A	0,740	(0,008)	A
RB2300 (G)	913	(341)	A	41,9	(8,9)	A	0,730	(0,029)	AB
RVerme (G)	525	(90)	C	23,7	(6,2)	BC	0,667	(0,012)	B

Obs. Médias seguidas pela mesma letra no sentido da coluna são estatisticamente iguais ($p=0,05$). Fragmentos e tamanho ANOVA – *Nested*; Estádio sucessional Teste *t*. Desvio padrão entre parênteses. (P) fragmentos pequenos, (M) fragmentos médios e (G) fragmentos grandes.

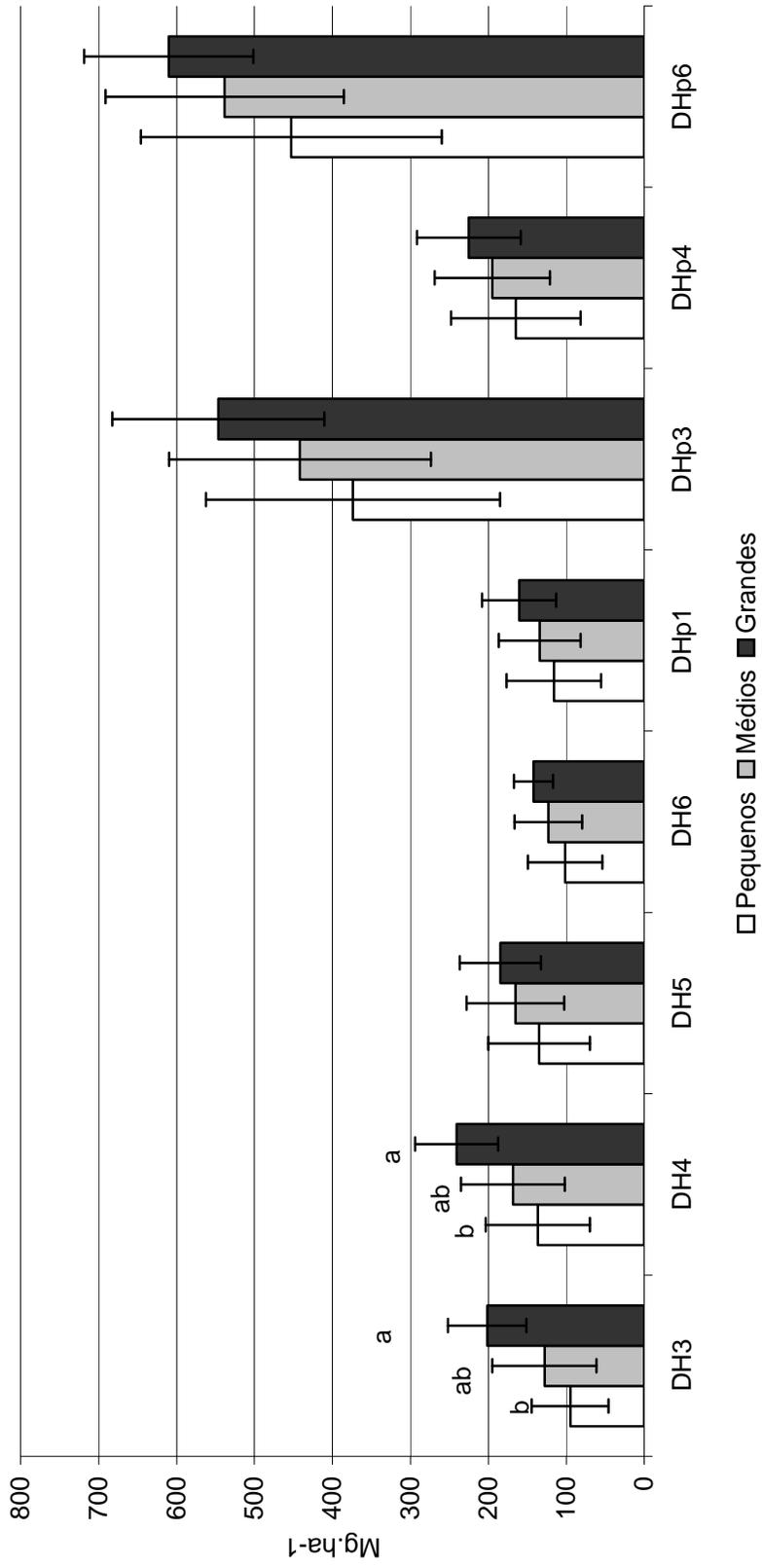


Figura 3.5.1 - Comparações de médias da BMAS (Mg.ha⁻¹) entre diferentes classe de tamanho dos fragmentos florestais, através das equações do Grupo 1. (Anova Nested/Tukey: letras iguais ou ausentes indicam diferença significativa, $p = 0,05$).

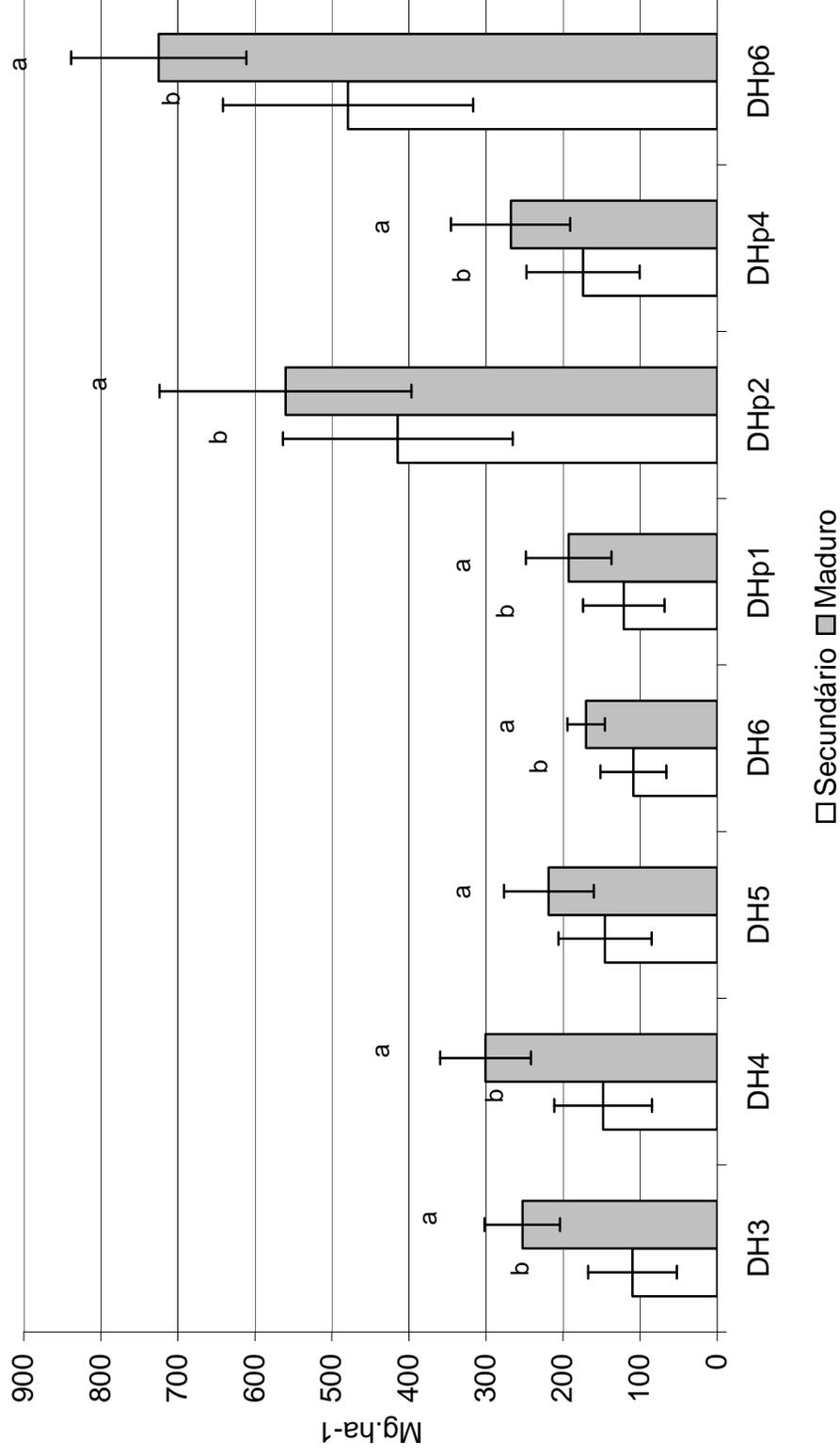


Figura 3.5.2 - Comparações de médias de BMAS (Mg.ha⁻¹) entre fases sucessionais dos fragmentos florestais, através das equações do Grupo 1. (Teste t: letras iguais dif. não significativa p = 0,05).

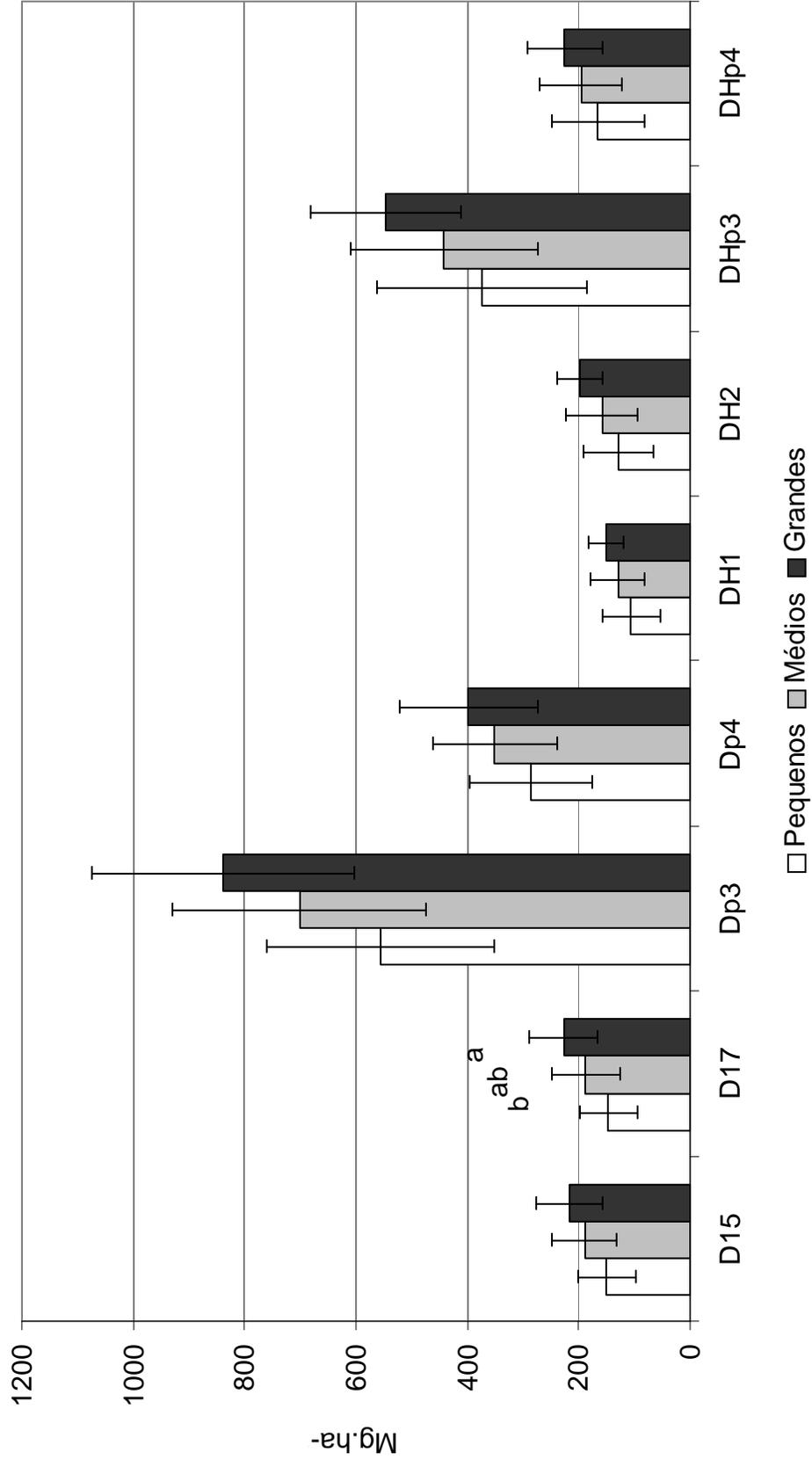


Figura 3.5.3 - Comparações de médias da BMAS (Mg.ha⁻¹) entre classes de tamanho dos fragmentos florestais, através das equações do Grupo 2. (Anova Nested/Tukey: letras iguais ou ausentes indicam diferença não significativa).

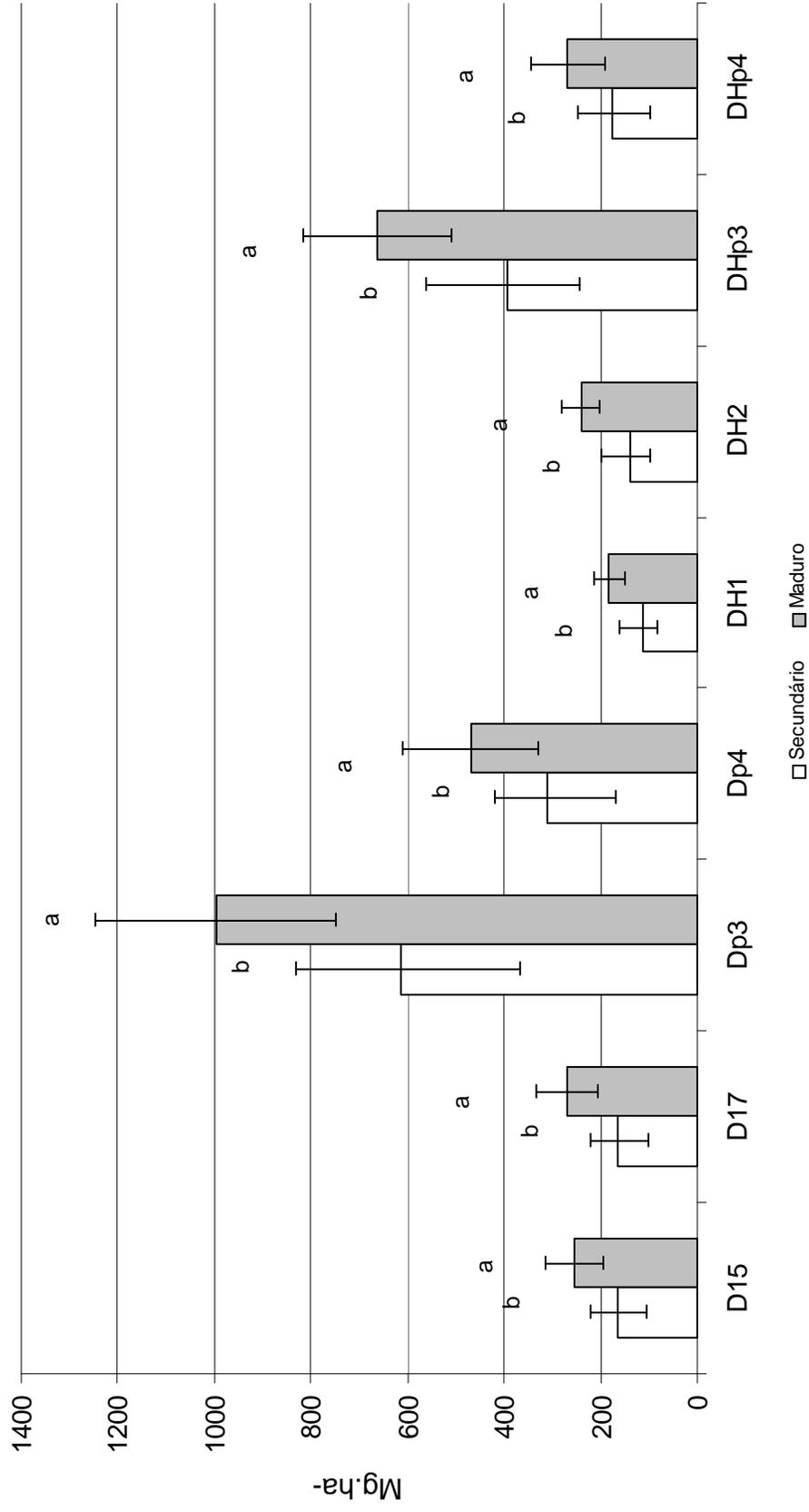


Figura 3.5.4 - Comparações de médias da BMAS ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) entre fases sucessionais dos fragmentos florestais, através das equações do Grupo 2. (Teste t: letras iguais dif. não significativa $p = 0,05$).

A maioria das equações do Grupo 3, permitiu detectar diferenças significativas entre os fragmentos com as maiores médias, invariavelmente em Rebio2300 e Rebio500 e as menores em Afetiva e Estreito (Anexo A6). Permitiram também detectar diferenças significativas entre os grupos de fragmentos seja por tamanho (com as maiores médias nos grandes e as menores nos pequenos – Figura 3.5.5) como por estágio sucessional, com as médias mais elevadas nos fragmentos maduros da Rebio União (Figura 3.5.6). Somente com as equações DH1 e DH2 desse grupo, as diferenças entre os fragmentos não apresentaram importância estatística com os extremos, se situando em cerca de 81 Mg.ha⁻¹ à 236 Mg.ha⁻¹. Já com as demais, obteve-se entre 86 Mg.ha⁻¹ e 685 Mg.ha⁻¹.

As comparações das médias de BMAS entre as classes de tamanho com as equações do Grupo 3 (Figura 3.5.5) repetiu o observado entre os fragmentos (Anexo A6) com a maioria das equações gerando diferenças significativas, exceto DH1 e DH2 (Figura 3.5.6). Entretanto, na comparação entre estágios sucessionais (Figura 3.5.6), mesmo essas duas equações permitiram encontrar diferenças significativas; contudo, DHp2 tendeu a igualar os estágios sucessionais (405 à 500) Mg.ha⁻¹. Nas demais equações do Grupo 3 (D4, D20, D21 DH3 e DH10), as médias de BMAS do estágio avançado de sucessão, variou de 180 à 610 Mg.ha⁻¹, enquanto os de sucessão intermediária foi de 110 à 200 Mg.ha⁻¹.

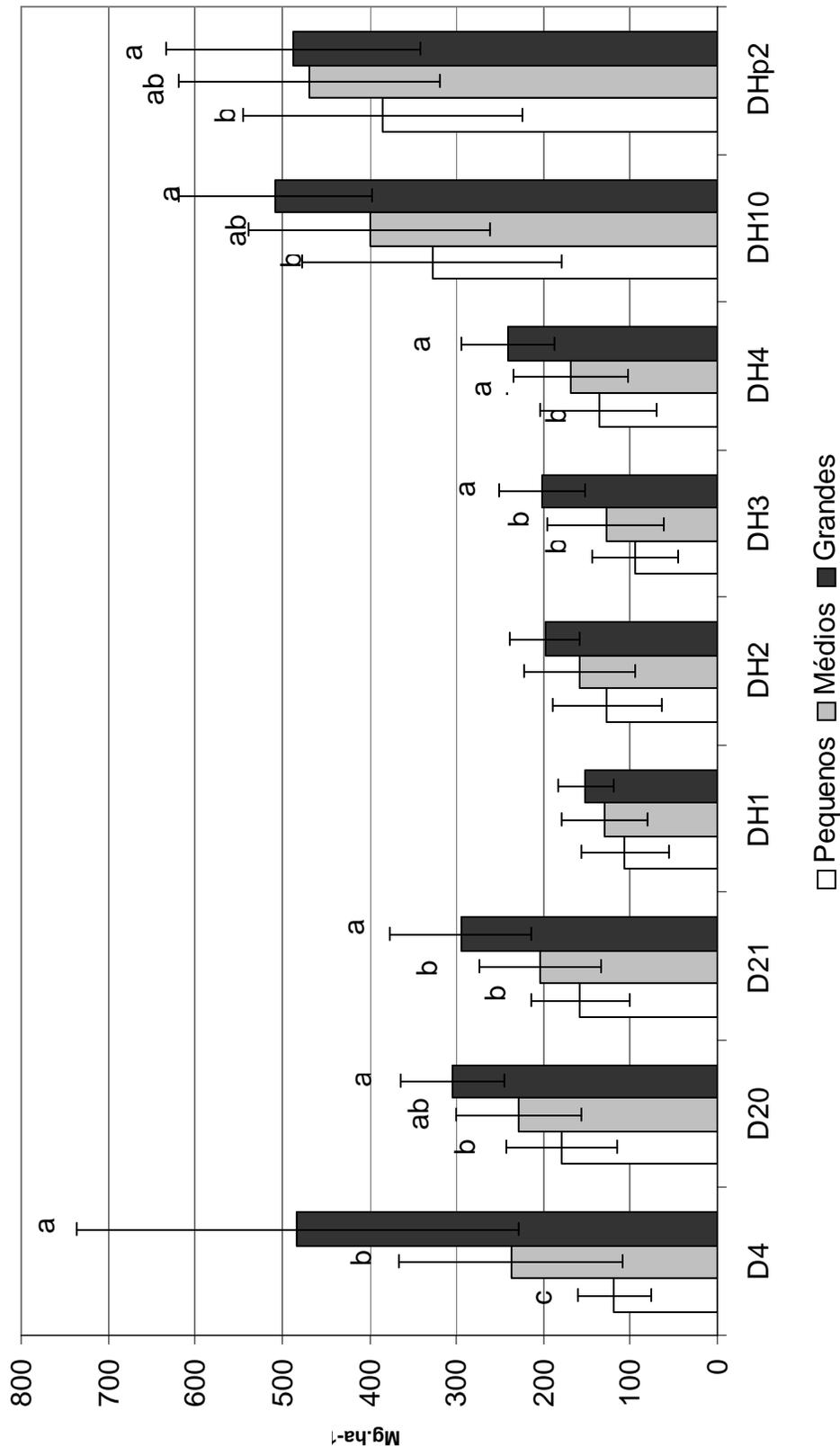


Figura 3.5.5 - Comparações de médias da BMAS (Mg.ha⁻¹) entre diferentes classes de tamanho dos fragmentos florestais, com equações do Grupo 3 (Anova Nested/Tukey: letras iguais ou ausentes indicam diferença significativa, $p = 0,05$).

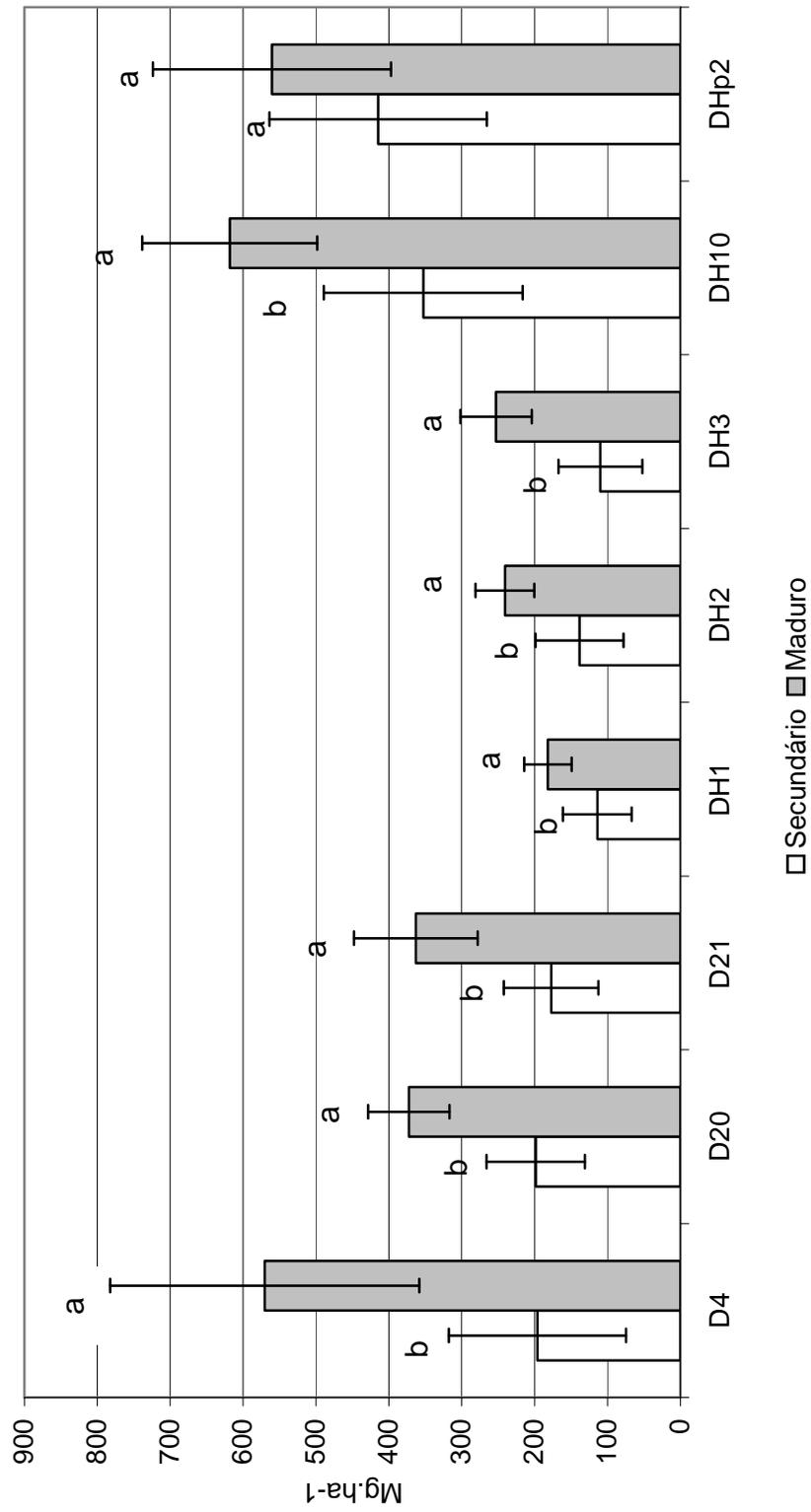


Figura 3.5.6 -. Comparações de médias da BMAS (Mg.ha⁻¹) entre fase sucessionais dos fragmentos florestais, com equações do Grupo 3 (Teste t: letras iguais ou ausentes indicam diferença não significativa p = 0,05).

Distribuição diamétrica das razões entre máximas e mínimas BMAS.

Os valores de BMAS obtidos com todas as equações consideradas (Figura 3.5.7) apresentaram variações expressivas entre o menor valor estimado e o maior valor de cada fragmento. As equações que utilizam apenas o diâmetro (D1 à D27) e aquelas que incluem diâmetro e altura (DH1 à DH11) geraram em média diferenças de até 3,5 vezes por fragmento com extremos de 5,1 em Vendaval e 3,1 em Andorinhas. Já os dois outros tipos de equações, DHp1 – DHp7 e DP1 – DP5 geraram respectivamente 4 e 4,8 vezes do maior, em relação ao menor valor com extremos de 6,5 em Vendaval e 3,2 em Andorinhas.

A distribuição das razões entre máxima e mínima estimativa de BMAS na estrutura dos fragmentos foi variável de acordo com a classe diamétrica. Entre 10 e 19,9 cm, Vendaval apresentou as maiores razões com valores entre 4 e 12, seguido por Afetiva com variações entre 3 e 5 (Figura 3.5.8). Nos demais fragmentos foi menor do que 3, sendo que em Estreito obteve-se valores entre 1 e 1,5. Os grandes e médios fragmentos apresentaram valores relativamente parecidos de razão, muito próximas ou abaixo de 3. Já os pequenos fragmentos não apresentaram uniformidade nessa classe diamétrica tendo os elevados extremos de Vendaval contrastando com os baixos valores de Estreito.

Na classe diamétrica de 20 a 29,9 cm (Figura 3.5.9), Vendaval apresentou a razão de 12 entre máxima e mínima estimativa com a equação D4. Estreito apresentou média bem mais alta que os demais nessa mesma classe diamétrica com valores extremos entre 5 e 7. Rebio500 e Rebio 2300 formaram um grupo à parte com valores extremos entre 4 e 5. Os demais situaram-se entre razões de 2,5 a 3. Os grandes e médios fragmentos situaram-se abaixo da faixa limite de 3, mas dois dos grandes fragmentos, Rebio2300 e Rebio500 elevaram a média de BMAS dessa classe de tamanho.

Entre 30 e 39,9 cm Vendaval e Estreito apresentaram apenas uma parcela com indivíduos desse porte, por isso obteve-se a unidade como razão (Figura 3.5.10). Valores extremos foram encontrados com dados do Sítio do Professor com a razão máxima de 12 com uma equação do Grupo 1 (DH6) e mínima de 3,5 com a equação

D15. Afetiva e Andorinhas apresentaram razões de cerca de 5. Portanto, a classe dos fragmentos de tamanho médio gerou as maiores razões de máxima e mínima BMAS.

Nas classes diamétricas acima de 40 cm (Figura 3.5.11), o Sítio do Professor apresentou a maior razão média de toda a amostra com todas as equações gerando valores acima de 9. Afetiva e Estreito apresentaram 1, por terem apenas uma parcela com indivíduos nessa classe diamétrica; já Vendaval pouco acima de um porque duas parcelas apresentaram quantidades próximas de indivíduos. Entre os demais fragmentos somente Andorinhas apresentou razão acima de 3, os demais, apresentaram médias em torno de 2.

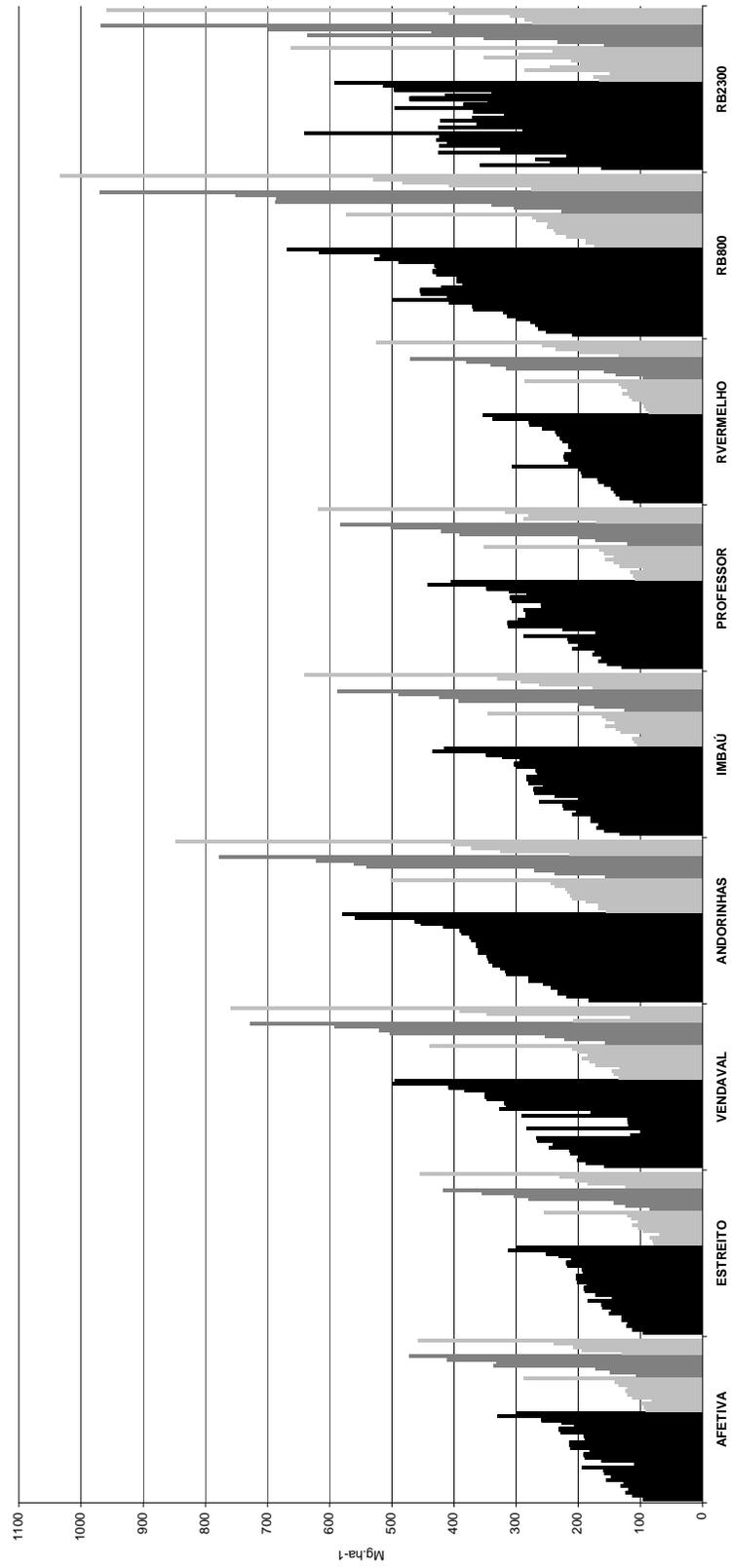


Figura 3.5.7 - BMAS (Mg.ha⁻¹) com 48 equações por fragmento. Variáveis alométricas incluídas: Pretas -DAP, Claras - DAP + DEM; Cinza escuro - DAP + H; Cinza clara - DAP + H + DEM..

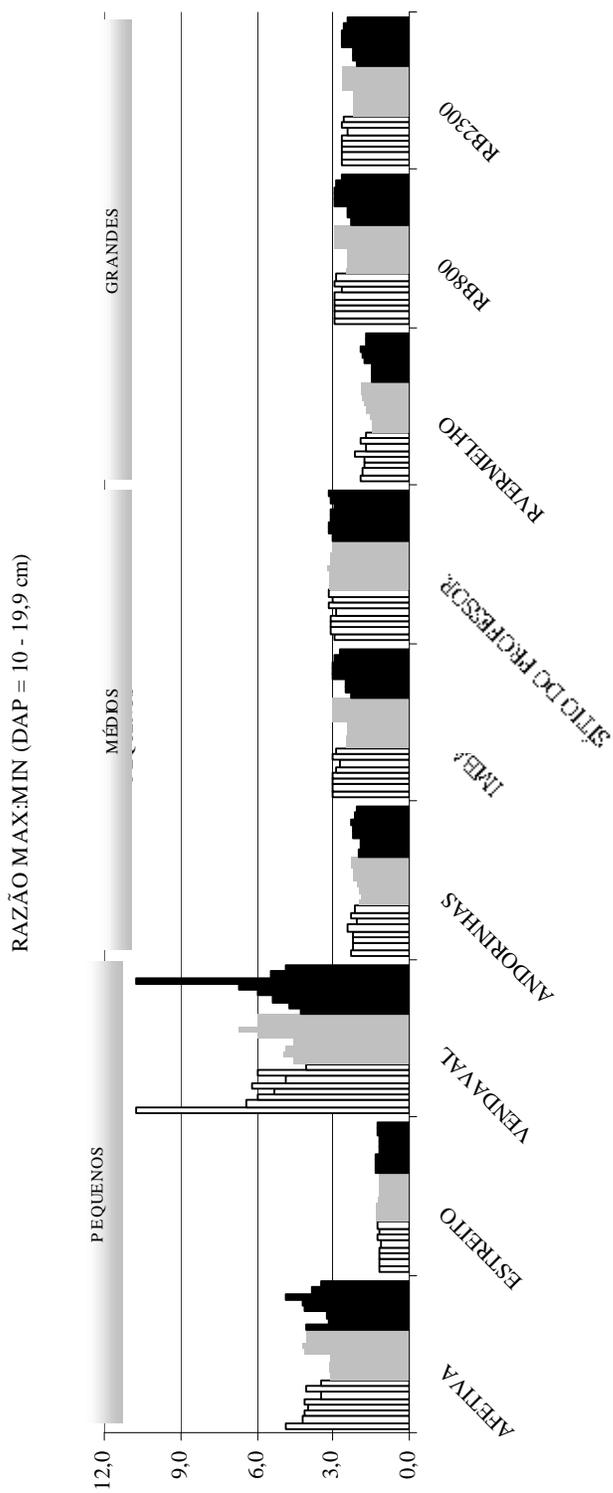


Figura 3.5.8 -. Razão entre estimativas máxima e mínima de BMAS de cada equação por fragmento, por grupo de equação e por tamanho do fragmento florestal da APA Rio São João (DAP 10 – 19,9 cm). Colunas claras (Grupo 1), colunas cinzas (Grupo 2) e colunas escuras (Grupo 3) .

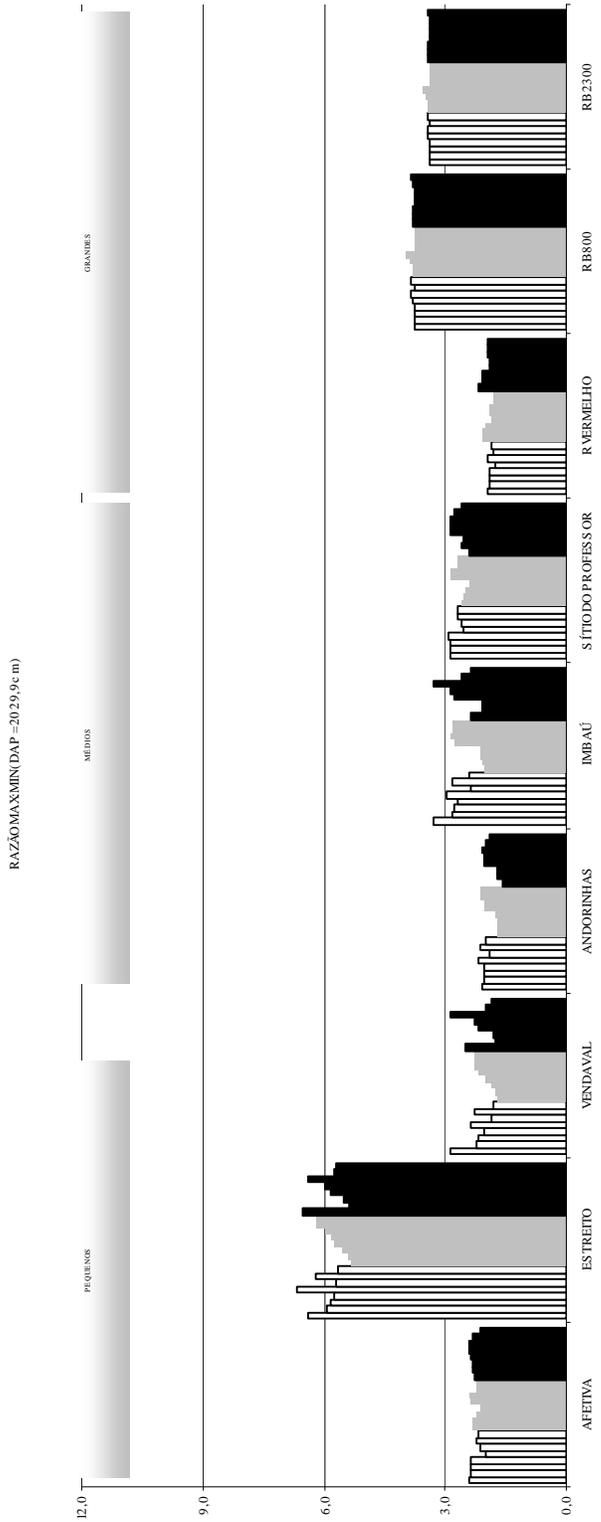


Figura 3.5.9 -. Razão entre estimativas máxima e mínima de BMAS de cada equação por fragmento, por grupo de equação e por tamanho do fragmento florestal da APA Rio São João (DAP 20 – 29,9 cm). Colunas claras (Grupo 1), colunas cinzas (Grupo 2) e colunas escuras (Grupo 3) .

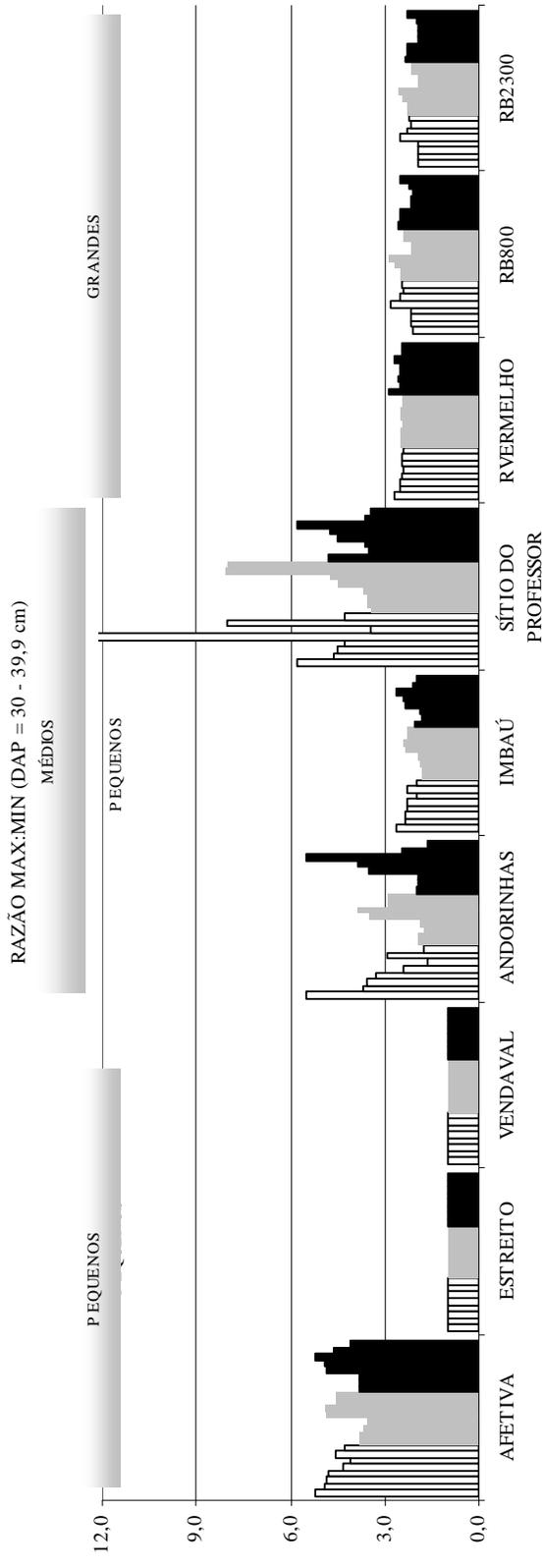


Figura 3.5.10 - Razão entre estimativas máxima e mínima de BMAX de cada equação por fragmento, por grupo de equação e por tamanho do fragmento florestal da APA Rio São João (DAP 30 – 39,9 cm). Colunas claras (Grupo 1), colunas cinzas (Grupo 2) e colunas escuras (Grupo 3) .

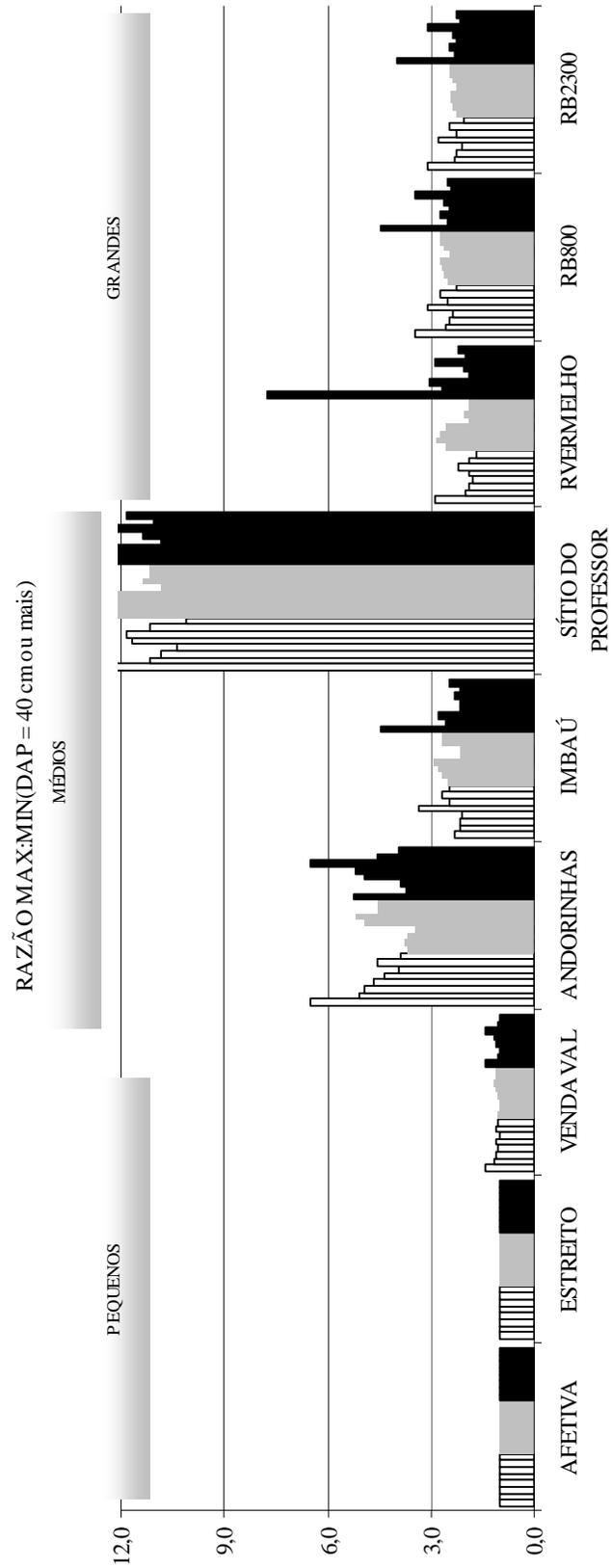


Figura 3.5.11 - Razão entre estimativas máxima e mínima de BMAS de cada equação por fragmento, por grupo de equação e por tamanho do fragmento florestal da APA Rio São João (DAP ≥ 40 cm). Colunas claras (Grupo 1), colunas cinzas (Grupo 2) e colunas escuras (Grupo 3).

Nutrientes da biomassa lenhosa

Entre as concentrações de nutrientes da biomassa, somente o nitrogênio não apresentou variação significativa entre as classes de tamanho dos fragmentos. As médias de P e Ca foram mais altas nos pequenos, mas, nestes, o Mg foi menor (Tabela 3.5.2). Já as menores concentrações de K foram observadas nos fragmentos médios.

Comparando-se as médias entre fases sucessionais, somente K e Mg apresentaram variação significativa, com valores mais altos nos fragmentos em fase intermediária. Já a comparação dos fragmentos isoladamente, mostrou uma tendência a maior concentração de N nos fragmentos maiores e médios, com a exceção de Vendaval, que é pequeno (Tabela 3.5.2). Quanto aos demais nutrientes (P, K, Ca e Mg), os maiores e maduros (Rebio2300 e Rebio500) apresentaram claramente as menores concentrações.

A variação quantitativa de nutrientes indicaram maiores estoques de N ($\text{Kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) nos grandes fragmentos com médias significativamente mais altas que as dos pequenos (Figura 3.5.12-A); mas, em relação aos médios somente a equação D4 permitiu diferenciar estatisticamente os fragmentos agrupados por classe de tamanho, ou de sucessão (Figuras 3.5.2 e 3.5.14).

Os estoques de P não foram sensivelmente afetados pelo tamanho, exceto pelo obtido com a DH2 diferindo os grandes dos demais (Figura 3.5.12-B). Já os estoques de K (Figura 3.5.13-A) foram, em geral, superiores nos médios fragmentos em relação aos pequenos mas as equações DH10 e DHp2 geraram médias superiores em relação aos grandes também. A equação DH3 não permitiu detectar diferenças (Figuras 3.5.13-B; 3.5.13-C). Quanto aos estoques de Ca, somente com a equação D4 houve diferença significativa em favor dos grandes fragmentos; mas em relação a Mg não houve diferença significativa (Figura 3.5.13-B).

As diferenças entre estádios sucessionais quanto aos estoques de nutrientes da biomassa foram marcantes com N e P em favor dos fragmentos mais maduros (Figuras 3.5.14-A; 3.5.14-B) e, em menor medida (apenas quatro equações), com Mg (Figura 3.5.15-C). Mas os de K e Ca não apresentaram efeito do estágio sucessional (3.5.15-A; 3.5.15-B;).

Tabela 3.5.2 - Médias percentuais da concentrações de nutrientes (desvios padrão) da biomassa arbórea de fragmentos florestais de Mata Atlântica da APA Rio São João.

Fragmento	N (%)	DP	t	P (%)	DP	t	K (%)	DP	t	Ca (%)	DP	t	Mg (%)	DP	t
Pequeno	2,75	(0,13)	A	0,16	(0,02)	A	0,82	(0,08)	B	1,90	(0,23)	A	0,31	(0,02)	B
Médio	2,74	(0,16)	A	0,11	(0,01)	B	1,11	(0,15)	A	1,43	(0,21)	B	0,39	(0,03)	A
Grande	2,88	(0,13)	A	0,11	(0,01)	B	0,63	(0,14)	B	1,18	(0,20)	B	0,38	(0,06)	A
Secundar	2,75	(0,13)	A	0,13	(0,01)	A	0,947	(0,115)	A	1,57	(0,19)	A	0,38	(0,03)	A
Maduros	2,93	(0,17)	A	0,11	(0,01)	A	0,525	(0,160)	B	1,27	(0,28)	A	0,29	(0,06)	B
Afetiva (P)	2,84	(0,07)	ABC	0,097	(0,010)	CD	1,07	(0,03)	BC	0,91	(0,05)	B	0,33	(0,03)	C
Estreito (P)	2,29	(0,13)	D	0,245	(0,040)	A	1,04	(0,15)	BC	1,58	(0,10)	B	0,40	(0,01)	BC
Vendaval (P)	3,12	(0,19)	AB	0,145	(0,008)	B	0,35	(0,07)	E	3,21	(0,53)	A	0,27	(0,01)	C
Andorin (M)	2,85	(0,05)	AB	0,111	(0,002)	C	1,26	(0,05)	B	1,48	(0,24)	B	0,42	(0,02)	B
Imbaú (M)	2,84	(0,29)	ABC	0,100	(0,013)	C	1,61	(0,26)	A	1,35	(0,33)	B	0,37	(0,03)	C
SProf. (M)	2,54	(0,14)	C	0,122	(0,009)	B	0,45	(0,13)	E	1,47	(0,07)	B	0,37	(0,04)	C
RB2300 (G)	2,87	(0,29)	AB	0,092	(0,018)	D	0,35	(0,23)	E	1,36	(0,51)	B	0,30	(0,12)	C
RB800 (G)	2,99	(0,05)	AB	0,128	(0,004)	B	0,70	(0,09)	DE	1,18	(0,05)	B	0,29	(0,01)	C
Rverm (G)	2,76	(0,06)	ABC	0,096	(0,003)	CD	0,84	(0,11)	CDE	1,01	(0,02)	B	0,54	(0,05)	A

Obs. Médias seguidas pela mesma letra no sentido da coluna são estatisticamente iguais ($p=0,05$). Fragmentos e tamanho ANOVA – *Nestec*, Estágio sucessional Teste t. Desvio padrão entre parênteses. (P) fragmentos pequenos, (M) fragmentos médios e (G) fragmentos grandes

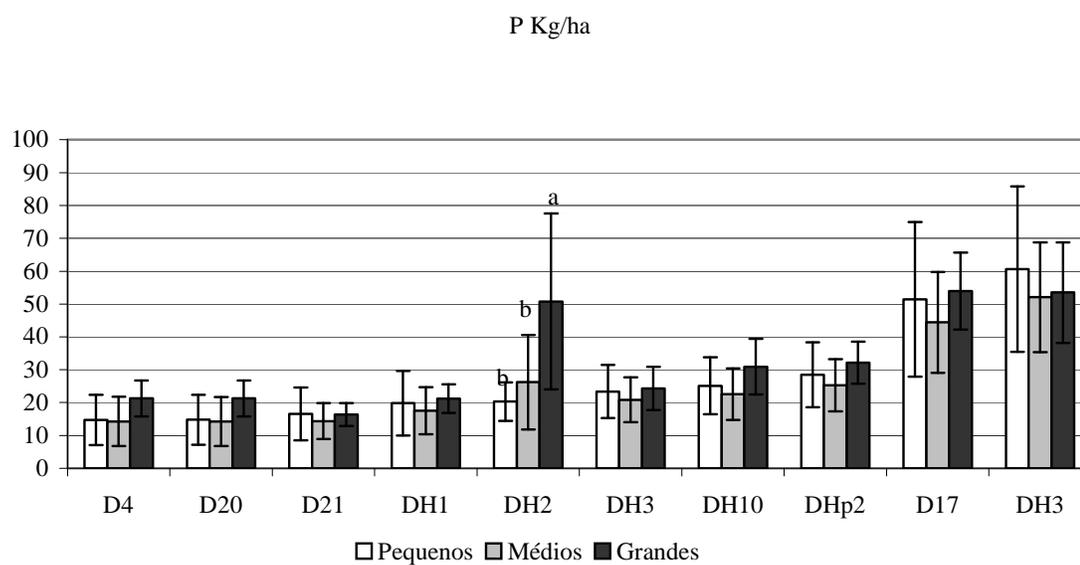
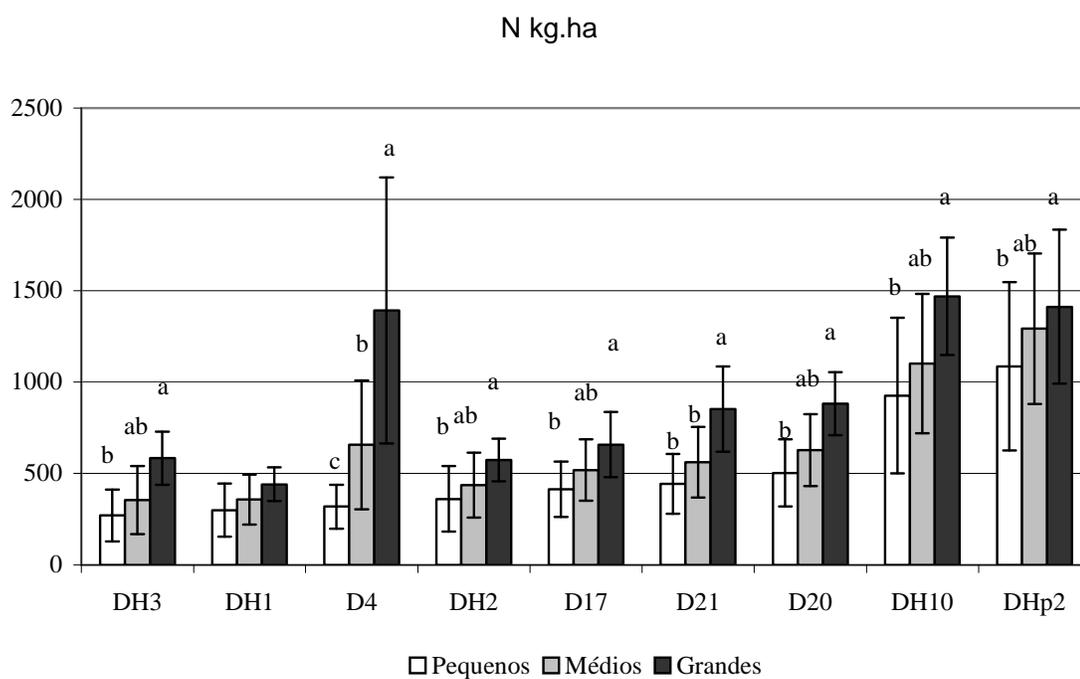


Figura 3.5.12 - Estoques de N (A) e P (B) pelas equações do Grupo F.

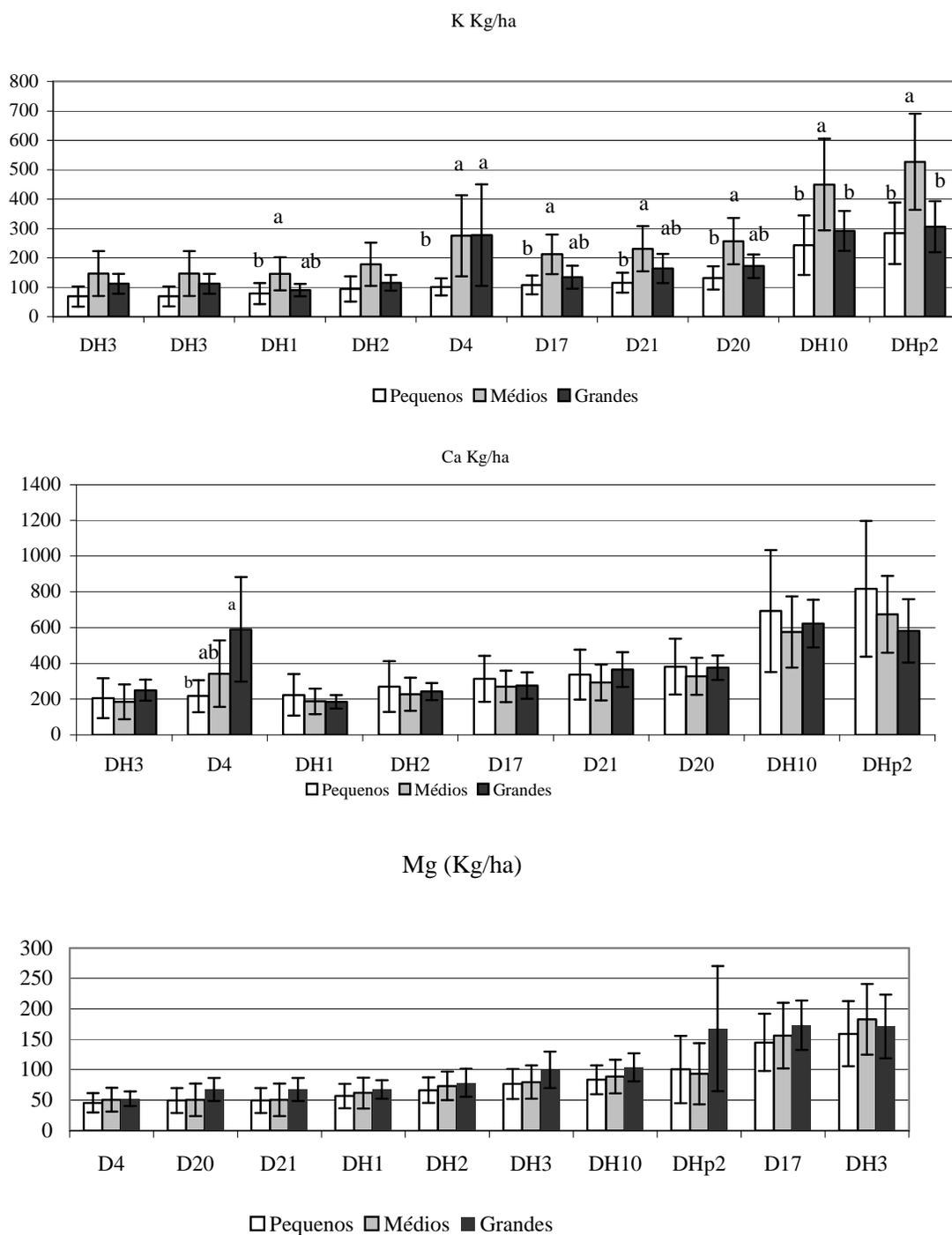


Figura 3.5.13 - Estoques de K (A), Ca (B) e Mg (C) pelas equações do Grupo F.

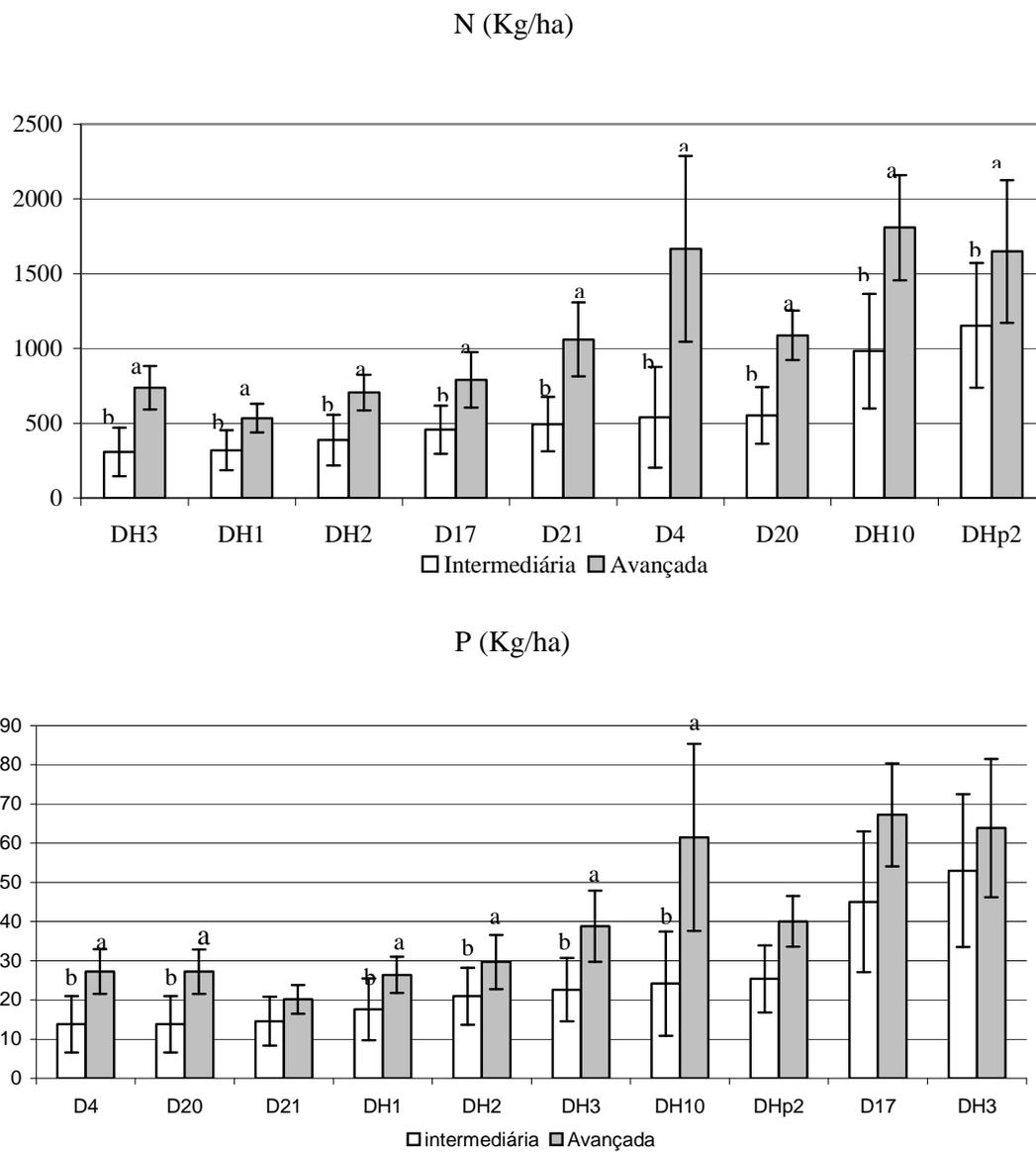


Figura 3.5.14 - Estoques de N (A) e de P (B) pelas equações do Grupo F.

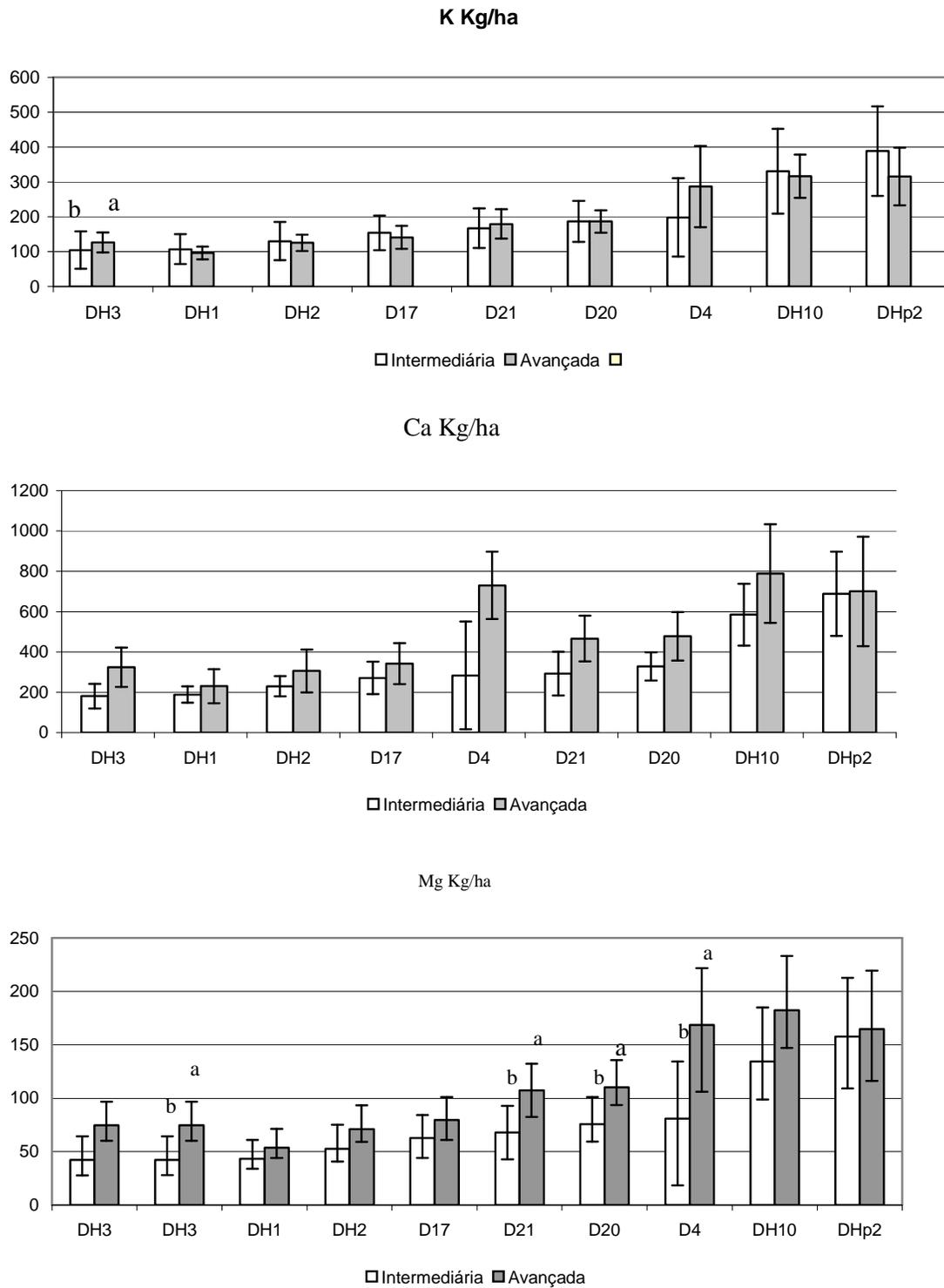


Figura 3.5.15 - Estoques de K (A), Ca (B) e Mg (C) pelas equações do Grupo F.

Correlações entre DEM , BMAS, nutrientes da biomassa e variáveis do solo

As correlações entre as BMAS e variáveis alométricas permitiram visualizar associações significativas e positivas de DEM com as estimativas de BMAS de todas as equações e, em menor medida, entre BMAS e altura média das árvores (Anexo A7).

Em relação aos nutrientes, destacou-se a associação significativa e inversa de BMAS com o teor de Mg, direta com o teor de N. Apenas duas equações DH4 e D21 permitiram detectar associação entre BMAS e K. Com os demais nutrientes não se detectaram correlações estatisticamente significativas (Anexo A7).

Em relação as variáveis edáficas a DEM somente apresentou correlações significativas inversas, sendo elas com silte, K e P (Tabelas 3.5.3 e 3.5.4). Já as BMAS indicaram relações significativas com nutrientes e com a textura. Foram inversas com N, P, K e soma de bases. Em menor número de equações pode-se detectar correlações significativas e diretas com areia grossa, mas inversa com pH, Ca + Mg (Tabelas 3.5.3; 3.5.4 e 3.5.5).

Correlações entre nutrientes da biomassa e variáveis do solo

Os teores de nutrientes da biomassa apresentaram várias correlações altamente significativas com as variáveis edáficas, tanto com as químicas como com as texturais (Tabela 3.5.5). Obteve-se correlação significativa e negativa de N da biomassa com areia, pH, Ca + Mg, K, Al, P e N; mas, positivamente somente com o teor de argila. O teor de P da biomassa registrou correlação significativa e negativa com areia grossa e Al C, mas foi positiva com areia fina, silte, pH, Ca + Mg, K, Na, P e N.

O teor de K da biomassa correlacionou negativamente com C:N e positivamente com areia fina, Ca + Mg, K e P (Figura 3.5.7). Já o teor de Ca correlacionou negativamente com areia grossa e fina, mas positivamente com silte, argila, pH e Na. O teor de Mg da biomassa correlacionou negativamente com argila e pH, mas positivamente com areia grossa, Al e a relação C:N.

Tabela 3.5.3 – Correlações entre DEM, BMAS e variáveis texturais e químicas dos solos dos fragmentos (grandes e pequenos).

Variável	Equações do grupo 1															Equações do grupo 2				
	DEM	DH3	DH4 ^A	DH5	DH6	DHp1	DHp2	DHp4	DHp6	D15	D17	Dp3	Dp4	DH1	DH2	DHp3				
ARGRSS	0,01	0,15	0,07	-0,04	-0,04	-0,05	-0,07	-0,04	-0,03	0,07	0,09	-0,02	0,08	-0,01	0,05	-0,02				
ARFINA	0,04	-0,01	-0,04	-0,02	-0,09	0,03	0,00	0,00	-0,04	0,01	0,02	0,04	0,02	-0,03	-0,03	-0,02				
SILTE	-0,31*	-0,32*	-0,24	-0,18	-0,22	-0,17	-0,15	-0,19	-0,20	-0,26	-0,25	-0,19	-0,26	-0,22	-0,27	-0,21				
ARGILA	0,14	0,03	0,07	0,14	0,19	0,13	0,15	0,14	0,15	0,06	0,04	0,10	0,06	0,13	0,10	0,14				
pH	-0,04	-0,15	-0,07	-0,04	-0,06	-0,06	-0,05	-0,03	-0,04	-0,07	-0,12	-0,09	-0,09	-0,06	-0,08	-0,04				
Ca+Mg	-0,14	-0,26*	-0,24	-0,21	-0,23	-0,22	-0,19	-0,21	-0,23	-0,24	-0,25*	-0,20	-0,24*	-0,23	-0,25*	-0,23				
K	-0,27*	-0,30*	-0,24*	-0,31*	-0,30*	-0,33*	-0,32*	-0,32*	-0,30*	-0,33*	-0,32*	-0,33*	-0,33*	-0,31*	-0,32*	-0,31*				
Na	-0,18	-0,25	-0,22	-0,01	-0,06	0,01	0,10	-0,01	-0,04	-0,05	-0,09	0,07	-0,07	-0,07	-0,14	-0,07				
Al	-0,06	0,06	0,01	0,13	0,12	0,15	0,18	0,10	0,10	0,09	0,12	0,18	0,09	0,11	0,08	0,08				
P	-0,29*	-0,36**	-0,33**	-0,37**	-0,38**	-0,38**	-0,35**	-0,38**	-0,38**	-0,37**	-0,36**	-0,34**	-0,37**	-0,39**	-0,39**	-0,38**				
C	-0,18	-0,22	-0,26*	-0,08	-0,14	-0,10	0,02	-0,13	-0,17	-0,13	-0,10	0,02	-0,14	-0,15	-0,21	-0,18				
N	-0,22	-0,35**	-0,36**	-0,20	-0,24*	-0,19	-0,11	-0,22	-0,26*	-0,28*	-0,27*	-0,13	-0,29*	-0,26*	-0,32**	-0,28*				
C:N	0,00	0,12	0,08	0,17	0,12	0,13	0,21	0,12	0,11	0,19	0,22	0,24	0,19	0,13	0,10	0,11				

DH4 pertence aos dois grupos *Correlação significativa (p=0,05). ** Correlação altamente significativa (p=0,01).

Tabela 3.5.4 – Correlações entre DEM, BMAS (Equações do Grupo 3) e variáveis edáficas dos fragmentos na APA Rio São João grandes e pequenos.

Variável	D4	D20	D21	DH1	DH2	DH3	DH10	DHp2
ARGRSS	0,38*	0,15	0,15	-0,01	0,05	0,15	0,04	-0,07
ARFINA	0,12	-0,04	-0,01	-0,03	-0,03	-0,01	-0,08	0,00
SILTE	-0,41**	-0,30*	-0,26*	-0,22	-0,26*	-0,31**	-0,25*	-0,15
ARGILA	-0,20	0,04	0,01	0,13	0,10	0,03	0,13	0,15
pH	-0,34**	-0,10	-0,11	-0,06	-0,08	-0,15	-0,04	-0,05
Ca+Mg	-0,20	-0,25	-0,25	-0,23	-0,24*	-0,26*	-0,24	-0,19
K	-0,23	-0,27*	-0,25*	-0,31**	-0,31**	-0,29*	-0,28*	-0,31**
Na	-0,29*	-0,21	-0,22	-0,07	-0,14	-0,25	-0,14	0,10
Al	0,18	0,02	0,03	0,11	0,08	0,06	0,02	0,18
P	-0,23	-0,34**	-0,31*	-0,38**	-0,38**	-0,35**	-0,36**	-0,34**
C	0,03	-0,27*	-0,21	-0,15	-0,21	-0,22	-0,24*	0,02
N	-0,16	-0,38**	-0,34**	-0,25*	-0,31**	-0,34**	-0,34**	-0,11
C:N	0,25*	0,09	0,15	0,13	0,10	0,12	0,08	0,21

*Correlação significativa ($p=0,05$). ** Correlação altamente significativa ($p=0,01$)

Tabela 3.5.5 – Correlações entre teores de nutrientes da biomassa e variáveis edáficas em fragmentos florestais grandes e pequenos.

Variável	N	P	K	Ca	Mg
ARGRSS	-0,080	-0,271*	0,016	-0,414**	0,400*
ARFINA	-0,477**	0,542**	0,337**	-0,260*	0,164
SILTE	-0,235	0,442**	0,234	0,296*	-0,246
ARGILA	0,387**	-0,190	-0,240	0,339**	-0,314**
pH	-0,313**	0,616**	0,097	0,324**	-0,383**
Ca+Mg	-0,614**	0,760**	0,396**	-0,013	0,092
K	-0,630**	0,704**	0,364**	0,035	0,027
Na	-0,101	0,495**	-0,033	0,489**	-0,075
Al	0,352**	-0,489**	-0,117	-0,094	0,359**
P	-0,587**	0,639**	0,294*	0,028	0,255*
C	-0,072	0,097	0,151	0,091	0,464**
N	-0,262*	0,393*	0,377*	0,061	0,243*
C:N	0,239	-0,382**	-0,299*	0,086*	0,455**

*Correlação significativa ($p=0,05$). ** Correlação altamente significativa ($p=0,01$)

Tabela 3.5.6 - Comparação das médias de nutrientes da biomassa arbórea e de DEM dos grupos formados pela análise de agrupamentos.

Grupos	N	P	K	Ca	Mg	DEM
	% Relativo ao peso seco					
Reb-Vend	3,07 A	0,13 B	0,52 B	0,19 A	2,71 B	0,71 A
Estreito	2,27 C	0,24 A	1,02 AB	0,16 AB	3,91 AB	0,66 B
Amplo	2,76 B	0,10 C	0,97 A	0,13 B	4,00 A	0,67 B

Obs. Médias seguidas pela mesma letra no sentido da coluna são estatisticamente iguais (Tukey, $p=0,05$).

3.6 - DISCUSSÃO

A seleção das equações para os cálculos que produzam BMAS próximas ao valor real, representa um problema além da estimativa de um valor que só se pode conhecer por métodos destrutivos (CAIRNS et al, 1997). A elevada riqueza e diversidade de espécies das florestas tropicais dificulta que se encontre florestas em situações de iguais condições daquelas, onde uma determinada equação tenha sido desenvolvida em termos de solo, topografia, por isso o uso de diversas equações desenvolvidas em sítios com maior similaridade de fitofisionomia (PIRES & PRANCE, 1985; TUOMISTO et al. 1995; LAURANCE et al. 1999), clima (HOLDRIDGE, 1979; GENTRY, 1982) e regime de perturbação (LUGO & SCATENA, 1996) podem ser úteis para a predição aproximada.

Saldarriaga et al. (1988) encontraram efeito significativo do estágio sucessional sobre a estimativa de BMAS, mas igualmente a posição topográfica (Clark & Clark, 2000), impactos humanos (LAURANCE et al. 2007; GASTON et al. 1998) e a composição florística se somam ao efeito das diferentes equações alométricas (BAKER et al. 2004). Estas podem ser influenciadas pela determinação de DEM dependendo da inclusão ou não da casca (FEARNSIDE et al. 1997).

De acordo com Fearnside (1999) a DEM é uma fonte de incertezas para métodos baseados em assunções genéricas, pois de acordo com Brown & Lugo (1992) é possível que existam diferenças interregionais de DEM devido o comprimento do período seco e algumas relações com a água armazenada nos troncos de diversas espécies (REICH & BORCHERT, 1984; BORCHERT, 1994). Há também o viés causado pela transformação logarítmica, porque pequenas variações nos menores indivíduos podem afetar a curva de regressão linear, bem mais do que

as grandes árvores (NELSON et al. 1999). Portanto, a equação alométrica de maior precisão é aquela desenvolvida por método destrutivo na região de interesse Mas é recomendável o uso de outras ante a grande disponibilidade de modelos (Tabela 3.4.1) e a insuficiência de recursos para mensurações diretas, evitando mais abates de árvores.

O estágio sucessional oferece contrastes estruturais que permitem inferir sobre as BMAS para diferenciar os fragmentos. Entretanto o tamanho do fragmento não parece ser um único fator decisivo porque Rio Vermelho, que é um dos grandes fragmentos deste estudo, apresentou BMAS próximos aos médios e pequenos (Anexos A4, A5 e A6). Por outro lado, não há na amostra pequenos fragmentos com parâmetros próximos aos maduros. Sequer se espera que os haja na área de estudo, porque a redução do tamanho está associada ao regime de perturbação a que foi e que provavelmente continua submetido.

Nos menores fragmentos a sucessão é limitada tanto pela ação humana de degradação pelo corte seletivo, como pelas atividades que incidem sobre as bordas (pastoreio de animais, corte de varas, fogo, entre outros), amplificando seus efeitos sobre a estrutura. Estas determinam diferentes densidades de indivíduos nas várias classes diamétricas com pesos distintos sobre a estimativa total da BMAS, sendo majoritariamente determinada pelas classes de DAP ≥ 40 cm.

Florística, estrutura e DEM na APA Rio São João.

Nos fragmentos secundários, exceto por Vendaval que apresentou indicadores estruturais próprios do estágio sucessional inicial (área basal = $13 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) (Tabela 3.5.1) e por Estreito que apresentou 2/3 da área basal com apenas 3 espécies (*Guarea guidonea*, *Nectandra oppositifolia* e *Vitex* sp; Anexo A2) os demais fragmentos (Afetiva, Andorinhas, Sítio do Professor, Imbaú e Rio Vermelho) se ajustam bem a um modelo de fragmentos em estágio sucessional entre intermediários e maduros (CARVALHO, 2005), tanto pela estrutura (Tabela 3.5.1) como pela maior dominância de populações de espécies secundárias (Anexos A1 e A2).

O número de espécies que atingiu o critério de dominância (2/3 da área basal, Anexo A2) é próximo ao obtido por Carvalho (2004) em Estreito (3 espécies), no Imbaú, respectivamente 7 e 9, em Afetiva 14 e 13 e em Rio Vermelho 19 e 14. As

diferenças foram maiores em Sítio do Professor (7 e 4) e no Andorinhas 4 e 12. Neste caso as distribuições agregadas das populações e o pequeno número de parcelas de ambos os estudos (4 por fragmento) favorecem variações, embora seja possível considerar certa aproximação entre os dois levantamentos exceto, particularmente, no último fragmento citado.

Houve também, como se esperava, a coincidência de populações encontradas aqui e no levantamento de Carvalho (2005) entre aquelas que atingiram o critério de 2/3 de dominância (Anexo A2). Em Afetiva foram comuns aos dois levantamentos *Apuleia leiocarpa*, *Cupania oblongifolia*, *Guapira nitida* e *Nectandra oppositifolia* (Anexos A1 e A2). Já em Estreito somente *Guarea guidonea*, mas igualmente como a de maior dominância. No Imbaú *Cupania oblongifolia*, *Guarea guidonea* e *Nectandra oppositifolia* foram espécies comuns e no Andorinhas *Cupania oblongifolia*, *Guarea guidonea*, *Plathymentia foliolosa* e *Tabernaemontana catharinaceae*. No Sítio do Professor igualmente *Cupania oblongifolia*, *Guapira nitida* e *Guarea guidonea*, enquanto no Rio Vermelho coincidiram *Astrocaryum aculeatissimum*, *Cabralea canjerana*, *Guapira nitida* e *Xylopia sericea*.

As espécies encontradas estão entre as relacionadas na bacia do Rio São João (exceto *Maprounea guianensis* – Rio Vermelho) por Carvalho et. al. (2006). Nos fragmentos em que *Plathymentia foliolosa* (secundária tardia) se destaca (Vendaval, Andorinhas e Rio Vermelho) a co-dominância é de pioneiras (*Guarea guidonea* e *Cupania oblongifolia* - Andorinhas) e de secundárias iniciais (*Simarouba amara* e *Tabernae catharinaceae* – Rio Vermelho). Em Vendaval, com a menor área basal de toda a amostra ($13,6\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), registraram-se a tardia *Nectandra oppositifolia* e a secundária inicial *Alchornea triplinervia*.

De acordo com Carvalho et al. (2006) apesar da maior riqueza de espécies tardias, cerca de 65% dos indivíduos na região do Imbaú pertencem a espécies secundárias iniciais. Fernandes et al. (2008) avaliam que 60 % das espécies nos fragmentos dessa zona pertencem a esse grupo. Entretanto, Cansi (2007) em estudo da regeneração de plântulas desses fragmentos detectou o progresso da sucessão com o leve predomínio das espécies secundárias tardias sem, no entanto, evidenciar relações entre o tamanho do fragmento e a densidade, riqueza e diversidade de plântulas de espécies arbóreas, sugerindo que processos perturbação possam ter maior peso.

A degradação florestal na APA Rio São João por via da extração seletiva de árvores (DEAN, 1996; PROCÓPIO-OLIVEIRA, 2008), ou episódios eventuais de incêndio como o que atingiu a Reserva Biológica de Poço das Antas em 2002 (Notícias, 2009), favorece as árvores das populações de fases sucessionais prévias porque tem rápido crescimento sob alta luminosidade (WHITMORE, 1990). A degradação que acompanha o processo de fragmentação amplifica seus efeitos. Um destes pode ser a distribuição de grupos sucessionais aqui encontradas (7 pioneiras, 12 secundárias iniciais, 7 tardias e uma não classificada - *Vitex* sp. Anexos A1 e A2), próxima da observada por Fernandes et al. (2008), respectivamente, 22,5%, 60% e 18%, sugerindo um padrão em que as secundárias iniciais suplantam as demais.

Há consideráveis diferenças de diversidade nos fragmentos dessa zona. Há registros de valores do índice de Shannon (SHANNON & WEAVER, 1949) desde $H' = 2,9$ nats no pequeno e vulnerável Estreito até $H' = 3,9$ nats (106 espécies) (CARVALHO 2004) no grande e razoavelmente protegido Rio Vermelho. Já na Reserva Biológica de Poço das Antas encontrou-se variação relativamente similar de H' entre 3,0 e 3,9 nats (total de 207 espécies), mas em três fragmentos menores que 10 ha (Pessoa, 2003). Em outro pequeno fragmento desta Reserva (4 ha) obteve-se $H' = 4,57$ nats (174 espécies) (GUEDES-BRUNI et al. 2006) comparável ao obtido por Borém & Ramos (2001) $H' = 4,1$ nats (129 espécies) numa toposequência da região,

Os índices de diversidade mencionados sugerem que, mesmo fragmentos pequenos, quando protegidos, podem apresentar diversidade comparáveis ou maiores do que grandes fragmentos vulneráveis a degradação. Portanto, a redução do tamanho do fragmento por si só pode ser uma limitação tão ou menos importante do que a degradação por ação antrópica e o grau de isolamento. Como medida de comparação um conjunto de 12 parcelas na mata madura da Reserva Biológica União gerou um valor de $H' = 4,9$ (238 espécies) (RODRIGUES, 2004) um dos mais altos já registrados no domínio da Mata Atlântica, entretanto comparável à obtida no fragmento de apenas 4 ha da Reserva Poço das Antas, apesar da menor riqueza de espécies arbóreas ($H' = 4,1$ nats; 129 espécies; GUEDES-BRUNI et al. 2006).

Embora a perturbação em toda a zona possa ter sido heterogênea no tempo e espaço, a perda considerável de habitat sugere a possibilidade de que uma eventual limitação de dispersores possa ter um papel importante sobre a florística e

sobre a sua diversidade onde os recursos que determinam a competição são moldados, em parte, por ação antrópica (BENITEZ-MALVIDO, 1998; CANSI, 2007)

A competição por radiação solar que caracteriza o ambiente florestal, determina diferentes estratégias como a arquitetura dos indivíduos de cada temperamento sucessional (POORTER et al. 2006). Segundo esses autores as árvores de espécies mais tolerantes a sombra apresentam DEM mais altos, têm o tronco mais rígido associado a ramos mais finos e horizontais, e costuma atingir as maiores alturas do dossel; já as pioneiras tem madeira leve e o crescimento vertical mais acentuado o que as favorece na competição por luz nas clareiras maiores (HORN, 1971; NIKLAS 1994; GIVNISH, 1984; KING, 1998).

O efeito da fragmentação associado à degradação é determinante para o balanço das espécies pioneiras e secundárias por causa do efeito de borda e pela extração seletiva das madeiras de maior DEM. Tal se verifica pela destacada DEM de *Pouteria caimito* $0,951 \text{ g.cm}^{-3}$ (tardia), cuja madeira é muito utilizada, mas foi encontrada como dominante apenas no fragmento Imbaú (Anexo A3). Já a espécie de baixa DEM, *Guapira nitida* ($0,425 \text{ g.cm}^{-3}$, sec. inicial) se apresentou entre as dominantes de cinco fragmentos (Afetiva, Vendaval, Imbaú, Sítio do Professor e Rio Vermelho).

A igualdade estatística quanto a BMAS entre médios e pequenos sugere a proximidade sucessional entre estes, bem como em relação a Rio Vermelho que, apesar de ser um grande fragmento, apresentou indicadores de estágio sucessional semelhantes aos médios e pequenos quanto a composição (prevalência de secundárias iniciais) e quanto a estrutura (Tabela 3.5.1, Anexos A1, A2, A3, A4, A5 e A6). Portanto, a redução de tamanho que acompanha o processo de fragmentação, aqui representado por fragmentos de diversas dimensões resultou em diferença significativa de DEM em favor dos fragmentos grandes ou sucessionalmente avançados/maduros em relação aos demais (Tabela 3.5.1).

A DEM média mais alta nas florestas da Reserva União (RB500 e RB2300) em relação as secundárias está de acordo com o consenso nesse sentido sobre florestas tropicais (Tabela 3.5.1, WHITMORE, 1990; KETTERINGS et al. 2001; NEBEL et al. 2001; HACKE et al. 2001). A título de exemplo, na Amazônia Venezuelana obteve-se variação de DEM desde $0,54$ em florestas de até 20 anos, até $0,66 \text{ g.cm}^{-3}$ – $0,68 \text{ g.cm}^{-3}$ em florestas maduras (Saldarriaga, 1988).

Em florestas inundáveis da Amazônia Peruana, Woodcock, (2000) encontrou variações entre $0,40 \text{ g.cm}^{-3}$ à $0,60 \text{ g.cm}^{-3}$ entre ecossistemas e extremos de DEM entre espécies, desde $0,10 \text{ g.cm}^{-3}$ com *Erythrina ulei* e $0,70 \text{ g.cm}^{-3}$ colm *Minquartia guyanensis*. No México, encontraram-se extremos de variação entre $0,40 \text{ g.cm}^{-3}$ e $0,83 \text{ g.cm}^{-3}$ entre parcelas de florestas jovens e maduras (URQUIZA-HAAS et al. 2007). Já nas florestas do presente estudo, (Tabela 3.5.1) verificou-se variação entre estádios sucessionais de $0,67 \text{ g.cm}^{-3}$ a $0,74 \text{ g.cm}^{-3}$ com extremos entre espécies (Anexo A3) de $0,34 \text{ g.cm}^{-3}$ (*Astrocaryum aculeatissimum*) à $0,95 \text{ g.cm}^{-3}$ (*Pouteria caimito*)

A DEM média de cada ecossistema reflete as ponderações dos diferentes grupos sucessionais sobre a média que nos fragmentos secundários foram: pioneiras = $0,60 \text{ g.cm}^{-3}$, secundárias iniciais = $0,67 \text{ g.cm}^{-3}$ e tardias = $0,69 \text{ g.cm}^{-3}$, Anexo A3). Nas populações dos fragmentos maduros da Reserva União não se tem essa avaliação, porque a amostragem foi aleatória com 32 indivíduos por fragmento dada a elevada riqueza e diversidade de espécies arbóreas (RODRIGUES, 2004).

Sucessão e fragmentação são processos de sentidos opostos, porque naquele se favorecem as médias de DEM, área basal (Tabela 3.5.1) e diversidade; já a fragmentação cria o efeito de borda, facilita as condições para as espécies pioneiras, e interfere em fatores estruturais da biomassa como o volume, densidade da madeira e a arquitetura das árvores (KETTERINGS et al. 2001; VIEIRA, 2008). Pode-se concluir, a partir dessa perspectiva, que a fragmentação cria condições favoráveis para a prevalência de grupos funcionais de menor DEM e predomínio de populações de espécies secundárias iniciais que concorrem para reduzir a BMAS média do ecossistema.

Espécies com arquiteturas diferentes (POORTER et al. 1984) podem explicar parcialmente os diferentes valores de BMAS, estimados para florestas com valores próximos de área basal como se observa com os BMAS estimados pela equação D4 dos fragmentos Afetiva, Estreito e Rio Vermelho (Anexo A6), ou ainda mais caracteristicamente entre Andorinhas e os fragmentos maduros da Rebio União, RB2300 e RB500 com várias equações do Grupo 3 (Anexo A6).

Diversos fatores podem interferir na diferenciação entre florestas, mesmo quando se aplicam equações específicas de espécies, porque a modelagem a partir de indivíduos perfeitos é uma fonte de superestimação, pois não leva em conta proporção de árvores quebradas ou com defeitos (CHAMBERS et al. 2001). Esses

autores apontam ainda, diferentes relações entre DAP e altura da árvore ou densidade da madeira com viés causado por incorreta estimação do teor de umidade, diferentes metodologias de mensuração de árvores (ponto de medição acima das sapopemas), a falta de medições por método destrutivo de grandes árvores e a combinação de todos esses fatores.

A rara validação de equações com indivíduos externos às bases de dados das equações, foi apontada por Zianis & Mencuccini et al. (2004) como um fator importante a influenciar o desempenho de uma equação em outros sítios. Desse modo, o tamanho da área do fragmento na Baixada Litorânea Fluminense, pelas matrizes de pastos e agricultura predominante, pode ser uma medida parcial da biomassa arbórea, uma vez que em todos os grupos de equações, diferenciou-se as BMAS entre as classes de tamanho (Figuras 3.5.1, 3.5.3 e 3.5.5), mas somente a equação D4 (Figura 3.5.5) (Burger, 2005), desenvolvida em amostra de floresta secundária da Mata Atlântica, pode diferenciar os fragmentos médios dos demais.

Tomando-se como medida de desempenho a detecção de diferenças significativas entre fragmentos notoriamente diferentes, como os da Reserva União em relação aos secundários (Figuras 3.5.2, 3.5.4 e 3.5.6), se assume uma condição *a priori* de que há diferentes BMAS. Esta assunção tem por base resultados em literatura (Tabela 3.5.7) que diferenciam as BMAS de florestas primária das secundárias, mesmo com valores de área basal relativamente próximos. O critério apriorístico da detecção de diferenças significativas, (RB500 e RB2300 visualmente parecem ter maior biomassa que as demais), parece corroborada pelos tres grupos, de equações, pois somente uma (DHp2, HIGUCHI et al. 1998) não diferenciou o estágio sucessional (Figuras 3.5.2, 3.5.4 e 3.5.6).

A variação de estimativas que se espera entre fragmentos visualmente distintos, destaca o melhor ajuste da equação D4, seja pela diferenciação entre as classes de tamanho, como pelos valores médios obtidos que se inserem na faixa de valor que se espera (Tabela 3.5.7). Ou seja, os menores valores de área basal arbórea que correspondem aos pequenos fragmentos (Tabelas 3.5.1; 3.5.3 e 3.5.5) produziram cerca de 105 Mg.ha⁻¹, os intermediários cerca de 220 Mg.ha⁻¹ e os maiores cerca de 480 Mg.ha⁻¹ (Figura 3.5.5).

As equações que incluem a altura total da árvore do Grupo 3 DH1, DH2, DH3 (Figuras 3.5.6, Anexos A4 e A5) da encosta atlântica paulista (BURGER, 2005) e DH4 (Figura 3.5.5, Anexo A6) desenvolvida em floresta primária da Colômbia

(OVERMAN et al. 1994), embora tenham diferenciado as classes de tamanho, geraram valores pouco aceitáveis da ordem de 200 Mg.ha⁻¹ para os fragmentos da Rebio União. Já DH10 de Uhl et al. (1988) de florestas secundária da Amazônia e DHp2 de Nelson et al. (1999), geraram valores médios acima de 300 Mg.ha⁻¹ para os fragmentos menores, muito acima do que se espera (Figuras 3.5.5 e 3.5.6).

As equações de Burger (2005) DH1 e DH2 (Figuras 3.5.5 e 3.5.6) tenderam a reduzir as estimativas de BMAS em relação aquelas que somente utilizam DAP como a D15 (EDWARDS & GRUBB, 1977) e D17 (SCATENA et al. 1993) (Figuras 3.5.3 e 3.5.4). Contudo, a DH3 (BURGER, 2005) e DH4 de Overman et al. (1994) geraram estimativas próximas do que se espera para os pequenos fragmentos, mas subestimaram as BMAS dos grandes e avançados, com as respectivas áreas basais dos grupos de tamanho e sucessionais (Tabela 3.5.1 e 3.5.2). Portanto, considerando-se estimativas absolutas e contrastes entre grupos de fragmentos sugere-se como as melhores estimativas deste estudo as equações D4 (BURGER, 2005) e a Dp4 (NELSON et al. 1999).

Como variável alométrica, a altura pode representar fonte importante de erro nas estimativas de BMAS porque nas grandes árvores, pequenas falhas na mensuração dessa variável gera erros significativos (VIEIRA et al. 2008), mesmo com uso de instrumentos óticos (FOSTER BROWN et al. 1995). Esse aspecto é relevante devido a elevada contribuição de até 30% das maiores classes diamétricas na BMAS em florestas maduras tropicais (BROWN & LUGO, 1992; CLARK & CLARK, 2000). A importância das grandes árvores (DAP ≥ 45 cm) no presente estudo nos pequenos (28 – 52%), médios (35 – 60%) e grandes fragmentos (45 – 80%) (Figuras 3.5.16 e 3.5.17) é corroborada considerando as equações que aparentam melhor desempenho D4 (BURGER, 2005), e Dp4 (NELSON et al. 1999), respectivamente.

As discrepâncias entre estimativas de biomassa para fragmentos de área basal decorre da heterogeneidade espacial, bem como da distribuição diamétrica de indivíduos do ecossistema. Os resultados são extremos que podem ser observados nas BMAS obtidas com as equações DH1 e D4 (BURGER, 2005) nas quais a relação entre menor e a maior BMAS variou de 15 a 75% (Anexo A6).

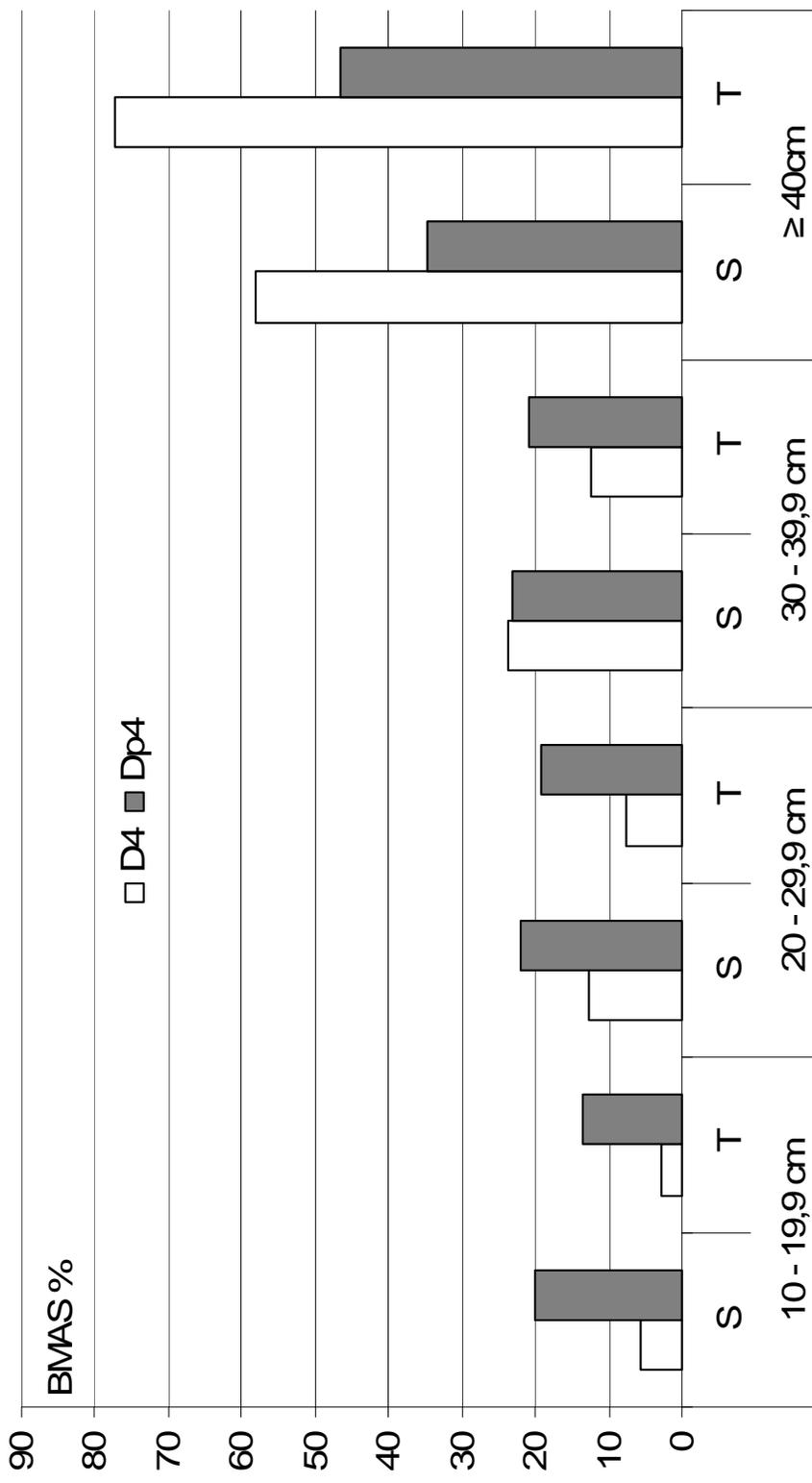


Figura 3.5.16 - Proporção da BMAS por tamanho de fragmento por classe diamétrica (D4 e Dp4 – Tabela 3.5.6. P – Pequeno, M – médio e G – grande)

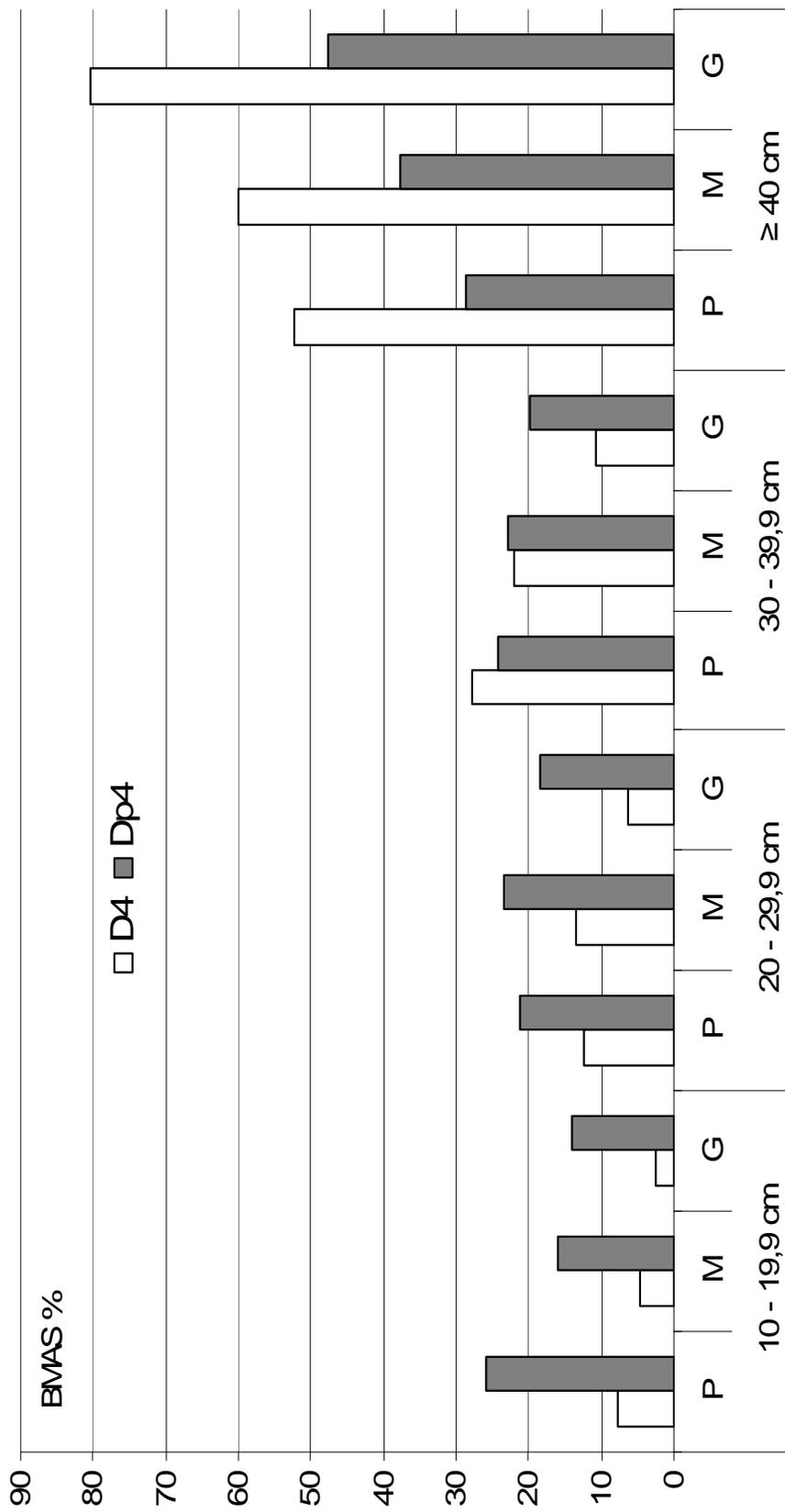


Figura 3.5.17 -. Proporção da BMAS por estágio sucessional por classe diamétrica (D4 e Dp4 – Tabela 3.5.6. S - secundário, T – maduro)

Deve-se considerar que medições incorrem em diversos tipos de erros desde a alocação da fita métrica genericamente acima das sapopemas de algumas grandes árvores, até equações realizadas em indivíduos perfeitos de espécies que frequentemente se apresentam defeituosos (CLARK & CLARK, 2000). Esses autores encontraram variações de 100 Mg.ha^{-1} em uma amostra de floresta tropical na Costa Rica, demonstrando a repercussão do erro de procedimentos, como também das variações de densidade de indivíduos de acordo com a posição topográfica, causando variações de até 41 % nas estimativas, o que exige uma distribuição adequada de parcelas.

As principais fontes de erro decorrem de diferenças em relação a origem das equações e da representatividade das grandes árvores em suas respectivas amostras (CHAVE et al. 2001; CAIRNS et al. 2003), e repercutem na distribuição diamétrica das razões entre maiores e menores estimativas de BMAS (Figuras 3.5.7 até 3.5.10). Na classe diamétrica de 10 a 19,9 cm, Vendaval apresentou as maiores razões entre estimativas, já na classe posterior (20 a 29,9 cm) Estreito apresentou os maiores valores secundado pelos fragmentos maduros da Rebio União.

Embora a fragmentação em si não cause a formação de uma floresta secundária típica (*sensu* FINEGAN, 1988), os fragmentos pequenos e médios apresentam características de florestas secundárias pela menor DEM, maior proporção de espécies secundárias, menor biomassa das maiores classes diamétricas em relação aos fragmentos maduros como os da Rebio União. Logo, a fragmentação ocorrida na Baixada Litorânea Fluminense produziu grupos de pequenos e médios fragmentos com aspectos de composição e estrutura que determinam menores valores de BMAS.

Concentrações e estoques de nutrientes arbóreos na APA Rio São João.

As concentrações de nutrientes encontradas na biomassa arbórea (Tabela 3.5.2) apresentam uma distribuição idêntica a de diversos ecossistemas da faixa tropical e temperada ($N > Ca > K > Mg > P$) e também entre os valores de outras florestas tropicais (Tabela 3.1.2) apesar das diferenças entre classes de tamanho e de estágio sucessional dos fragmentos.

A menor concentração de Mg nos fragmentos maduros (Tabela 3.5.2) está de acordo com Johnson et al. (2001) e Martinelli et al. (2000), inclusive em relação a

igualdade estatística de Ca e P. Assim como a tendência da redução dos teores desses nutrientes, numa cronosequência sucessional de florestas de terra firme por Feldpausch et al. (2004). Apesar da aproximação de resultados com os três estudos citados (todos na Amazônia), houve contrasta quanto à concentração de K que aqui foi significativamente maior nos fragmentos secundários e médios e de N que não registrou variação significativa (Tabela 3.5.2).

A análise de agrupamentos, formados com elevado grau de significância (Tabela 3.5.7) reunindo as médias de nutrientes e DEM por parcela permitiu reconhecer tres grupos (Figura 3.5.18). Formou-se um grupo denominado Amplo, que reúne as parcelas dos fragmentos Rio Vermelho, Imbaú, Sitio do Professor, Andorinhas e duas da RB2300. Esse grupo se caracteriza por teores médios de N, baixo em P, mas é o que apresenta os teores médios mais altos de Mg da amostra (Tabela 3.5.6). O grupo Reb-Vend, formado exclusivamente por parcelas da Reserva União e do fragmento Vendaval, se destaca dos demais pela médias significativamente mais altas de N, de K e de DEM. Já o Grupo Estreito, que reúne exclusivamente as parcelas do fragmento de mesmo nome se distancia dos demais pela mais alta concentração de P, mas a menor de N (Tabela 3.5.6).

Tabela 3.5.7 – Autovalor, proporção da variação total e significância dos componentes principais reunindo a variação das concentrações de nutrientes e DEM de nove fragmentos florestais da APA Rio São João.

Componente Principal	Autovalor	Proporção	Pr > F
1	12,7	0,62	< 0,0001
2	7,48	0,37	< 0,0001

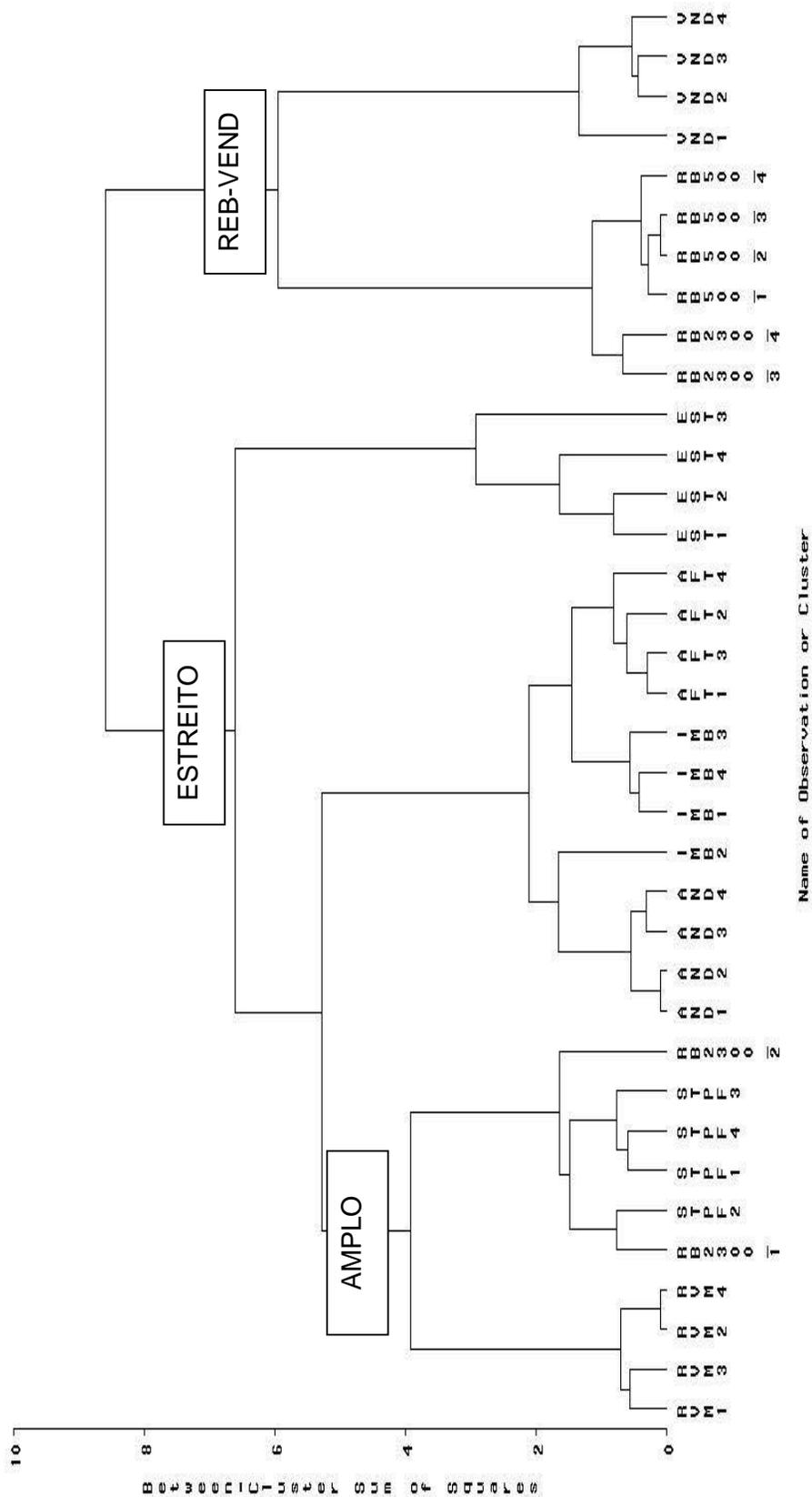
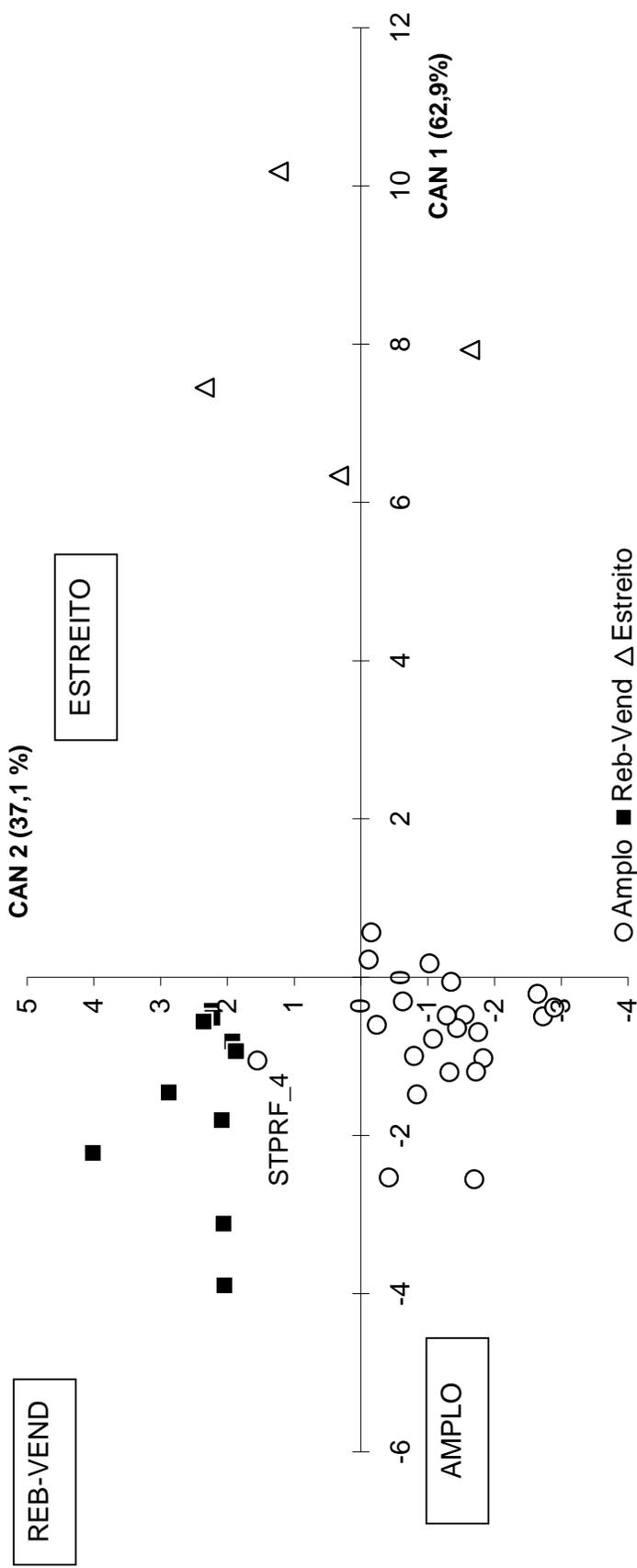


Figura 3.5.18. Dendrograma discriminando as parcelas dos fragmentos por grupos de similaridade (Clusters). Grupos: Amplo – reúne parcelas do maior nº de fragmentos; Estreito – reúne apenas parcelas de Estreito; REB – VEND – reúne parcelas da Reserva União (RB500 e RB2300) e do fragmento Vendaval.



Os grupos formados não sugerem um padrão claro por efeito de tamanho ou de sucessão, porque o grupo Amplo reúne parcelas de grandes, médios e pequenos, maduros e secundários. Já o Reb-Vend reúne parcelas de fragmentos extremos, representados pelos maduros e grandes da Reserva União e do pequeno Vendaval, cuja estrutura é próxima ao estágio inicial de sucessão ($13 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$; Tabela 3.5.1; Figuras 3.5.16 e 3.5.17).

O grupo Estreito isolou-se de todos demais, sugerindo que neste ecossistema há aspectos nutricionais específicos pois trata-se de um sítio diferenciado de toda a amostra com o único solo hidromórfico e o de melhor fertilidade. Esse dado sugere que o solo está, de alguma forma, relacionado com as concentrações de nutrientes da madeira, pelo menos de P, cuja concentração foi significativamente mais alta nesse fragmento (Tabela 3.5.2).

O estudo das possíveis relações entre biomassa e solo apresentam sérios problemas de colinearidade, porque diversos fatores edáficos são correlacionados entre si, como ocorre com a redução da disponibilidade de P em pH abaixo de 5,5 e ainda, com C orgânico e Al (SOLLINS et al. 1998). Além disso, as amostras podem não representar a amplitude de variação local, especialmente em relação aos fatores-chave em solos tropicais como N, P, Al, capacidade de retenção de umidade e os cátions trocáveis, dificultando o estabelecimento de relações de causa e efeito (TANNER et al. 1998, SOLLINS et al. 1998).

Anderson & Spencer (1991) e Vitousek & Sanford (1986) indicam que, apenas em condições extremas, o solo poderia ser relevante para a variação de biomassa de florestas tropicais. Mesmo assim, há ainda as associações com fungos micorrízicos arbusculares, que aumentam a capacidade de absorção de nutrientes tendo-se verificado elevada colonização em 90% das espécies de um fragmento da Floresta Semidecídua Montana de Minas Gerais (CARNEIRO et al. 1998)

Solos de elevada saturação de alumínio e distrofia podem representar condições nutricionais extremas, como observaram Laurance et al. (1999). Esses autores, em análise da relação entre solo e biomassa de um conjunto de fragmentos florestais de terra firme próximos à Manaus, concluíram que variáveis do solo podem contribuir com até 1/3 da variação da biomassa.

No caso presente, a sucessão gerou diferenças significativas de biomassa (Figuras 3.5.2, 3.5.4 e 3.5.6). Com isso, há um viés porque os dois fragmentos da

Rebio União tem maior estrutura, mas os solos são ácidos e distróficos (Cap. 2), enquanto os fragmentos Estreito e Afetiva, que são pequenos e de menor BMAS apresentam solos de fertilidade mais elevada e por isso a correlação com nutrientes e alumínio teve o sentido positivo entre Al e biomassa (Tabelas 3.5.2 e 3.5.3), ao contrário do obtido por Laurance et al. (1999).

É consenso que em solos de fertilidade mais elevada obtenha-se maiores quantitativos de ciclagem de nutrientes na biomassa florestal (SOLLINS *et al.* 1988, BURNHAM, 1989, SOLLINS, 1989,), com reflexos nos teores de nutrientes da vegetação conforme observado entre vegetação de várzea e de terra firme da Amazônia (MARTINELLI *et al.* 2000). Nos solos forestais aqui estudados, há maior disponibilidade de nutrientes em Estreito em relação aos demais (Tabela 2.5.4). Entretanto, essa diferença refletiu-se somente nos teores de P que foi, neste fragmento, significativamente maior entre as médias de todos os demais fragmentos, à ponto de se refletir na média significativamente mais elevada dos pequenos fragmentos (Tabela 3.5.2). O contrário foi observado com os teores Ca e Mg, tendo-se encontrado teores mais altos desses nutrientes na biomassa arbórea de Rio Vermelho e Vendaval.

A maior diversidade florística dos fragmentos da Rebio União, pode refletir o ambiente de maior competição interespecífica (GRIMME 1977), a demandar maior eficiência nutricional dos indivíduos (Tabela 3.5.2). Já na Costa Rica, em florestas úmidas nubladas Baixo Montanas, não se evidenciaram diferenças significativas entre os teores de nutrientes do lenho arbóreo entre florestas secundárias e primárias, exceto uma tendência destas últimas a apresentar teores de N e de Ca (NADKARNY *et al.* 2004).

A variável composição florística entre tamanhos e estádios sucessionais, podem explicar as significativas diferenças nas concentrações de Ca e K entre os grupos de fragmentos (Tabela 3.5.2). Em Rondônia (Amazônia Ocidental), Martinelli *et al.* (2000) somente encontraram variações significativas nos teores de N entre as diversas taxa em área de floresta primária sob extração madeireira. Já o histórico de perturbação da planície costeira fluminense é mais intensa e mais antiga (DEAN, 1996) o que pode gerar uma seleção de populações adaptadas às condições de degradação mais intensas ou, com demandas nutricionais acordes com as altas taxas de crescimento que se espera nas florestas secundárias.

Os estoques de nutrientes (Figuras 3.5.12 até 3.5.15) são próximos aos obtidos em outras florestas tropicais e subtropicais (SON et al. 2004; MARTINELLI et al. 2000). Sendo esse o produto entre teores e BMAS, obteve-se os maiores estoques de N, P e Mg nos fragmentos maduros do que nos secundários (Figuras 3.5.12 e 3.5.14). Já a igualdade estatística nos estoques de K (Figuras 3.5.13 e 3.5.15) indica que apesar da maiores BMAS dos maduros, o teor mais elevado nos fragmentos em estágio intermediário suplanta a relação de massa. O mesmo se observou com o estoque de Ca, porque os pequenos, também intermediários, apresentaram maiores teores desse nutriente, igualando os estoques com os avançados.

Em florestas jovens os estoques de nutrientes se aproximam aos das florestas primárias devido as maiores concentrações de nutrientes das espécies pioneiras, dada a alta proporção de tecidos ricos em nutrientes como a folhagem (VITOUSEK & REINERS, 1975; UHL & JORDAN, 1984) Buschbacher et al. (1988) em pastos abandonados do Pará, encontraram teores mais altos de nutrientes em florestas secundárias do que nas primárias.

O suprimento de nutrientes necessários ao desenvolvimento das plantas depende das suas respectivas disponibilidades e balanços no solo. Nesse sentido, a fertilidade deve representar um papel importante no crescimento florestal (LAURANCE et al. 1999), como parecem sinalizar as correlações significativas entre BMAS e os teores de N (diretamente) e Mg (inversamente) da biomassa (Anexo A7).

Neste estudo de correlação entre variáveis edáficas e dos nutrientes arbóreos (restrito aos fragmentos grandes e pequenos, vide área de estudo Cap. 1, pag. 21), os coeficiente obtidos (Tabela 3.5.5), se aproximam do observado entre teores foliares e solo na Ásia em florestas pre-montanas (WU et al. 2007), exceto pelo sinal negativo entre N da biomassa em relação a pH e em relação a K aqui obtidos, mas foi idêntico ao antagonismo de Al do solo com P e com K da biomassa verificado em outras florestas tropicais da Ásia por Osaki et al. (2003).

Portanto, é possível que as taxas de absorção de nutrientes-chave, dependam da disponibilidade de N, como indica a correlação positiva entre os teores de N do solo e os teores de P, K e Mg da biomassa, além do balanço entre nutrientes, como sugerem as correlações significativas entre a razão C:N do solo e os teores de macronutrientes da biomassa (Tabela 3.5.5). Uma hipótese para os mais baixos teores de P, K e Ca, da biomassa, em fragmentos maduros, pode ser a

possível defesa contra herbivoria em ambiente de recursos escassos (COLEY & BARONE, 1996).

Espécies pioneiras e secundárias iniciais são adaptadas a distrofia do solo, porque apresentam mecanismos de ciclagem de nutrientes que permitem o rápido crescimento, mesmo em solos inférteis (JORDAN, 1989). Entretanto tendem a responder a maior disponibilidade de nutrientes. Já espécies de crescimento lento, adaptadas a solos distróficos tendem a apresentar respostas limitadas de acordo com Lambers & Poorter, (1992).

Teste de hipótese sobre a resposta diferenciada entre espécies de grupos sucessionais distintos foi realizado por Silva et al. (1997), Furtini Neto et al. (1999) e Resende et al. (2000) em casa de vegetação com espécies da Mata Atlântica. Obtiveram respostas significativas à adição de P no grupo das pioneiras (*Lithraea molleoides*, *Piptadenia gonoacantha*, *Schinus terebinthifolius*, *Mimosa caesalpiniaefolia* e *Sesbania virgata*); já as do grupo climácicas (*Hymenaea ourbaril*, *Calophyllum brasiliensis*, *Tabebuia serratifolia* e *Myroxylon peruiferum*) apresentaram respostas mínimas e menores taxas de crescimento. Craven et al. (2007) em solo tropical de alta fertilidade no México, verificou o crescimento de pioneiras fortemente correlacionado com a disponibilidade de nutrientes e precipitação.

Portanto, o solo parece influenciar em alguma medida as concentrações de diversos nutrientes da biomassa, mas essa influência pode também estar relacionada a possíveis padrões decorrentes do temperamento sucessional das populações arbóreas presentes.

3.7 - CONCLUSÃO

As equações alométricas que estimaram as BMAS dos fragmentos, dentro de valores próximos aos obtidos em outras florestas de estruturas relativamente próximas em termos de área basal foram:

$\text{LnPS} = -6,80 + 3,77 \cdot \text{Ln D}$ (BURGER, 2005), com a qual se obteve estimativas de BMAS no fragmentos pequenos, médios e grandes, respectivamente: cerca de $105 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, $220 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ e $480 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$

$\text{LnPS} = -1,4702 + 2,445 \text{ Ln (D)} + 0,722p$ (NELSON et al. 1999), que gerou estimativas para os fragmentos pequenos, médios e grandes, respectivamente de cerca de $280 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, $350 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ e $400 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$

Os principais parâmetros estruturais influentes na biomassa verificados nos menores fragmentos foram a menor proporção de grandes árvores ($DAP \geq 45$ cm) e as médias mais reduzidas de densidade específica da madeira. Em consequência as menores médias de BMAS foram observados nos menores fragmentos confirmando a hipótese da diminuição da BMAS pelo processo de redução de tamanho que acompanha o processo de fragmentação. Entretanto as médias estruturais e de biomassa encontradas no grande fragmento Rio Vermelho, semelhantes ao médios e pequenos, indicam que o estágio sucessional deve preponderar em relação ao tamanho do fragmento em termos de biomassa.

Os fragmentos menores apresentaram concentrações mais elevadas de P e de Ca na biomassa arbórea, mas a maior biomassa dos fragmentos sucessionalmente avançados (RB500 e RB2300) resultou em maiores estoques de P dos fragmentos, na afetando apenas os estoques de Ca.

A diferença não significativa nos teores N, K e Mg resultou em maiores estoques desses nutrientes naqueles fragmentos de maior biomassa. Os menores fragmentos, embora apresentassem teores mais altos de P, por efeito da biomassa significativamente menor apresentaram menores estoques desse nutriente em relação aos fragmentos grandes e sucessionalmente mais avançados, referendando a hipótese dos menores estoques desses nutrientes nos menores remanescentes.

CAPÍTULO 4

BIOMASSA RADICULAR FINA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA NA APA RIO SÃO JOÃO

4.1 – INTRODUÇÃO

O crescente interesse em quantificar com maior precisão a economia de C (HOUGHTON, 2007) no que diz respeito às estimativas atuais de biomassa florestal, é dificultada pela escassez de estudos dos sistemas radiculares em ecossistemas tropicais (GOWER, 2003). As dificuldades para a geração de dados empíricos da biomassa hipógea decorrem dos altos custos e esforços manuais para a obtenção, manipulação de amostras e para a obtenção de imagens de alta resolução (BÖHM, 1979, BAKKER, 1999; SIERRA et al. 2007).

Estimativas globais utilizam um valor geral de 20% da parte aérea para quantificar a biomassa radicular nas florestas tropicais (HOUGHTON, 2005) apesar da grande variação desta ante fatores do solo, da serapilheira e do clima (SILVER et al. 2001; RASSE, 2002). Uma medida do possível nível de erro das estimativas recentes de biomassa radicular é dada por Mokany (2005) em uma revisão sobre o assunto que no trópico úmido a biomassa radicular deve se situar entre 29 e 55% da biomassa florestal, bem acima das estimativas atuais e do estudo anterior de Cairns et al. (1997), que indicou o valor de 26%.

A biomassa radicular varia de acordo com a temperatura e a umidade do solo, disponibilidade de nutrientes, interações com outros organismos, regime climático (Bisbee et al. 2003) e distúrbios antrópicos de mudanças no uso da terra (Silver et al. 2005) entre os mais importantes. A profundidade de enraizamento nas florestas é usualmente maior nos climas secos e solos arenosos (Schenk & Jackson, 2002; Yamada et al. 2005), onde as raízes são mais finas e longas (Markesteyn & Poorter, 2009), dotando-as de uma estratégia de conservação e não de aquisição de recursos, como ocorre nas florestas úmidas.

Uma importante razão para a calibração das estimativas da biomassa radicular está relacionada a contribuição destas para a respiração do solo, da qual pelo menos a metade se constitui de CO₂ radicular (HANSON et al. 2000), sendo este um dos principais processos de emissão de C em escala global (VOGT et al.

1996; GOWER, 2003). Somente a fração fina das raízes (diâmetro ≤ 2 mm) corresponde a cerca de um terço da produção primária líquida (PPL) dos ecossistemas florestais, o que se deve a vida curta e a rápida reposição de sua biomassa (Jackson et al. 1997). Outros estudos indicam valores de até 50% (Keyes & Grier, 1981; Burke & Raynal, 1994; Fahey & Hughes, 1994).

As hipóteses centrais sobre os efeitos da maior disponibilidade de recursos do solo sobre a morfologia e a biomassa radicular são basicamente três (ROBINSON, 1994): (i) aumento da densidade de raízes, (ii) aumento da proporção de raízes finas no sistema radicular como um todo e (iii) aumento das taxas de renovação de raízes. Portanto, o desenvolvimento prolífico de raízes em resposta a mais alta oferta de nutrientes e menor desenvolvimento sob distrofia, pode ocorrer em porções do solo eventualmente mais ricas (CUEVAS & MEDINA, 1988, PREGITZER et al. 1993; CAIN, 1994; CALDWELL, 1994; EINSMANN et al. 1999; BLAIR & PERFECTO, 2001; METCALFE et al. 2008),

Os estudos sobre a otimização da alocação de C entre os compartimentos acima e abaixo do solo (HOF et al. 1990; GOWER et al. 1992; GIARDINA et al. 2003), tem servido para esclarecer a distribuição de C ante a maior limitação de recursos. Há uma tendência de promover a maior alocação proporcional nos compartimentos hipógeos, tanto em florestas tropicais, como em temperadas ante a escassez de água e nutrientes (NADELHOFFER et al. 1985; CRICK & GRIME, 1987; GOWER, 1987; RAICH & NADELHOFFER, 1989; JACKSON & CALDWELL, 1992; NADELHOFFER & RAICH, 1992; ROBINSON, 1994; SILVER et al. 2000; SPELETTA & CLARK, 2007).

A questão é complexa, porque a condição nutricional do solo pode influir na qualidade da raízes através da alternativa fisiológica apontada por Crick & Grime (1987), entre o maior custo energético das muitas raízes novas e efêmeras em solos férteis do que o das longevas, mais adaptadas à competição em solos de acentuada distrofia (HAYNES, 1980; KELTJENS, 1995; MARSCHNER, 1995).

Cabe considerar que a maior superfície ou biomassa radicular não necessariamente implica na capacidade de alocar raízes em sítios ricos de nutrientes, mas pode haver uma troca entre a capacidade de explorar grandes volumes de solo e a de explorar sítios mais ricos com menos consumo de C (CAMPBELL et al 1991; GRIME, 1974 e 1977). Nesse caso, espécies com mais enzimas de transporte de nutrientes por área de superfície radicular, maior afinidade

enzima-íon, e a maior capacidade de reduzir concentração excessiva dos nutrientes estará em vantagem competitiva em relação as demais (CAMPBELL et al 1991),

O baixo suprimento de nutrientes também aumenta a proporção de carboidratos consumidos nas raízes. Em níveis mais altos de oferta de nutrientes as plantas respiram até 40% do carboidrato enviado às raízes. Em condições de alta diluição de nutrientes esse valor pode chegar a 60% (WERF & NAGEL, 1996), pois aumenta o consumo de energia para a absorção de nutrientes, contra o gradiente de concentração da solução do solo. Estudos mais recentes indicam valores entre 30 e 80% (HANSON et al. 2000).

Um efeito próprio da fragmentação sobre a fisiologia do ecossistema florestal, deriva da maior quantidade de árvores de espécies secundárias jovens que alocam mais carboidratos nas raízes para assegurar a energia metabólica necessária para a absorção de nutrientes, de acordo com as demandas do rápido crescimento, ao contrário dos indivíduos mais velhos que consomem mais C na respiração de manutenção. De acordo com Lambers et al. (1998) isto se deve primariamente ao papel crescente da respiração de manutenção, em relação a do crescimento à medida que a planta envelhece.

O impacto de variações na biomassa radicular fina sobre os ecossistemas terrestres é considerável, já que as plantas provêm a energia para o metabolismo microbiano através de exsudados, descarte de células e a decomposição de raízes (NEUMANN & ROMHELD 2001). Portanto, a fisiologia das raízes finas, desde a bioquímica celular até o crescimento e morte, detém parte do controle sobre a bioquímica dos ecossistemas, porque podem limitar e ampliar os limites dos ciclos de C e de N, entre os nutrientes de origem estritamente biológica (PREGITZER et al. 2007).

Sob restrições nutricionais certas características das plantas passam a influenciar significativamente a capacidade de capturar nutrientes através dos efeitos da exsudação radicular (POOTER et al. 2003), especificidades da rizosfera (SCHENK, 2002) e da qualidade da serapilheira (VITOUSEK & WALKER al. 1997).

As plantas podem criar mecanismos de retroalimentação de nutrientes porque diferem nas taxas de reposição de C e na capacidade de competição com a demanda microbiana por nutrientes. (KANDELER et al. 2002; PHILIPPOT et al. 2009). Este é um dos fatores com o que a diversidade de espécies vegetais pode

contribuir mais para a ciclagem de nutrientes do que fatores abióticos (HOBBIE, 1992), já que a exudação radicular de C é diferenciada entre as espécies.

Os vários efeitos dos exudados sobre os nutrientes do solo ocorre devido as distintas recalcitrâncias de compostos de C (fenóis, ligninas, entre outras), que aportam na rizosfera tanto através da serapilheira foliar como pela exsudação (JONES et al 2004, WARDLE et al. 2004, HINSINGER, 2009).

Aumentar a base de dados relacionando biomassa radicular fina (BRT) e fatores ambientais, é útil para a acurácia de modelos preditivos da biomassa florestal nos trópicos, pois é a região de maior proporção de florestas naturais do planeta (HOUGHTON, 2007), bem como permite avaliar melhor o efeito da sucessão e da fragmentação sobre os compartimentos hipógeos em ambientes degradados em sua composição florística, como a Mata Atlântica (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000; SOS MATA ATLÂNTICA, 2008).

Há volume de informação em termos de biomassa, dinâmica de crescimento e fluxo de gases relacionados às raízes finas em ecossistemas florestais tropicais da Amazônia e na América Central (KLINGE, 1973; SANFORD, 1985; GOWER, 1987; BERISH & EWEL, 1988; CAVELIER, 1992; NEUMANN & ROMHELD, 2001; SILVER & MYA, 2001; GIARDINA et al. 2004; SAYER et al. 2006; LUIZÃO et al. 2007), mas somente um único registro em Mata Atlântica (KINDEL & GARAY, 2001)

4.2 - OBJETIVO

Quantificar e comparar a biomassa de raízes finas (> 2 mm) e estoques de macronutrientes da biomassa radicular e investigar sua relação com variáveis do solo, da estrutura arbórea e da serapilheira em fragmentos de diferentes tamanhos na APA Rio São João.

Específicos

A - Estimar e comparar teores e estoques de biomassa e macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) das raízes finas de seis fragmentos florestais da APA Rio São João agrupando-os por classe de tamanho.

B – Avaliar e comparar os efeitos de variáveis do solo (pH, alumínio trocável, textura, densidade e os totais de C, N, P, K, Ca e Mg), estrutura e da quantidade

de serapilheira sobre a biomassa radicular fina de seis fragmentos florestais de diferentes tamanhos.

4.3 - HIPÓTESE:

A fragmentação, expressa pela comparação de fragmentos de diversos tamanhos, afeta os teores e estoques da biomassa radicular fina e os respectivos teores de nutrientes.

4.4 – MATERIAL E MÉTODOS

As coletas de raízes foram realizadas nos fragmentos grandes (RB2300, RB500 e Rio Vermelho) e pequenos (Afetiva, Estreito e Vendaval) conforme descrição de área de estudo (Cap. 1). Em cada fragmento foram alocadas, aleatoriamente sobre coordenadas em mapa, quatro parcelas, sendo de 20 x 20 m nos pequenos e de 20 x 50 m nos maiores. Para essa coleta 12 pontos foram selecionados ao azar em mapa, evitando-se grandes árvores por pelo menos um metro para evitar raízes grossas. O total de amostras coletadas em cada um dos seis fragmentos estudados foi de 48 por fragmento. estação⁻¹ no período de seca (25/07/2005 – 05/08/2005) e de chuvas (30/01/2006 – 08/02/2006).

As raízes foram coletadas no volume de solo obtido com cilindro de aço (diâmetro interno de 5 cm) conectado a um trado (SOMMER et al. 2000; OSTERTAG, 2001; SATOMURA et al; 2003), na profundidade de 10 cm. Portanto, o volume de cada amostra foi de 196,35 cm³. O volume da amostra foi extrapolado por regra de três aquela correspondente a 100 dm³ que corresponde ao volume de solo de 1m² x 10 cm de profundidade.

Doze amostras foram coletadas em cada uma das quatro parcelas utilizadas para os estudos de biomassa (Cap. 3) dos seis fragmentos. As coletas foram realizadas no período seco (25/07/2005 – 05/08/2005) e no chuvoso (30/01/2006 – 08/02/2006). Portanto em cada fragmento foram 48 amostras em cada estação.

As amostras vindas do campo foram armazenadas em congelador (até o máximo de 45 dias) até serem lavadas em água corrente através de peneiras (mesh = 2 mm), e secas à 60°C até peso constante, no laboratório da Embrapa Solos para a

mensuração do peso seco à precisão de 0,001g. As raízes lavadas foram digitalizadas em *Scanner*, sendo as imagens submetidas ao programa QuantRoot, para quantificar a área da superfície radicular por contagem digital de *pixels* adaptado de Amaral (2002).

As raízes vivas foram diferenciadas das mortas por aspectos físicos de rigidez, cor e resiliência de acordo com Vogt & Persson, (1991). Raízes mortas foram descartadas. As variáveis mensuradas foram Biomassa Radicular Total (BRT – peso seco g.100 dm⁻³ de solo), Superfície Radicular Total (SRT – cm².100 dm⁻³ de solo) e Densidade Radicular Específica (DRE – g.m⁻² de raiz).

ANÁLISES QUÍMICAS

Após a mensuração do peso seco as raízes foram trituradas para análise química, formando-se 4 amostras compostas de cada parcela. Cada uma conteve as raízes de três amostras aleatoriamente escolhidas e misturadas da mesma parcela. As análises foram realizadas nos laboratórios da Embrapa Solos e descritos em detalhe por Carmo et al. (2000). Sucinamente: N total foi determinado por solubilização úmida, seguida por destilação a vapor e titulação para a quantificação do NH₄, a determinação de P se fez através de espectrometria com amarelo de vanadato, K através de espectrometria de chama de emissão, já Ca e Mg por espectrometria de emissão atômica com indução de plasma.

ANÁLISE DE DADOS

A detecção de diferenças entre os fragmentos se fez pelo delineamento hierarquizado (*Nested Design*), tendo o local como variável fixa e a parcela como variável aleatória. A comparação entre as médias dos grupos de tamanho ou de época, tanto para as variáveis do solo como as radiculares se fizeram pelo Teste T, considerando-se eventuais diferenças de variância.

As relações entre as variáveis radiculares e as do solo, ou entre si foram avaliadas através de coeficientes de correlação de *Pearson*, utilizando-se as médias por parcela. Embora não se tenha obtido variação significativa entre as estações utilizaram-se as médias das variáveis do solo por cada estação. Os dados foram transformados em base logarítmica natural quando necessário para aproximar à

distribuição normal. A análise estatística de dados foi realizada com uso do software comercial SAS Windows 9.1.3 de acordo com SAS Institute Inc (1999).

4.5 – RESULTADOS

O tamanho do fragmento e o estágio sucessional não geraram diferenças estatísticas em quaisquer das estações de coleta das amostras sobre as médias de biomassa radicular total (BRT) e de superfície radicular total (SRT), mas, a densidade radicular específica (DRE) foi maior nos fragmentos sucessionalmente avançados no período de chuvas (Tabela 4.5.1). Nos grandes fragmentos registraram-se médias significativamente mais altas de BRT no período chuvoso, o mesmo se dando no grupo de fragmentos secundários, mas não houve variação estatisticamente significativa de DRE em resposta às chuvas em quaisquer dos grupos de tamanho ou estágio sucessional formados.

A comparação entre os 6 fragmentos, indicou que dois dos pequenos, Afetiva e Estreito apresentaram as médias mais altas de BRT no período seco enquanto que Estreito apresentou a maior média no período chuvoso (Tabela 4.5.1). O fragmento RB2300 apresentou média de SRT significativamente inferior aos demais no período seco, já no chuvoso, além de RB2300, também Afetiva e Vendaval, apresentaram médias inferiores à RRB500 e Estreito. As médias de DRE obtidas no período seco, indicaram que Afetiva foi inferior à todos os grandes fragmentos e também em relação à Estreito, mas no período chuvoso foi significativamente inferior a todos.

As correlações entre as variáveis radiculares e os parâmetros físicos de solo indicaram que somente a fração granulométrica silte apresentou coeficiente de correlação significativo no período seco, sendo positivamente em relação a BRT (Tabela 4.5.2). Já no período chuvoso areia fina apresentou coeficiente significativo e positivo em relação a BRT e SRT. Em relação à média anual somente a correlação significativa e positiva entre areia fina e BRT foi encontrada. Relativos aos fatores estruturais da floresta, área basal, DEM e serapilheira não apresentaram correlação significativa com as raízes, mas houve uma tendência da serapilheira reduzir BRT no período seco ($r = -0,39$; $p = 0,053$).

Com relação às variáveis químicas do solo (Tabela 4.5.2), no período seco foram encontradas correlações significativas e positivas entre BRT e pH, Ca + Mg, K e P. Somente C gerou coeficientes significativo com relação a SRT sendo de sinal

positivo, enquanto DRE não gerou coeficientes significativos com parâmetros químicos nessa época. No período de chuvas, não foram observados coeficientes significativos entre as variáveis radiculares e químicas do solo. Já na média anual foram significativos e positivos os coeficientes de correlação obtidos com Ca + Mg, K e P em relação à BRT, com C e N em relação a SRT, mas negativos e significativos entre C, C:N e DRE.

A qualidade da biomassa radicular fina foi avaliada quanto às concentrações dos nutrientes (Tabelas 4.5.3 e 4.5.4), mas somente ¹P-rz e Mg-rz apresentaram variação significativa de médias entre as classes de tamanho, tendo sido significativamente maior nos pequenos fragmentos nas duas estações. Por outro lado, a comparação entre estádios sucessionais, indicou médias mais altas nos teores de N-rz nos fragmentos maduros no período das chuvas, e de P-rz nos secundários nas duas estações.

Não se detectou efeito da estação sobre as concentrações de N entre grupos de tamanho, já nos secundários registrou-se maior concentração desse elemento no período seco. Comparando os seis fragmentos houve queda nos teores de N em Rio Vermelho no período chuvoso e aumento em RB2300. Quanto aos teores de P-rz, somente em RB2300 houve aumento significativo no período chuvoso.

O fragmento Rebio2300 apresentou a menor média do teor de N-rz no período seco, igualando-se somente a Vendaval, cujo valor foi similar aos demais (Tabela 4.5.3). No chuvoso, Vendaval e Rio Vermelho apresentaram médias significativamente menores que aos demais. Estreito apresentou as médias mais altas de P-rz nas duas épocas, sendo igualado somente por Afetiva no período chuvoso. Rio Vermelho apresentou as menores concentrações de P-rz nas duas épocas, sendo que no chuvoso igualou-se somente a Afetiva. Os fragmentos grandes e maduros não diferiram dos demais quanto aos teores de Mg-rz, assim como não se detectou efeito da estação sobre os grupos de tamanho ou de sucessão (Tabela 4.5.4). Entre os fragmentos Estreito e Afetiva estão entre os de maiores teores nos dois períodos enquanto RB2300 e Rio Vermelho, ao contrário apresentaram médias entre as menores. O efeito da estação somente foi detectado em RB2300, no sentido da média significativamente mais alta durante as chuvas.

Os teores médios de K-rz não variaram entre os grupos de fragmentos, tanto

¹ Referir-se-á aos teores de nutrientes radiculares com a adição de -rz para simplificar a redação

entre tamanhos como entre estádios sucessionais ou em relação a estação (Tabela 4.5.3). As médias dos teores de K-rz obtidos em RB500, Vendaval e Estreito foram as mais altas do período seco e a de Rio Vermelho foi a menor. No período de chuvas RB2300 registrou a média mais destacada, enquanto Rio Vermelho e RB500 apresentaram as menores.

Os teores de Ca-rz não foram diferentes entre as classes de tamanho ou estágio sucessional, como igualmente não se observou efeito da estação, inclusive em relação aos fragmentos individualmente (Tabela 4.5.4). Já os teores de Mg-rz foram mais altos nos fragmentos pequenos nas duas épocas, enquanto que os secundários foram superiores somente no período seco. Já entre os fragmentos, Estreito apresentou médias significativamente mais altas de Ca-rz nos dois períodos. Quanto a Mg-rz destacaram-se Estreito e Afetiva com as médias mais elevadas no período seco. Já no período das chuvas igualaram-se somente a RB500. Rio Vermelho apresentou as menores concentrações de Mg-rz nas duas épocas.

O estoque de um determinado nutriente reflete o produto da biomassa radicular pelo seu respectivo teor. Desse modo os estoques médios de N-rz não variaram significativamente entre grupos de tamanho, estágio sucessional nas duas épocas, bem como não se detectou efeito da estação em relação aos grupos de fragmentos (Tabela 4.5.5). Mas ao avaliá-los individualmente, verificou-se que Estreito apresentou os teores médios mais elevados nas duas estações, sendo secundado por RB500 Já RB2300 e Vendaval, ao contrário, apresentaram médias entre as menores. O efeito da estação somente foi detectado em Afetiva com o maior estoque de N-rz no período seco.

A variação dos estoques de K-rz não diferiram significativamente entre os grupos de tamanho, de estágio sucessional e em relação ao efeito da estação (Tabela 4.5.5). Os estoques desse nutriente foram maiores em Estreito nas duas épocas, no período chuvoso comparativamente a Vendaval, mas na estiagem igualou-se à Afetiva. Rio Vermelho, Vendaval e RB2300, apresentaram as médias mais baixas do período seco e, no das chuvas, igualaram-se aos demais, tendo sido inferiores somente em relação aos estoques verificados em Estreito.

Os estoques de Ca-rz não apresentaram variação entre os agrupamentos e entre as estações em todos os fragmentos (Tabela 4.5.6). As únicas diferenças significativas detectadas foram as médias mais elevadas de Estreito nos dois períodos. Já em relação aos estoques de Mg-rz, somente no período úmido pode-se

verificar diferença estatística em favor do grupo dos grandes fragmentos ou daqueles em estágio sucessional intermediário.

As correlações entre variáveis dos solos e os teores de nutrientes das raízes, apresentaram vários coeficientes significativos (Tabela 4.5.7). Os coeficientes obtidos na relação com os teores de Al (negativamente) e K (positivamente) no período de chuvas e na média anual foram significativos em relação os teores de P-rz, Ca-rz e Mg-rz, mas o teor de K-rz somente foi significativo em relação a Al. No período de estiagem somente com o teor Ca-rz verificou-se coeficiente relevante relacionado à Al (negativamente) e com K (positivamente). Este último também gerou coeficiente significativo e positivo, com P-rz.

Os coeficientes de correlação entre pH do solo e os teores radiculares de nutrientes foram positivos (Tabela 4.5.7) e incluíram, nas duas estações e na média anual, P-rz e Ca-rz. Com Mg-rz no período de chuvas e na média anual e com K-rz somente no período seco. Outra variável do solo, igualmente importante pela quantidade de coeficientes significativos foi a relação C:N (negativamente) com todos os nutrientes no período de chuvas, com Mg-rz também na média anual e com P-rz, K-rz e Ca-rz na estação de estiagem.

Tabela 4.5.1 – Médias de biomassa (BRT), superfície (SRT) e densidade específica (DRE) radiculares dos fragmentos por estação, tamanho e estágio sucessional de fragmentos florestais na APA do Rio São João (RJ).

Fragmento	BRT (g-raiz. m ⁻² -solo)			SRT (m ² -raiz. m ⁻² -solo)			DRE (g-raiz.m ⁻² -raiz)		
	P. Seco	P. Chuvas	P. Seco	P. Seco	P. Chuvas	P. Seco	P. Seco	P. Chuvas	P. Chuvas
Grande	546 (83)	Ab 713 (234)	Aa 2,69 (0,62)	Ab 3,46 (1,11)	Aa 212 (56,5)	Aa 207 (22,7)	Aa	207 (22,7)	Aa
Pequeno	614 (105)	Aa 697 (157)	Aa 2,94 (0,27)	Ab 3,80 (0,72)	Aa 210 (40,2)	Aa 186 (39,3)	Aa	186 (39,3)	Aa
Avançado	541 (71)	Ab 742 (251)	Aa 2,53 (0,50)	Aa 3,42 (1,12)	Aa 225 (65,3)	Aa 217 (20,6)	Aa	217 (20,6)	Aa
Intermediário	597 (108)	Aa 685 (168)	Aa 2,95 (0,45)	Ab 3,72 (0,86)	Aa 204 (36,8)	Aa 186 (33,0)	Aa	186 (33,0)	Ba
ESTREITO	747 (7)	Ab 935 (74)	Aa 2,95 (0,18)	Ab 4,80 (0,33)	Aa 253 (12,7)	Aa 196 (28,7)	Aa	196 (28,7)	Aba
AFETIVA	650 (63)	Aa 570 (107)	Ba 2,92 (0,44)	Ab 3,59 (0,28)	BCa 226 (36,3)	ABCa 158 (24,9)	ABCa	158 (24,9)	Bb
VENDAVAL	511 (41)	Cb 705 (36)	Ba 2,95 (0,13)	Ab 3,53 (0,79)	BCa 174 (11,2)	Ca 208 (45,2)	Ca	208 (45,2)	ABa
REBIO2300	570 (50)	Bca 578 (28)	Ba 2,32 (0,30)	Ba 2,65 (0,23)	Ca 250 (47,7)	Aba 220 (26,9)	Aba	220 (26,9)	Aa
REBIO500	512 (84)	Cb 906 (274)	Aa 2,74 (0,62)	Aba 4,20 (1,12)	Aba 199 (77,5)	ABCa 215 (15,7)	ABCa	215 (15,7)	Aba
RVERMELHO	555 (117)	Ca 656 (216)	Ba 2,99 (0,80)	Aa 3,53 (1,26)	Bca 188 (23,4)	ABCa 187 (9,3)	ABCa	187 (9,3)	Aba
Média	576 (98)	b 705 (140)	a 2,80 (0,50)	b 3,61 (0,95)	a 212 (48,6)	a 197 (32,4)	a	197 (32,4)	a

Obs. Letras maiúsculas iguais, no sentido das colunas, não diferem estatisticamente ($p=0,05$). Letras minúsculas no sentido das linhas são estatisticamente iguais para a comparação do efeito da época. Fragmentos (ANOVA - Nested/Tukey); Pares (TTest). Desvio Padrão entre parênteses. As médias mais altas por ação do clima em negrito.

Tabela 4.5.2 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre variáveis morfométricas radiculares e variáveis do solo, por estação de fragmentos florestais na APA do Rio São João (RJ).

Variável	Período seco			Período de chuvas			Média anual		
	BRT	SRT	DRE	BRT	SRT	DRE	BRT	SRT	DRE
Área basal	-0,27	-0,19	0,01	0,12	-0,05	0,23	-0,01	-0,08	0,09
DEM	-0,04	0,05	0,12	0,16	0,11	0,35	0,08	0,07	0,20
Serapilheira	-0,39	0,04	-0,29	0,05	0,05	0,11	-0,03	0,16	-0,21
Areia Grossa	-0,253	0,026	-0,171	0,039	-0,081	0,176	-0,082	-0,054	-0,047
Areia Fina	0,096	0,148	-0,076	0,575**	0,426*	0,237	0,601*	0,412	0,07
Silte	0,461*	0,195	0,128	0,135	0,284	-0,203	0,350	0,316	-0,006
Argila	-0,041	-0,186	0,125	-0,335	*0,241	-0,153	-0,343	-0,277	0,019
pH(H ₂ O)	0,441*	0,003	0,266	0,221	0,251	-0,019	0,289	0,114	0,181
Ca + Mg	0,490*	0,100	0,239	0,278	0,276	-0,007	0,528*	0,276	0,216
K	0,674**	0,090	0,377	0,132	0,281	-0,244	0,497*	0,307	0,169
Na	-0,231	0,436*	-0,529	0,379	0,391	-0,020	0,330	0,431*	-0,331
S	0,493	0,111	0,234	0,278	0,2863	-0,017	0,532*	0,286	0,207
Al	-0,362	0,150	-0,339	-0,068	-0,052	-0,09	-0,258	0,053	-0,416
P	0,469*	-0,030	0,323	0,181	0,329	-0,215	0,457*	0,289	0,156
C	0,231	0,479*	-0,177	0,208	0,364	-0,327	0,226	0,504*	-0,486*
N	0,514*	0,347	0,102	0,197	0,419	-0,438	0,395	0,519*	-0,281
C:N	-0,478	0,212	-0,481	0,102	0,060	0,037	-0,197	0,091	-0,434*

BRT (Biomassa Radicular Total - peso seco), SRT (Superfície Radicular Total) e DRE (Densidade Radicular Específica - g.m⁻² de raiz).
 *($p \leq 0,05$); **($p \leq 0,01$);

Tabela 4.5.3 - Teores médios de N, P e K radiculares por época estação, tamanho e estágio sucessional de fragmentos florestais.

Fragmento	N (g.Kg ⁻¹)		P (mg.Kg ⁻¹)		K (g.Kg ⁻¹)	
	P. Seco	P. Chuvas	P. Seco	P. Chuvas	P. Seco	P. Chuvas
Grande	17,0 (2,85)	Aa 17,1 (2,65)	Aa 0,51 (0,10)	Ba 0,58 (0,12)	Ba 0,92 (0,34)	Aa 0,85 (0,68)
Pequeno	16,8 (2,40)	Aa 16,3 (1,79)	Aa 0,81 (0,13)	Aa 0,83 (0,11)	Aa 1,08 (0,25)	Aa 0,74 (0,27)
Maduro	16,0 (2,53)	Aa 18,6 (1,58)	Aa 0,49 (0,12)	Ba 0,60 (0,15)	Ba 1,05 (0,33)	Aa 1,06 (0,74)
Secundário	17,5 (2,56)	Aa 15,7 (1,97)	Ba 0,73 (0,17)	Aa 0,75 (0,16)	Aa 0,97 (0,30)	Aa 0,65 (0,28)
RVERMELHO	19,1 (2,45)	Aa 14,2 (1,74)	Bb 0,54 (0,03)	Da 0,54 (0,01)	Ca 0,67 (0,20)	Ca 0,42 (0,20)
ESTREITO	18,9 (0,24)	Aa 18,3 (0,21)	Aa 0,90 (0,06)	Aa 0,94 (0,07)	Aa 1,23 (0,41)	Aa 1,12 (0,24)
AFETIVA	18,4 (0,97)	Aa 17,0 (1,45)	Aa 0,89 (0,10)	Ba 0,86 (0,09)	Aa 1,12 (0,30)	Aa 0,72 (0,22)
REBIO500	17,8 (1,13)	Aa 18,3 (2,14)	Aa 0,58 (0,08)	Da 0,49 (0,07)	Ca 1,22 (0,37)	Aa 0,41 (0,10)
REBIO2300	14,2 (2,25)	Bb 18,9 (0,97)	Aa 0,41 (0,07)	Eb 0,71 (0,13)	Ba 0,88 (0,18)	BCb 1,72 (0,36)
VENDAVAL	14,2 (1,00)	Ba 14,6 (0,42)	Ba 0,69 (0,07)	Ca 0,73 (0,06)	Ba 0,97 (0,10)	ABCa 0,57 (0,12)
Médias	17,1 (1,34)	a (6,8 (1,15)	a 0,67 (0,07)	a 0,71 (0,07)	a 1,00 (0,26)	a 0,83 (0,21)

Obs. significado das letras na Tabela 4.5.1.

Tabela 4.5.4 – Teores médios de Ca e Mg radiculares por estação, tamanho e estágio sucessional de fragmentos florestais.

Fragmento	Ca (mg.Kg ⁻¹)			Mg (mg.Kg ⁻¹)		
	P. Seco	P. Chuvas	P. Chuvas	P. Seco	P. Chuvas	P. Chuvas
Grande	2,33 (0,54)	Aa 2,25 (0,90)	Aa 1,15 (0,41)	Ba 1,02 (0,35)	Ba	Ba
Pequeno	2,82 (1,78)	Aa 2,94 (2,39)	Aa 1,52 (0,36)	Aa 1,47 (0,54)	Aa	Aa
Avançado	2,52 (0,52)	Aa 2,62 (0,84)	Aa 1,07 (0,41)	Ba 1,05 (0,29)	Ba	Aa
Intermediário	2,57 (1,54)	Aa 2,53 (2,12)	Aa 1,46 (0,37)	Aa 1,32 (0,56)	Aa	Aa
RVERMELHO	1,95 (0,37)	Ba 1,52 (0,51)	Ba 1,31 (0,42)	BCa 0,96 (0,51)	BCa	Ca
ESTREITO	5,13 (3,17)	Aa 5,64 (2,29)	Aa 1,54 (0,74)	Aa 1,91 (0,58)	Aa	Aa
AFETIVA	2,70 (0,87)	Ba 2,92 (2,83)	Ba 1,70 (0,24)	Aa 1,57 (0,66)	Aa	Aba
REBIO500	2,82 (0,51)	Ba 2,13 (0,54)	Ba 1,40 (0,32)	Aba 0,86 (0,12)	Aba	Ca
REBIO2300	2,22 (0,37)	Ba 3,10 (0,85)	Ba 0,75 (0,12)	Cb 1,24 (0,28)	Cb	Bca
VENDAVAL	1,78 (0,60)	Ba 1,62 (0,48)	Ba 1,32 (0,21)	Ba 1,14 (0,18)	Ba	Bca
Médias	2,77 (0,98)	a 2,82 (1,25)	a 1,34 (0,34)	a 1,28 (0,39)	a	a

Entre as variáveis físicas areia grossa apresentou coeficientes significativos e negativos com P-rz e com K-rz n período seco, areia fina, positivamente com Ca-rz nas duas estações, mas não na média anual (Tabela 4.5.7). Silte correlacionou somente com P-rz tendo sido de sinal positivo nas duas estações e na média anual. Argila não gerou coeficientes de correlação significativos.

No período seco a único coeficiente de correlação significativo entre teores de nutriente e variáveis morfométricas foi de BRT (biomassa radicular total) positivamente com P (Tabela 4.5.7). Na estação úmida não se verificaram correlações relevantes, já na média anual DRE (densidade específica da raiz) apresentou correlação significativa e positiva com K-rz e Ca-rz, enquanto SRT (superfície radicular específica) gerou coeficiente significativo e negativo com K-rz.

Tabela 4.5.5 – Estoques médios de N, P e K radiculares dos fragmentos por estação, tamanho e estágio sucessional

Fragmentos	N (g.m^{-2})			P (mg. m^{-2})			K (g. m^{-2})		
	P. Seco	P. Chuvas	P. Seco	P. Seco	P. Chuvas	P. Seco	P. Chuvas	P. Seco	P. Chuvas
Grande	9,3 (2,17)	Aa 12,3 (5,0)	Aa 0,28 (0,07)	Ab 0,40 (0,13)	Ba 0,50 (0,20)	Aa 0,55 (0,37)	Aa		
Pequeno	10,5 (3,06)	Aa 11,4 (3,1)	Aa 0,51 (0,15)	Aa 0,58 (0,18)	Aa 0,67 (0,22)	Aa 0,53 (0,31)	Aa		
Avançado	10,6 (2,86)	Aa 10,8 (3,2)	Aa 0,45 (0,16)	Ab 0,52 (0,19)	Aa 0,58 (0,24)	Aa 0,46 (0,29)	Aa		
Intermediário	8,6 (1,65)	Aa 13,8 (5,2)	Aa 0,27 (0,08)	Ab 0,43 (0,13)	Aa 0,57 (0,21)	Aa 0,69 (0,37)	Aa		
RVERMELHO	10,7 (2,71)	Ba 9,3 (3,1)	Ca 0,30 (0,07)	BCa 0,36 (0,11)	Ba 0,36 (0,05)	Da 0,27 (0,15)	Ba		
ESTREITO	14,1 (0,04)	Aa 17,1 (1,2)	A 0,67 (0,05)	Aa 0,88 (0,14)	Aa 0,92 (0,32)	Aa 1,05 (0,31)	Aa		
AFETIVA	12,0 (1,42)	ABa 9,6 (1,2)	Cb 0,58 (0,10)	Aa 0,49 (0,11)	Ba 0,72 (0,16)	Aba 0,41 (0,15)	Bb		
REBIO500	9,1 (1,50)	BCa 16,8 (6,4)	Ba 0,30 (0,09)	Ba 0,45 (0,18)	Ba 0,65 (0,29)	BCa 0,38 (0,19)	Ba		
REBIO2300	7,3 (0,86)	Cb 10,3 (0,6)	Ca 0,35 (0,04)	Bb 0,52 (0,05)	Ba 0,50 (0,06)	CDa 0,40 (0,07)	Ba		
VENDAVAL	8,1 (1,88)	Cb 10,9 (0,6)	Ca 0,23 (0,05)	Cb 0,41 (0,08)	Ba 0,49 (0,07)	Db 0,99 (0,20)	Aa		
Médias	10,2 (1,40)	a 12,3 (2,2)	a 0,41 (0,07)	a 0,52 (0,11)	a 0,61 (0,16)	a 0,58 (0,18)	a		

Tabela 4.5.7 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre os teores de nutrientes radiculares e variáveis químicas e físicas do solo por estação e na média anual.

Variáveis	Período seco						Período de chuvas						Média anual					
	N	P	K	Ca	Mg		N	P	K	Ca	Mg		N	P	K	Ca	Mg	
Areia Grossa	0,09	-0,58**	-0,52*	-0,16	-0,32	0,01	-0,35	0,13	-0,03	-0,14	0,08	-0,52	-0,14	0,08	-0,14	-0,09	-0,26	
Areia Fina	0,04	-0,05	0,07	0,53*	0,06	0,17	0,08	0,24	0,43**	0,35	0,14	0,01	0,24	0,14	0,24	0,50*	0,25	
Silte	-0,18	0,67**	0,26	0,30	0,29	-0,07	0,67**	0,11	0,40	0,60**	-0,18	0,74**	0,22	-0,18	0,22	0,37	0,54**	
Argila	-0,01	0,22	0,32	-0,22	0,12	-0,04	-0,05	-0,28	-0,35	-0,32	-0,03	0,10	-0,07	-0,03	-0,07	-0,31	-0,14	
PH(H ₂ O)	-0,20	0,54**	0,45*	0,59**	0,26	0,15	0,72**	0,26	0,60**	0,68**	0,01	0,75**	0,55**	0,01	0,75**	0,64**	0,62**	
Ca + Mg	0,20	0,45	0,39	0,89**	0,41	0,09	0,52	0,21	0,71**	0,64	0,23	0,54**	0,38	0,23	0,54**	0,83**	0,63**	
K	0,21	0,62**	0,39	0,79**	0,33	0,19	0,70**	0,39	0,58**	0,65**	0,28	0,71**	0,44*	0,28	0,71**	0,72**	0,58**	
Na	-0,26	0,10	0,00	0,14	0,23	-0,42*	0,32	-0,20	0,06	0,31	-0,45*	0,21	-0,23	-0,45*	0,21	0,06	0,26	
S	0,20	0,46*	0,39	0,89**	0,41	0,09	0,54**	0,22	0,70**	0,65**	0,22	0,55**	0,38	0,22	0,55**	0,82**	0,63**	
Al	0,20	-0,36	-0,36	-0,59**	-0,19	-0,27	-0,78**	-0,58**	-0,74**	-0,79**	0,00	-0,65**	-0,73**	0,00	-0,65**	-0,72**	-0,62**	
P	0,47*	0,26	0,06	0,57**	0,12	0,17	0,47*	0,16	0,44*	0,37	0,36	0,47*	0,20	0,36	0,47*	0,52	0,31	
C	0,37	0,20	-0,13	0,10	0,20	-0,36	-0,32	-0,54*	-0,34	-0,33	0,11	-0,08	-0,59*	0,11	-0,08	-0,17	-0,10	
N	0,40	0,60*	0,26	0,53*	0,49**	-0,12	-0,02	-0,38	-0,09	-0,06	0,25	0,35	-0,22	0,25	-0,22	0,24	0,29	
C_N	-0,03	-0,64**	-0,58**	-0,59**	-0,39	-0,53*	-0,56**	-0,49*	-0,50*	-0,51*	-0,21	-0,65**	-0,66**	-0,21	-0,65**	-0,61**	-0,56**	

4.6 - DISCUSSÃO

A média mais elevada de BRT, verificada no grupo dos grandes fragmentos no período seco em relação ao chuvoso (Tabela 4.5.1), pode explicar a maior superfície total (SRT) dessa época, porque não havendo alterações significativas em DRE (biomassa / área da superfície radicular), o aumento de biomassa implica necessariamente em aumento da superfície radicular.

Entre os pequenos fragmentos, o efeito das chuvas foi diferente pois não houve variação de BRT ou de DRE, mas de SRT indicando possível mudança morfológica das raízes finas, possivelmente em seu comprimento, que não foi avaliado (Tabela 4.5.1). Por outro lado, a ausência de variação significativa de DRE indica a tendência geral dos ecossistemas à manterem a mesma superfície radicular em relação a biomassa, independentemente da estação, do estágio sucessional ou do tamanho do fragmento.

A maior BRT de Afetiva e Estreito no período seco em relação aos demais fragmentos (Tabela 4.5.1), pode ter sido favorecida pela maior disponibilidade de umidade nesses dois sítios dada a baixa cota altimétrica e má drenagem deste (Anexos 3 e 4) e, naquele, sinais de saturação sazonal de umidade sinalizada pela presença de mosqueamento cinza a partir do horizonte Bwg (88 cm - Anexos 10 e 11).

No período de chuvas, Afetiva foi o único que apresentou tendência à redução de BRT (Tabela 4.5.1). Pode ter sido uma decorrência do fenômeno climático do veranico (curta estiagem em pleno período de chuvas) de 15 dias (Figura 4.6.1) em solo com populações aclimatadas sob reduzida restrição de água dessa época do ano nesse fragmento.

De acordo com Carvalho et al (2005), a similaridade florística entre fragmentos de sucessão intermediária dessa mesma zona (Morisita = 0,4 - 0,6), indica a ocorrência de elevada frequência de populações abundantes: *Casearia sylvestris*, *Cupania oblongifolia*, *Guapira nittida*, *Guarea guidonea*, *Lacistema pubescens*, *Luehea grandiflora*, *Nectandra oppositifolia*, *Nectandra puberula*, *Plathymeria foliolosa*, *Siparuna guianensis* e *Xylopia sericeae*. Esse dado sugere o efeito de fatores ambientais importantes de seleção, entre os quais, a adaptação às condições de alta umidade do solo prevalescentes em Afetiva e Estreito,

geograficamente próximos e sob mesma unidade geomorfológica, com a diferença do relevo mais ondulado de Afetiva (Anexos 10 e 11).

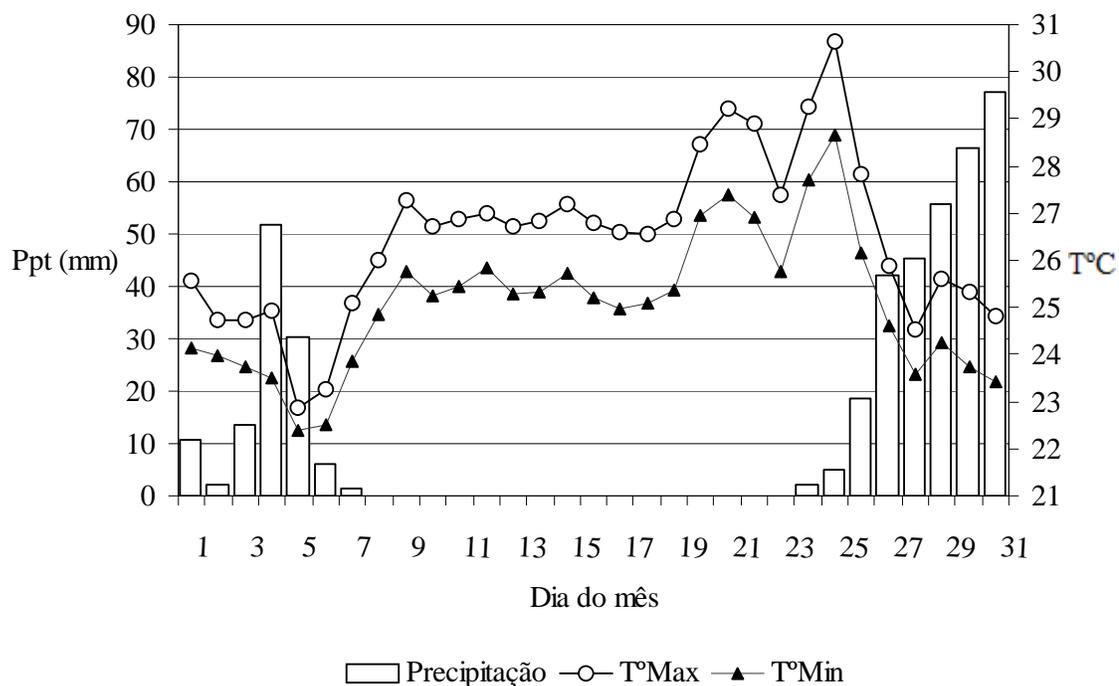


Figura 4.6.1 – Totais diários de precipitação pluviométrica (mm) e médias diárias das temperaturas (°C) máximas e mínimas de Silva Jardim em Janeiro de 2006. (Fonte: SIMERJ, 2008). Distância máxima entre fragmentos – cerca de 57 Km entre Rio Vermelho e Rebio União no sentido SW - NE)

Portanto, a tendência a menor quantidade de raízes finas observada em Afetiva pode ter resposta na drástica queda de umidade do solo causada pelo veranico. Já em Estreito com a topografia plana esse efeito do veranico deve ter sido anulado pela pouca profundidade do lençol freático (Anexo 11).

Nos demais fragmentos, a florística se distancia de Estreito e Afetiva. Na Rebio União, de acordo com Rodrigues (2004), as populações arbóreas de maior valor de importância são outras, a saber: *Ficus gomelleira*, *Senefeldera verticilata*, *Virola bicuyba*, *Ecclinusa ramiflora*, *Pradosia kuhlmannii*, *Helicostyllis tomentosa*, *Micropholis crassipedicellata*, *Rhinorea guianensis*, *Beilschmedia fluminensis* e

Sclerolobium denudatum. Nos demais fragmentos, Vendaval e Rio Vermelho, exceto por *Nectandra oppositifolia* e *Guapira nitida*, as espécies de maiores índices de importância também são outras: *Micropholis crassipedicellata*, *Plathymeria foliolosa*, *Simarouba amara*, *Tabernaemontana catharinaceae*, *Alchornea triplinervia* e *Apuleia leiocarpa*.

A composição florística pode, ainda que parcialmente, resultar da adaptação ou aclimação à sítios de solo bem drenados com déficit hídrico anual no período de estiagem (BONGERS et al. 1999). Ou seja, as populações apresentam, sob essas condições, maior resistência ao estresse hídrico, resultando numa resposta diferente da observada em Afetiva. O efeito da maior umidade do solo na estação úmida sobre a BRT, também foi encontrado em solos bem drenados sob floresta tropical na Venezuela (CUEVAS & MEDINA, 1988), Amazônia brasileira METCALFE et al. 2008), no México (SANCHEZ-GALLEN & ALVAREZ-SANCHEZ, 1996), na Costa Rica (SANFORD, 1989) e no Panamá (CAVELIER, 1992).

O clima influi diretamente na BRT porque a absorção de água dita o regime fenológico (foliar e radicular) e a taxa de respiração (GOWER, 2003). De acordo com Markesteijn & Poorter (2009) o estoque C em ecossistemas terrestres se define a partir das relações hídricas como precipitação anual, duração de período seco e grau de acumulação de déficit hídrico (BONGERS et al. 1999). Segundo Markesteijn & Poorter (2009), a menor precipitação não necessariamente reduz a biomassa radicular total porque favorece o investimento em profundidade, pois as plantas que apresentam grande área foliar maximizam a absorção de água através de longos e bem ramificados sistemas radiculares.

Em Porto Rico, McGroddy & Silver (2000) demonstraram através de um gradiente altitudinal, que as variações nos totais edáficos de C no ambiente florestal dependem das taxas de respiração mas também são influenciadas pelo gradiente climático e pelo histórico de saturação de umidade do solo. Portanto as relações hídricas, assimilação de C e desenvolvimento dos ecossistemas (HARMS et al. 2001; ENGELBRECHT & KURSAR 2003 e MARKESTEIJN & POORTER 2009) em diferentes biomas, envolvem as estratégias da tolerância (metabolismo funcional sob níveis críticos de umidade) e o atraso do processo de estresse (deciduidade fenológica). Nesse caso a variação positiva em relação à precipitação está de acordo com o que se espera em termos de resposta fenológicas das raízes finas (Tabela 4.5.1).

As relações solo – água – planta são mediadas pelo balanço da alocação de C nos compartimentos epígeos e hipógeos, mas sua eficiência na busca de água e nutrientes dependem de características radiculares (SMITH & HUSTON, 1989) quanto à profundidade, biomassa, área e volume radicular, mas também a área e massa foliar (eficiência na captura de luz e no controle de calor) e a densidade específica da madeira (deformações que favorecem a perda de água), de acordo com Preston et al. (2006) e Markesteijn & Poorter (2009). Portanto, a variação negativa da biomassa radicular fina encontrada no período de estiagem (Tabela 4.5.1), reflete apenas uma parte do ajuste fisiológico radicular à variação de umidade no ambiente.

A idade média das árvores afeta o balanço de C do ecossistema, porque a proporção de carboidratos translocados para as raízes que é usada na respiração aumenta com a idade da planta. Isto, de acordo com Lambers et al. (1998) se deve primariamente ao papel crescente da respiração de manutenção em relação a do crescimento, à medida que a planta envelhece. Contudo os resultados obtidos não permitem visualizar claramente, nessas relações, o efeito da fragmentação, porque não houve diferenças significativas entre os grupos de fragmentos grandes e pequenos, nem entre fragmentos em estágio sucessional intermediário em termos de BRT, somente de SRT em favor do em relação ao grupo dos maduros (Tabela 4.5.1).

Nesse caso, pode ser que a resposta exclusiva do grupo sucessional intermediário no sentido do aumento da SRT no período chuvoso (Tabela 4.5.1) reflita características do rápido crescimento de raízes das florestas das etapas iniciais de sucessão verificado por Hertel et al. (2003) em floresta montana de *Quercus* na Costa Rica quanto às maiores superfícies radiculares e de quantidade pontos meristemáticos apicais, em relação à floresta madura. Então o favorecimento em relação às populações de espécies pioneiras pode ser uma consequência da fragmentação sobre o sistema radicular dos ecossistemas. (SANTIAGO et al. 2004, NASCIMENTO et al. 2005; GIRÃO et al. 2007; MICHALSKI et al. 2007; SANTOS et al. 2008)

A menor DRE no grupo sucessional intermediário no período de chuvas (Tabela 4.5.1), indica menos biomassa por unidade de área. Esse dado tem o sentido da hipótese do efeito redutor da idade da árvore sobre alocação de C nutricional (LAMBERS et al. 1998) porque no caso, os fragmentos maduros da Rebio

União, no período chuvoso, tenderam a alocar mais biomassa para a manutenção da mesma superfície radicular, que define a área de absorção de água e nutrientes.

Portanto o efeito do tamanho ou estágio sucessional do fragmento sobre as raízes pode ser sutil, e exige adequada metodologia para ser mais bem avaliado. Prevalence a impressão de que o tamanho em si não é um fator preponderante e direto sobre as raízes finas, mas sim indiretamente porque retarda a sucessão, favorecendo o estabelecimento de populações de espécies pioneiras em lugar das velhas e grandes árvores de espécies tardias que são eliminadas (LAURANCE et al. 1997) o que está de acordo com a elevada proporção de árvores mortas (de 9% a 18%) nos fragmentos dessa zona provavelmente relacionada ao efeito de borda (CARVALHO et al. 2003).

O efeito do tamanho parece minimizado pelas relações solo – planta, pois enquanto REBIO500 que é um dos grandes aumentou significativamente a BRT (Tabela 4.5.1), REBIO2300 e Rio Vermelho não apresentaram variações estatisticamente significativas. Por outro lado, os fragmentos pequenos apresentam contrastes edáficos bem maiores que os grandes (Capítulo 2), sendo que Vendaval, o de menor fertilidade desse grupo (Capítulo 2, Anexo 6), e Estreito, o de mais alta fertilidade apresentaram aumentos significativos de BRT e SRT em resposta as chuvas, refletindo possivelmente especificidades ambientais e florísticas locais.

O fragmento Afetiva foi o único a apresentar variação de DRE (Tabela 4.5.1) no período de chuvas, e tendo sido no sentido da redução resultou no aumento de SRT, compensando a sua aparente perda de biomassa no período chuvoso com a manutenção da superfície radicular. Portanto a adaptação/aclimatação das populações diretamente associadas a fragmentação provavelmente tem relações com os parâmetros morfométricos radiculares do ecossistema, mas não se evidenciaram relações significativas suficientes sobre o efeito do tamanho do fragmento sobre a biomassa radicular fina.

Correlações entre variáveis do solo e raízes finas

A análise de correlação entre fatores edáficos e as variáveis radiculares das raízes (Tabela 4.5.2), indicaram que BRT está associada a fatores químicos e físicos no período seco e somente físicos no de chuvas. A mesma tendência foi verificada em relação à SRT, embora com coeficientes menores nas duas estações.

A água é importante veículo para a difusão de cátions trocáveis na solução do solo conforme demonstrado por Nietfeld (2001), utilizando diferentes saturações de umidade para verificar o acúmulo de cátions sobre a superfície das raízes de espécies arbóreas cultivadas em soluções ácidas. Portanto, no período de chuvas é possível que as maiores taxas de difusão, sob elevada pressão de umidade, possam ter facilitado a absorção de nutrientes minimizando a resposta de BRT e SRT aos fatores químicos nessa época (Tabela 4.5.2).

Quanto aos sinais dos fatores químicos em relação à BRT, sendo positivo para K, pH e Ca + Mg, mas negativamente associada à Al e à razão C:N, assim como a correlação positiva entre C e SRT apontam para o aumento de biomassa radicular na presença de maior disponibilidade de nutrientes (Tabela 4.5.2). Já o efeito positivo de Areia Fina sobre BRT e SRT no período de chuvas, corrobora a maior difusão de cátions no solo indicada por Nietfeld (2001), já que essa partícula está positivamente associada a condutividade hidráulica do solo (PUCKETT et al. 1985). Entretanto, a correlação negativa na média anual de DRE com C e com a razão C:N associada a manutenção de BRT e SRT implica necessariamente na menor alocação de biomassa que pode ser resultante de maior imobilização ou de fatores ligados a disponibilidade de N.

A absorção de nutrientes depende de relações estequiométricas sobre as membranas externas das células radiculares, porque a composição do plasmalema é muito influenciada pelos processos de troca catiônica que ocorre principalmente com as moléculas negativamente carregadas das paredes celulares (MARSCHNER, 1995). Cátions di e trivalentes dos elementos como Ca, Mg e Al, são mais aderentes aos sítios de trocas catiônicas do que os monovalentes. A concentração desses cátions aumenta no apoplasto mas também na vizinhança do plasmalema influenciando sua absorção por essa membrana (HAYNES, 1980; KELTJENS, 1995; MARSCHNER, 1995).

Sabe-se que a competição entre Al e cátions metálicos por ligações nos sítios de troca catiônica, dependem não apenas da concentração mas também da especiação de Al e da atividade de H^+ pois a ligação de Al^{3+} é máxima, reduzindo conforme a valência de Al e a complexação por ânions (KELTJENS, 1995).

Há evidências que a ligação de Al no apoplasto implica na expressão da toxidez porque Ca e Mg são deslocados dos sítios de troca (BLAMEY & DOWLING, 1995; KELTJENS, 1995), favorecendo deformações na membrana. Outros autores

(DAHLGREN et al.1991; HEIM et al. 1999) sugerem, que a precipitação ou a ligação de Al em formas não trocáveis no apoplasto celular de espécies florestais pode ser um mecanismo para prevenir a tranlocação de Al para tecidos epígeos.

A correlação positiva e significativa de C e SRT no período seco e na média anual, concomitantemente com DRE, apontam na direção do favorecimento de biociclagem de nutrientes na rizosfera (Tabela 4.5.2) que é, normalmente, superior nas camadas ricas em matéria orgânica (ARBESTAIN et al. 2004). Portanto a menor biomassa para a mesma superfície radicular, indicada pela correlação negativa entre DRE e as variáveis Al e C:N, indica a menor demanda de carboidratos e energia nesse compartimento (ARBESTAIN, 2004) possivelmente pela menor demanda de energia para a absorção de nutrientes.

Dadas as relações de troca que determinam o funcionamento das raízes, o aumento de BRT em resposta a maior disponibilidade de nutrientes (Tabela 4.5.2), contrastando com o modelo mais aceito (NADELHOFFER et al. 1985; CRICK & GRIME, 1987; GOWER, 1987), deve resultar de interações com limitações locais conforme também encontrado por Cuevas & Medina, (1988) e Metcalfe et al. (2008) em amostras de florestas tropicais da Amazônia e da Venezuela. Estes últimos sugeriram, que o crescimento da BRT pode ser um meio para aumentarem a absorção de água e nutrientes. Mas essa hipótese não parece esclarecer os estudos nos quais, ao contrário, a BRT aumentou em resposta à menor disponibilidade de nutrientes e umidade do solo tanto em florestas tropicais (SILVER et al. 2000; ESPELETA & CLARK, 2007; POWER et al. 2005) como em temperadas (HENDRICKS et al. 2006).

Os diferentes resultados em florestas tropicais quanto aos efeitos de fatores do solo sobre o sistema radicular fino, devem ser avaliados com reservas por serem poucos os estudos empíricos disponíveis. A maioria não considera ainda a influência da umidade do solo sobre a mineralização de nutrientes da serapilheira (VILLELA & PROCTOR, 2002; LUIZÃO et al, 2007) e suas possíveis consequências sobre o sistema radicular, a saber: (i) como as taxas de difusão de cátions (NIETFELD, 2001) se comportam na rizosfera em condições de campo (GÖTTLEIN et al. 1999; CHENG et al 2004), (ii) a completa ausência de estudos de longo prazo como o único existente de Espeleta & Clark (2007), que encontraram variações cíclicas da biomassa radicular ao longo dos sete anos de estudo (2007) e (iii) relações

ecológicas com micro (HINSINGER et al. 2009) e macro organismos a serem mais bem exploradas (LUIZÃO & CARVALHO, 1981).

Considerando que os principais meios de captura de nutrientes são o fluxo de massa e a difusão (MARSCHNER, 1995), especialmente em relação a N na forma de nitrato, P e K (NYE, 1977), a maior disponibilidade de umidade no solo no período chuvoso respalda a ausência de correlação entre fatores químicos de solo e as variáveis morfométricas das raízes finas (Tabela 4.5.2) pois tanto o fluxo de massa e a difusão, são movidos pela transpiração, sendo uma função direta da taxa de movimentação da água e a concentração de nutrientes dissolvidos na solução do solo.

Cabe considerar que diferenças de biomassa radicular podem não ter relação direta com a eficiência nutricional, pois a eficiência pode ser fator bioquímico próprio da espécie como ficou demonstrado por Caldwell et al. (1991a, 1991b), ao verificar que a abundância radicular *per se* foi insuficiente para explicar a absorção de nutrientes entre espécies das estepes da Ásia. Um arbusto *Artemisia tridentata* apresentou as mesmas concentrações de nutrientes que *Agropyron desertorum* que tinha 6 -10 vezes mais raízes, uma semana depois da aplicação de nutrientes.

Casper & Jackson, (1997) sugerem quatro possibilidades para explicar a falta de correspondência direta entre densidade de raízes e capacidade de competição. (i) competição entre raízes da própria planta, quando em alta densidade podem reduzir o retorno por investimento em novas raízes, (ii) onde e quando as raízes são alocadas pode ser tão importante quanto a densidade, porque uma planta com muita superfície radicular numa determinada área pode não ter suficiente superfície radicular em áreas mais ricas, (iii) o papel das micorrizas, que é frequentemente ignorado em estudos de absorção de nutrientes e (iv) propriedades fisiológicas relacionadas às taxas de aquisição de nutrientes.

A correlação negativa de DRE em relação ao teor de N e à razão C:N do solo na média anual (Tabela 4.5.2), indica ajuste morfométrico no sentido da redução da biomassa associada a manutenção da superfície radicular. Como em geral houve maior BRT e SRT no período chuvoso sem variação geral de DRE, então pode-se supor que a umidade do solo e N estejam entre os principais fatores a influir sobre a alocação de biomassa no sistema radicular.

A maior BRT geral em resposta as chuvas (Tabela 4.5.1), indica que não houve perda líquida de C desse compartimento em resposta ao aumento da

disponibilidade de água e de difusão dos nutrientes na época das chuvas, contrastando com a hipótese da menor alocação de biomassa nas raízes finas em condições de elevada distrofia (NADELHOFFER et al. 1985; CRICK & GRIME, 1987; GOWER, 1987), que supõe a grande biomassa radicular como mecanismo que as plantas dispõem para minimizar limitações de fluxo de nutrientes. Portanto, a maior alocação de C nas raízes finas em resposta a menor disponibilidade de recursos (HOF et al. 1990; GOWER et al. 1992; GIARDINA et al. 2003), não se confirma, à exemplo de Cuevas & Medina (1988) e Metcalfe et al. (2008), sugerindo que outras abordagens com maior período de tempo e outras estratégias amostrais, possam avaliar melhor a tendência observada.

Portanto a composição florística é resultado interativo, entre outros fatores, da capacidade de subsistir nas condições locais do solo. Como a afinidade florística pode ser considerada significativa entre esses fragmentos (Morisita = 0,4 – 0,6 segundo CARVALHO 2005) logo a diferença de BRT em favor de Estreito, sítio com mais disponibilidade de água e nutrientes em relação aos demais fragmentos, sugere que limitações de recursos (nutrientes e água), e condições (pH, acidez de Al), se sobrepõem aos possíveis efeitos da variação florística quanto ao desenvolvimento radicular dos ecossistemas estudados.

É possível que diferentes metodologias e pressões amostrais apontadas por Hendricks et al. (2006) para explicar discrepâncias entre resultados, possam ter contribuído, assim como outros fatores não avaliados como presença e profundidade da camada adensada e porosidade, entre outras que influenciam o desenvolvimento radicular (BOUMA & BRYLA, 2000). Mas, o efeito do tamanho do fragmento somente percebido pela maior BRT em resposta as chuvas nos grandes fragmentos, pode ser uma possibilidade de efeito da fragmentação a ser estudada em maior profundidade; já as relações desse compartimento com os fatores químicos e físicos do solo foram significativas, sugerindo importância preponderante do solo para os indicadores morfométricos da biomassa radicular fina (Tabela 4.5.2).

Nutrientes radiculares

Os teores dos elementos nas raízes estão relacionados com os teores no solo e tem o potencial de representar as condições edáficas locais (BAKKER, 1999). Pode se constituir em um bom indicador das condições nutricionais, especialmente

quando associada a especiação de formas químicas, distinguindo as formas livres daquelas constituintes (PERSSON, 1992). Contudo a absorção de Mg e Ca pode ser deprimida por outros cátions como K, NH_4 , Al ou H (RASPE, 1997), de forma a reduzir a absorção de nutrientes potencialmente disponíveis às raízes na solução do solo (ROST-SIEBERT, 1985 apud BAKKER et al. 1999).

Nesse contexto, a avaliação dos teores de macronutrientes radiculares (Tabelas 4.5.3 e 4.5.4) exceto pelo teor médio de N-rz nos maduros no período chuvoso, somente evidenciou a significância do efeito da fertilidade do solo. Os fragmentos desenvolvidos nos solos mais férteis (Estreito e Afetiva Tabela 2.5.1, Cap. 2), não apresentaram variações significativas em qualquer elemento em resposta as chuvas, mas ambos apresentaram valores médios entre os mais altos de todos os nutrientes nas duas estações (Tabelas 4.5.5 e 4.5.6).

Nos demais fragmentos houve variações nos teores dos elementos na resposta à estação, mas com diferentes nutrientes sugerindo limitada correspondência com a fertilidade do solo em cada sítio (Tabela 2.5.1 - Cap 2). REBIO2300, cujo solo apresentou os menores teores de N, aumentou o teor de N-rz no período chuvoso, já Rio Vermelho com médias de N do solo similar aos demais, teve o teor de N-rz significativamente reduzido nessa mesma estação. Rebio500 e Vendaal, cujos solos apresentaram entre os menores teores de K, registraram redução de K-rz no período chuvoso, mas REBIO2300 com teores próximos de K e de P do solo dos demais (exceto Estreito) aumentou significativamente o teor de K-rz e reduziu o de P-rz (Tabela 4.5.3).

Os teores médios de nutrientes apresentaram certa variação em relação aqueles encontradas por Gordon & Jackson (2000), em revisão de diversos biomas. Esses autores encontraram média de $11,5 \text{ g.Kg}^{-1}$ de N-rz, que está abaixo daquela aqui obtida de $16,9 \text{ g.Kg}^{-1}$ de N-rz (Tabela 4.5.3), uma faixa de $0,2$ à $2,5 \text{ g.Kg}^{-1}$ de P-rz (Tabela 4.5.3), algo superior ao aqui encontrado ($0,54 - 0,94 \text{ g.Kg}^{-1}$, Tabela 4.5.3). Obtiveram ainda valores mais altos no teor médio de Ca-rz ($5,0 \text{ g.Kg}^{-1}$ vs $2,80 \text{ g.Kg}^{-1}$ de N) e de K-rz ($2,8$ vs $0,91 \text{ g.Kg}^{-1}$); já em relação à Mg-rz foi pouco superior à média aqui encontrada ($1,6$ vs $1,3 \text{ g.Kg}^{-1}$; Tabelas 4.5.3 e 4.5.4).

Silver et al. (2005) em floresta tropical da Amazônia, entre solos argilosos e arenosos, sendo ambos distróficos encontraram teores de N_rz entre 14 e 15 g.Kg^{-1} , ou seja, na parte inferior a faixa aqui encontrada (Tabela 4.5.3). Green et al. (2005) na Ásia, em solo barro-arenoso distrófico encontraram valores próximos de N-rz

(13,5 e 16,6) g.Kg⁻¹; de P-rz (0,3 e 0,6 g.Kg⁻¹); contudo, bem mais altos de K-rz (4,7 - 6,8 g.Kg⁻¹). Brunner et al. 2002 sob clima temperado europeu, em solos que variam o valor de pH entre 4,0 e 4,8 registraram em florestas ocupada por espécies dos gêneros *Picea* e *Pinus* N-rz 9,71 à 10,01; P 0,65 – 1,39; K 3,69 – 5,43; Ca 5,10 – 7,96 e Mg (0,67 – 1,33)

Em florestas sob clima temperado, as concentrações de nutrientes nas raízes finas de coníferas e latifoliadas diferem significativamente apenas no teor de Mg-rz, sendo maiores as diferenças entre latifoliadas do que em coníferas (GORDON & JACKSON, 2000). Esses autores, verificaram uma leve tendência a diferenciação de N-rz para esses dois grupos de vegetação em favor das latifoliadas. Já no presente estudo, N-rz e Mg-rz variaram significativamente entre os fragmentos assim como os grupos dos pequenos fragmentos, ou sucessionalmente intermediários apresentaram os teores mais altos teores de P e de Mg. (Tabelas 4.5.3 e 4.5.4).

Em condição de clima bimodal numa floresta tropical, na Ásia foram encontrados teores mais altos de N-rz, P-rz e K-rz durante o período de menor pluviosidade, mas nenhuma relação dos fatores de solo com BRT, somente com o clima (GREEN, 2005).

Gordon & Jackson (2000) em revisão de biomas e grupos funcionais de plantas, não encontraram diferenças significativas nos teores de N-rz, Ca-rz e Mg-rz entre raízes finas e mortas. Porém encontraram concentrações significativamente mais baixas de P-rz e K-rz nas mortas, sugerindo uma taxa de reabsorção de 30% por inferência, admitindo ainda que não consideraram possível lixiviação dos nutrientes de maior mobilidade dos tecidos senescentes.

As médias de estoques de nutrientes radiculares em relação ao tamanho ou estágio sucessional, não variaram significativamente (Tabelas 4.5.5 e 4.5.6), mas os fragmentos não apresentaram resultados uniformes. Rio Vermelho, mesmo com a redução significativa no teor de N-rz (Tabela 4.5.3), não apresentou variação no estoque de N-rz (Tabela 4.5.1). Já Rebio2300 que também não apresentou variação significativa de BRT (Tabela 4.5.1), em resposta a significativa variação dos teores, aumentou expressivamente a quantidade de nutrientes por área, exceto quanto à Ca-rz (Tabela 4.5.6). Afetiva que também não apresentou variação significativa nos teores, mas como tendeu a reduzir a BRT (Tabela 4.5.1), registrou significativa redução de N-rz e K-rz.

O estoque de P-rz foi o que apresentou as maiores variações, dado os teores de nutrientes das raízes e BRT mais elevada em Estreito em relação aos demais fragmentos (Tabelas 4.5.1, 4.5.3, 4.5.4 e 4.5.5). Apesar disso os menores teores e biomassa dos demais fragmentos que se incluem nos mesmos grupos de Estreito (pequenos e intermediária sucessão) ponderaram as médias de modo a não diferenciar os estoques entre grupos, exceto por P-rz nas chuvas em favor dos pequenos (Tabelas 4.5.5 e 4.5.6)

Embora Estreito tenha sido inserido entre as maiores médias de estoque de todos nutrientes radiculares (Tabelas 4.5.5 e 4.5.6), isso não foi suficiente para conferir efeito de tamanho ou estágio sucessional; o que está de acordo com Lambers et al. (1998), pois se espera que a magnitude em termos absolutos de biomassa radicular deve ser máxima em solos eutróficos, mas a variação de biomassa radicular ao longo dos ecossistemas é menor do que a biomassa aérea porque a radicular tende a se ajustar ao nível de nutrientes, já a parte aérea varia com o estágio sucessional (LAMBERS et al. 1998).

As possíveis diferenças florísticas entre fragmentos associadas à habilidade diferenciada de colher recursos entre as várias espécies e a capacidade competitiva, podem não estar necessariamente correlacionados (CASPER & JACKSON, 1997). Por exemplo, uma planta pode aumentar seu suprimento de água e de nutrientes lançando raízes em profundidade e alcançar fonte de água não disponível para as demais plantas. Esse autores afirmam que esse tipo de repartição de habitat não aumenta ou até mesmo diminui a competição por água, embora a competição por nutrientes ou luz, ao contrário, possa aumentar em resposta ao crescimento mais vigoroso de uma árvore ou maior densidade de plantas, mas não necessariamente das raízes.

As correlações entre variáveis dos solos e os teores de nutrientes das raízes (Tabela 4.5.3), refletiram os efeitos do Al (negativamente), do K (positivamente) e do pH (positivamente) em relação os teores de P-rz, Ca-rz e Mg-rz, mas o teor de K-rz somente foi significativo em relação a P-rz. Brunner et al. (2002) encontraram resultados semelhantes com respeito ao efeito da acidez sobre os teores de K-rz, Ca-rz e Mg-rz em florestas de coníferas sob clima temperado em solos com valores de pH (4,0 – 4,8) próximos ou acima ao do presente estudo (Cap. 2). Já Leuschner et al. (2009) não encontraram parâmetro das raízes finas que apresentasse, correlação significativa com a saturação de bases e pH do solo em florestas e

agroflorestas (com cacau) da Ásia, somente com o clima.

A correlação significativa e negativa ente a razão C:N, que governa a atividade microbiana, e os nutrientes radiculares no período de chuvas, a saber: com P-rz, K-rz e Ca-rz sa estação de estiagem e também com Mg-rz na média anual (Tabela 4.5.7), podem indicar a significativa importância da atividade microbiana especialmente em relação ao ciclo de N e de P (KILLHAM, 1994), dada a elevada diluição de nutrientes dos solos distróficos (Tabela 2.5.1 – Cap. 2) da maioria dos fragmentos florestais aqui estudados.

A redução da atividade decompositora determinaria menor absorção dos demais nutrientes por limitar a absorção de N, conseqüentemente limitando a exudação radicular que promove a biodisponibilidade de fosfato (KIRK, 2002), aumenta o pH na rizosfera acima da solução do solo (1 à 2 pontos; YANG et al. 1996; MICHAUD et al. 2007), libera de nutrientes (LOOSEMORE et al. 2004; MICHAUD et al. 2007), bem como as mudanças no equilíbrio dissolução-precipitação conforme já demonstrado para Mg (HINSINGER & GILKES 1996; BERTRAND et al. 1999) e P (GEORGE et al. 2002; CALVARUSO et al. 2006).

Na Nova Zelândia, em plantações de pinheiro (*Pinus radiata*) e cipreste (*Cupressus lusitanica*) sob clima temperado e solos numa faixa de pH parcialmente coincidente (4.0–5.8) enquanto aqui (3,67 – 4,49, Cap. 2), e faixa C:N mais alta (11.7–34.5) enquanto aqui (C:N 8,2 – 11,1 cap. 2), os principais fatores relacionados ao crescimento das florestas foi a relação C:N (além do teor de P do solo) refletindo, segundo os autores, efeitos decorrentes da associação com micorrizas. Tanto quanto a facilitação na absorção de íons, tem-se demonstrado que esses fungos podem mobilizar N e P de polímeros orgânicos, também possibilitando aos hospedeiros obter esses nutrientes diretamente de detritos vegetais e microbianos (READ & PEREZ-MORENO, 2003, LIU et al. 2005 e LIU et al. 2006).

O efeito da população microbiana simbiote sobre os teores de N e de P, pode ser altamente significativa conforme demonstraram Read & Moreno (2003) em experimento de laboratório, ao encontrarem que o teor de N-rz dobrou e de P-rz triplicou em relação às plantas não infectadas de *Betula pendula*, uma espécie florestal da Nova Zelândia.

As condições de nutrição florestal no nível hierárquico do ecossistema provavelmente tende a refletir as características das plantas de maior dominância que passam a influenciar significativamente a capacidade de capturar nutrientes.

Esta se expressa através da quantidade e a qualidade das relações ecológicas das maiores populações arbóreas com simbiotes e através de exsudados radiculares que variam termos de açúcares, ácidos orgânicos e aminoácidos (POOTER et al. 2003; PREGITZER, 2008), de especificidades da rizosfera (SCHENK, 2002) e da qualidade da serapilheira (VITOUSEK et al. 1997; VILLELA et al. 2006).

Em que pese a fertilidade do solo, as plantas podem criar mecanismos de retroalimentação de nutrientes porque diferem nas taxas de deposição de C e na capacidade de competição com a demanda microbiana de nutrientes. (KANDELER et al. 2002; PHILIPPOT et al. 2009). A diversidade de espécies vegetais, como a que contrasta os fragmentos da Rebio União em relação aos demais (RODRIGUES, 2004; CARVALHO, 2005) pode contribuir mais para a ciclagem de nutrientes do que fatores abióticos (HOBBIE, 1992), porque a exudação radicular de C é mais efetiva sob elevada diversidade florística por aumentar a variedade de efeitos sobre os nutrientes do solo (JONES et al 2004, WARDLE et al. 2004, HINSINGER, 2009).

As plantas diferem em eficiência de uso da água e de nutrientes porque diferem em suas capacidades de se associar a outros organismos livres ou simbiotes, de diferir do grau de lignificação e de demandas nutricionais (GORDON E JACKSON 2000). Raízes de espécies de rápido crescimento possuem adaptações específicas para altas taxas de crescimento radicular em porções de solo inexploradas, apresentam alta superfície radicular específica, grande quantidade de pontos meristemáticos apicais (HERTEL et al. 2003), e alto grau de ramificação (MARKESTEIJN & POORTER, 2009) que parecem se ajustar ao modelo de Grimme (1977), das espécies ruderais ou pioneiras sensíveis a competição.

Há diversos fatores além da solução do solo que influenciam o teor de nutrientes nas raízes inter e intra plantas (AERTS, 1990). A longevidade radicular (EISSENSTAT & YANAI, 1997) é outro fator importante pois há evidências de que a longevidade das raízes finas decresce com o aumento do teor de N (HENDRICKS et al. 1993), mas são necessários mais estudos para avaliar melhor todos os fatores citados.

Portanto há a possibilidade de que diferenças dos teores de nutrientes radiculares, como a maior média de N-rz nos maduros no período de chuvas e de P nos pequenos nas duas estações, assim como a variação de teores de nutrientes e de biomassa a ponto de aproximar os estoques devam-se em parte a distintas estratégias nutricionais das populações arbóreas que os compõem (Tabelas 4.5.1

até 4.5.6). Entretanto ficou evidenciada a significativa influência de variáveis de solo (pH, K, Ca + Mg, Al, e C/N) sobre as raízes finas, em especial Al por sua importância no complexo de trocas de íons do solo e a relação C:N e por sua importância biológica sobre a disponibilidade de nutrientes (Tabela 4.5.2).

Depreende-se que a hipótese do efeito da fragmentação pela via da comparação entre fragmentos de diferentes tamanhos não se confirma, por outro lado foram encontradas evidências através de coeficientes de correlação que sugerem a preponderância das variáveis do solo na definição qualitativa e quantitativa da biomassa de raízes finas dos fragmentos florestais da APA Rio São João aqui estudados.

4.7 - CONCLUSÃO

1 – As quantidades médias de biomassa radicular fina nos períodos seco e chuvoso ($576 - 705 \text{ g.m}^{-2}$) e de área de superfície radicular ($2,8 - 3,61 \text{ m}^2.\text{m}^{-2}$), bem como os teores de nutrientes e seus respectivos estoques estão dentro da amplitude de variação de outros resultados das regiões tropicais.

2 – O tamanho do fragmento em geral não pareceu afetar as raízes finas, entretanto no período das chuvas os fragmentos grandes apresentaram maior BRT no período de chuvas.

3 – Os coeficientes de correlação altamente significativos encontrados entre a biomassa radicular e as variáveis do solo (fatores químicos e silte) no período seco e somente físicos no período chuvoso evidenciam efeito da interação solo – clima sobre a variação sazonal da biomassa radicular fina.

4 - Os teores radiculares de nutrientes apresentaram significativa correlação com variáveis químicas do solo (pH, K, Ca + Mg, Al, e C/N) denotando o efeito primordial do solo também sobre a qualidade das raízes.

5 – O efeito da fragmentação por via da comparação de fragmentos de diversos tamanhos sobre as raízes finas não foi detectada, contudo diferenças evidentes de microclima, luminosidade, de estrutura e de composição florística entre estádios sucessionais, intrinsecamente vinculados ao tamanho, sugerem que outras abordagens e metodologias devem ser consideradas para avaliar os impactos da fragmentação sobre a biomassa radicular fina na APA Rio São João.

CAPÍTULO 5

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desmatamento secular e extenso da Mata Atlântica gerou o processo de formação de ilhas de vegetação natural sob diferentes graus de isolamento, estágio sucessional e degradação. A dimensão desse processo pode ser visualizada pelos seguintes dados de SOS Mata Atlântica (2008): até 2005 restavam apenas cerca de 7,26% do território originalmente ocupado de 132.841.722 ha, considerando-se fragmentos de pelo menos 100 ha (9.759.600 ha), mas cresce para 14.247.200 ha ao se incluir os fragmentos acima de 3 ha.

A fragmentação promove mudanças na estrutura e no funcionamento do ecossistema (LAURANCE et al. 2006). Decorrem da ampliação proporcional do efeito de borda, da mortalidade de grandes árvores, bem como da frequente extração seletiva de madeira. Neste estudo foram observados padrões quantitativos (área basal e densidade de indivíduos), qualitativos (DEM e nutrientes), de solo (pH) e de resposta sazonal da serapilheira associados ao tamanho e ao estágio sucessional do fragmento.

As médias de área basal, densidade de indivíduos e DEM aumentaram paralelamente às classes de tamanho do fragmento. Mas o grande fragmento Rio Vermelho apresentou parâmetros semelhantes aos médios e pequenos fragmentos, indicando que o estágio sucessional deve preponderar em relação ao tamanho do fragmento em termos de estrutura e biomassa. Já a variação de biomassa entre as classes de tamanho da floresta (pequenos e médios fragmentos - respectivamente 105 Mg.ha⁻¹ e 220 Mg.ha⁻¹) sugere que o tamanho do fragmento também influencia o estoque da biomassa, possivelmente pela maior vulnerabilidade ou sensibilidade dos menores remanescentes à degradação.

Os fragmentos maiores e sucessionalmente avançados apresentaram na biomassa arbórea maiores concentrações de N (2,88%) em relação aos pequenos (2,25%) e de Mg respectivamente, 0,38% vs 0,31%. Entretanto os pequenos fragmentos apresentaram concentrações mais altas de P em relação aos grandes (0,16 e 0,11% respectivamente) de K (1,11 vs 0,63%) e de Ca (1,90 vs 1,18%) sugerindo diferentes demandas nutricionais entre os remanescentes.

A variação sazonal em relação aos estoques de serapilheira somente observados nos fragmentos intermediários sugere que nos pequenos fragmentos, a

maior deciduidade em resposta ao veranico pode refletir na menor capacidade de reter umidade e/ou uma composição florística mais decidual das etapas anteriores da sucessão florestal nessa zona.

O pH mais elevado do solo dos fragmentos secundários (exceto Estreito) em relação aos da Reserva União pode indicar o efeito de perturbação sobre o sistema decompositor do solo florestal, que retarda a mineralização de nutrientes, afetando a reação do solo. As significativas variações encontradas dos demais parâmetros do solo, não revelaram associação ao tamanho ou estágio sucessional dos fragmentos.

A maior quantidade de biomassa radicular fina (BRT) no período chuvoso somente nos fragmentos grandes ou sucessionalmente avançados, pode resultar da maior retenção de umidade no ecossistema. Já o aumento de superfície radicular sem variação de biomassa nos fragmentos intermediários na estação das chuvas, resultando na menor densidade radicular específica (DRE), sugere um ajuste na alocação de C próprio das espécies pioneiras ou secundárias iniciais de rápido crescimento (HERTEL et al. 2003).

A exclusiva correlação da biomassa radicular fina (BRT) em relação às variáveis físicas do solo (areia fina, silte e argila) no período de chuvas e as correlações significativas de variáveis químicas (pH, Ca + Mg, K, P e N) somente no período de estiagem, parece indicar a significativa influência da umidade do solo sobre a nutrição do ecossistema.

A variação dos teores radiculares de nutrientes entre classes de tamanho e de estágio sucessional (P e Mg foram mais elevados nos pequenos e secundários), podem ter viés causado pela maior fertilidade do solo dos pequenos fragmentos Estreito e Afetiva. Todavia, ressalta-se a correlação significativa e negativa dos nutrientes radiculares com a relação C:N e a concentração de Al, sugerindo que, à semelhança da biomassa radicular, os teores de nutrientes desse compartimento também são governados por variáveis edáficas.

CONCLUSÃO GERAL

A hipótese central deste estudo quantos aos efeitos da fragmentação florestal sobre padrões da biomassa e do solo na APA Rio São João, se confirma no sentido dos menores quantitativos de biomassa acima do solo nos menores fragmentos, mas apenas parcialmente quanto aos nutrientes da biomassa (N, P, K e Mg),

excetuando-se Ca, que não apresentou diferença em seus estoques entre as classes de tamanho dos fragmentos. Todavia não se confirma quanto às raízes finas porque as variações encontradas estão preponderantemente vinculadas às variáveis químicas e físicas do solo.

O solo exceto por um padrão de aumento de pH aparentemente vinculado ao tamanho e a variação sazonal de serapilheira somente nos pequenos fragmentos, não gerou outros padrões atribuíveis ao tamanho dos fragmentos limitando o alcance da hipótese dos efeitos tamanho do fragmento sobre nutrientes do solo e serapilheira.

Portanto a perturbação causada pela fragmentação florestal influi no processo sucessional (TABARELLI et al. 2008) promovendo mudanças na composição e estrutura conferindo-lhes características de florestas secundárias.

RECOMENDAÇÕES

O teste de hipótese deste estudo, exceto quanto a biomassa acima do solo, foi limitado pelo grande contraste de solo dos pequenos fragmentos. Sugere-se que futuros estudos deverão levar em conta esse aspecto procurando evitar grandes contrastes químicos e físicos dos solos para isolar esse efeito.

A dinâmica de nutrientes da biomassa foi limitada às amostras coletadas no tronco. Para uma visão mais completa de todo o ciclo e distribuição de nutrientes nas florestas é necessário o estudo dos compartimentos das copas.

Muito embora os métodos destrutivos gerem as estimativas mais confiáveis, a grande variedade de equações alométricas disponíveis na literatura oferece apoio para resultados aproximados. Mas deve-se aproveitar oportunidades quando obras civis (estradas, gasoduto, ferrovias, hidrelétricas, entre outras) demandem a eliminação de florestas naturais para poder avaliar o sistema radicular como um todo.

BIBLIOGRAFIA

ACHARD, F.; EVA, H.D.; STIBIG, H.J.; MAYAUX, P.; GALLEGO, J. 2002 Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests **Science** 9; Vol. 297. no. 5583, pp. 999 - 1002

AERTS, R.; CHAPIN III, F.S., 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. **Adv. Ecol. Res.** 30, 1–67.

ALVES, D.S.; SOARES, J.V.; AMARAL, S.; MELLO, E.M.K.; ALMEIDA, S.A.S.; SILVA, O.F.; SILVEIRA, A.M. 1997. Biomass of primary and secondary vegetation in Rondônia, Western Brazilian Amazon. **Global Change Biology** 3. p.451-461.

AMADOR, D.B.; VIANA, V.M. 2000. Dinâmica de capoeiras baixas na restauração de um fragmento florestal. **Scientia Forestalis** . Nº 57, p. 69-85

AMARAL, J. F. T. **Eficiência de produção de raízes, absorção, translocação utilização de nutrientes em cultivares de café arábica.** 2002. Tese. (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

ANDERSON , J. M; SPENCER, T. 1991. Carbon,nutrient and water balances of tropical rain forest ecosystems subject to disturbance. Paris, UNESCO. 95p

ARAÚJO, T. M.; HIGUCHI, N.; CARVALHO JÚNIOR, J. A. 1996. Comparação de métodos para determinar biomassa na região amazônica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 68, 1996.

ARBESTAIN, M.C.; MOURENZA, C.; ÁLVAREZ, E.; MACÍAS, F. 2004 Influence of parent material and soil type on the root chemistry of forest species grown on acid soils *Forest Ecology and Management* Volume 193, Issue 3, 1: P. 307-320

ATTIWILL, P.M.; ADAMS, M.A. 1993. Nutrient cycling forests. **New Phytol.** 124. p.561-582..

BAKER, T.R.; PHILLIP, O.L W.; MALHI, Y., ALMEIDA S.; ARROYO L.; DIFIIORE A.; ERWIN T.; KILLEEN T.J.; LAURANCE S.; LAURANCE W.; LEWIS S.; LLOYD ; MONTEAGUDO A.; NEILL D.; PATIÑO S.; PITMAN N.C..A.; SILVA J.N.M. MARTINEZ R.V. 2004 Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass **Global Change Biology** 10, 545–562.

BAKKER, M. R. 1999. Fine-root parameters as indicators of sustainability of forest ecosystems. **Forest Ecology and Management** 122:7–16.

BALDWIN, J.P. 1976. Competition for plant nutrients in soil: a theoretical approach. **J. Agric. Sci.** 87:341–56

BARLOW, J.; MESTRE, L.; GARDNER, T.A; PERES, C.A. 2007. The Value of

Primary, Secondary, and Plantation Forests for a Neotropical Herpetofauna. **Conservation Biology**. 21(3):775-787

BEIER, P.& NOSS, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity ? *Conservation Biology*. Corvallis, v.12. N 6, p. 1241-1251, 1998.

BENÍTEZ-MALVIDO, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conserv. Biol.** 12:380-389.

BERISH, C.W., EWEL, J.J. 1988 Root development in simple and complex tropical successional ecosystems. **Plant and Soil**, v.106, p.73-84,.

BERNHARD-REVERSAT F. 1975. RecHerCHes sur l'écosysteme de la foret subequatoriale de Basse Cote d'Ivoire. VI Les cycles des macroelements. **La terre et la vie** 29: 229–254.

BERTRAND, I., HINSINGER, P, JAILLARD, B., ARVIEU, J.C. 1999 Dynamics of phosphorus in the rhizosphere of maize and rape grown on synthetic, phosphated calcite and goethite. *Plant Soil* 211:111–119 doi:10.1023/A:1004328815280

BISBEE K, GOWER ST, NORMAN JM. 2003. Carbon budgets of contrasting boreal black spruce forests. **Ecosystems**: 6:248–60

BLAIR, B.C.; PERFECTO, I. 2001. Nutrient content and substrate effect on fine root density and size distribution in a Nicaraguan.. **BIOTROPICA** 33(4):697-701

BLAMEY, F.P.C., DOWLING, A.J., 1995. Antagonism between aluminium and calcium for sorption by calcium pectate. **Plant and Soil**.171, 137–140.

BÖHM, W. 1979. **Methods of studying root systems**. Berlim-Heidelberg. Springer-Verlag. 188p.

BONGERS, F.; POORTER, L.; VAN ROMPAEY, R.S.A.R.; PARREN, M.P.E. 1999. Distribution of twelve moist forest canopy tree species in Liberia and Côte 'Ivoire: response curver to a climatic *gradient*. *Journal of Vegetation Science*, Vol. 10, No. 3, pp. 371-382

BORCHERT, R. 1994. Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. **Ecology**, v.75, n. 5, p.1437-1449,

BORÉM, R.A.T. & RAMOS, D.P. 2001. Estrutura fitossociológica da comunidade arbórea de uma toposequência pouco alterada de uma área de floresta Atlântica de Silva Jardim. **R. Árvore**, Viçosa – MG. V. 25, n.1. p.131-140.

BOUMA, T.J.; BRYLA, D.R. 2000. On the assessment of root and soil respiration for soils of different textures: interactions with soil moisture contents and soil CO2 concentrations. **Plant and Soil**. 227: 215–221.

- BROOKS, T.M., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., KONSTANT, W.R., FLICK, P., PILGRIM, J., OLDFIELD, S., MAGIN, G., HILTON-TAYLOR, C., 2001. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conserv. Biol.* 16, 909–923.
- BROWN I.F.; MARTINELLI, L.A.; THOMAS, W.W.. 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian Forests – an example from Rondonia, Brazil. **Forest Ecology And Management**, 75, 175–189.
- BROWN, S. AND LUGO, A.E., 1992. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. **Interciencia**. 17(1): 8 - 18
- BROWN, S., GILLESPIE, A.J.R., LUGO, A.E. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, v.35, n.4, p. 881-902.
- BROWN, S., LUGO, A.E., IVERSON, L.R. 1992. Processes and lands for sequestering carbon in the tropical forest landscape. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.64, p.139-155.
- BROWN, S. 1997. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: A Primer. FAO Forestry Paper 134. FAO, Rome.
- BRUM, H.D; NASCIMENTO, H.E.M; LAURANCE, W.F.; ANDRADE A.C.S. 2008. Rainforest fragmentation and the demography of the economically important palm *Oenocarpus bacaba*. **Plant Ecology**, 199:209–215
- BRYANT, J.P.; CHAPIN III, F.S.; KLEIN, D.R. 1983. Carbon/nutrient balance of boreal plants in relation to herbivory. **Oikos** 40:357-368.
- BURGER, D. 2005. **Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa de Mata Atlântica na Serra do Mar, SP**. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BURKE, M.K.; RAYNAL, D. J. 1994. Fine root growth phenology, production and turnover in a northern hardwood forest ecosystem. **Plant Soil**.162, 135–146.
- BURNHAM, C. P. 1998. Pedological processes and nutrient supply from parent material in tropical soils. In Proctor, J.1989. **Mineral nutrients in tropical and savannah ecosystems**. p. 27-41. Blackwell, Oxford, UK.
- BUSCHBACHER, R., UHL, C., SERRÃO, E.A.S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation. **Journal of Ecology**, v.76, p.682-699.
- CADENASSO, M.L.; PICKETT, S.T.A. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. **Journal of Ecology** 88. p.31-44.

CAIRNS, M.A., BROWN, S., HELMER, E.H., BAUMGARDNER, G.A., 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia** 111, 1–11

CALDWELL M.M., MANWARING JH, JACKSON R.B. 1991a. Exploitation of phosphate from fertile soil microsites by three Great Basin perennials when in competition. **Funct. Ecol.** 5:757–64

CALDWELL, M.M.; MANWARING, J.H.; DURHAM, S.L. 1991.b The microscale distribution of neighboring plant roots in fertile soil microsites. **Funct. Ecol.** 5:765–72

CALVARUSO, C., TURPAULT, M.P., FREY-KLETT, P. 2006. Root-associated bacteria contribute to mineral weathering and to mineral nutrition in trees: a budgeting analysis. **Appl Environ Microbiol** 72:1258–1266.

CAMPBELL, B.D.; GRIME, J.P.; MACKEY, J.M.L. 1991. A trade-off between scale and precision in resource foraging - **Oecologia**, Volume 87, Number 4 532 – 538.

CANAVESI, V.; KIRCHNER, F.F. 2005. Quantificação de macronutrientes em floresta Montana mista utilizando dados de campo e obtidos a partir de imagens do satélite Ikonos **FLORESTA**, Curitiba, PR, v. 35, n. 3.

CANSI, M.M.F.A. 2007. **Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmentos de Mata Atlântica na APA da bacia do rio São João, RJ.** Dissertação de Mestrado. UENF. Laboratório de Ciências Ambientais. 95p.

CARMO, C. A. F. S.; ARAÚJO, W.S.; BERNARDI, A.C.C.; SALDANHA, M.F.C. 2000. **Métodos de Análise de Tecidos Vegetais Utilizados na Embrapa Solos.** Rio de Janeiro. Embrapa Solos (Série - Circular Técnica 6), 47 p.

CARNEIRO MARCO A. C.; SIQUEIRA, J. O., MOREIRA, F.M.S., CARVALHO, D., BOTELHO, S.A.; JUNIOR, O.J.S. 1998. Micorriza arbuscular em espécies arbóreas e arbustivas nativas de ocorrência no sudeste do Brasil. **CERNE**, V.4, N.1, P.129-145.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M.T. & BRAGA, J. M. A. 2006. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, município de Silva Jardim, RJ. **Acta Botânica Brasilica.** 20(3):741-754.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M.T. & BRAGA, J. M. A. 2007. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica. **R. Árvore, Viçosa-MG**, v.31, n.4, p.717-730.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M.T.; BRAGA, J.M.A. & RODRIGUES, P.J.F.P. 2006. Estrutura da comunidade arbórea da floresta Atlântica de baixada periodicamente inundada na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguesia** 57 (3): 503-518.

CARVALHO, F.A, NASCIMENTO, M.T. E OLIVEIRA-FILHO, A. T. 2008. Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. **Acta bot. bras.** 22(4): 929-940.

CARVALHO, F.A. 2005. **Efeitos da fragmentação florestal na florística e estrutura da Mata Atlântica Submontana da região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ.** Dissertação de Mestrado. UENF. Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.124p.

CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T. E BRAGA, J.M.A. 2003. Estrutura e composição florística de fragmentos florestais de mata atlântica de baixada na região do Imbaú, Silva Jardim, RJ. **8º Encontro de Iniciação Científica e 2ª Mostra de Pós-Graduação: resumos [CD-ROM]** . – Campos dos Goytacazes : Universidade Estadual do Norte Fluminense.

CASPER, R.B.; JACKSON, G. 1997. Plant competition underground - **Annual Review of Ecology and Systematics** Vol. 28: 545-570.

CAVELIER, J. 1992. Fine root and soil properties in a semi-deciduous and a lower montane rain forest in Panama. **Plant Soil.** 142, 187–201.

CHAGAS, R.K.; OLIVEIRA-FILHO, A.T., BERG, E.; SCOLFORO, J.R.S. 2001. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa-MG. 1. p.39-57.

CHAMBERS, J. Q.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; HIGUCHI, N. 2001. Tree damage, allometric relationsHips, and above-ground net primary production in central Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, v. 152, p. 73-84.

CHAPIN III, F.S. 1992. Effects of multiple environmental stresses on nutrient availability and use. In: **Response of plants to multiple stresses.** Eds. Mooney, H.A.; Winner, W.E.; Pell, E.J. Academic Press, Inc. California. p. 67-88.

CHAPIN III, F.S., VITOUSEK, P.M., VAN CLEVE, K., 1986. The nature of nutrient limitation in plant communities. **Am. Nat.** 127, 8–58.

CHAVE , J., ANDALO C., BROWN S., CAIRNS M.A., CHAMBERS, J.Q. EAMUS D., FOLSTER H., FROMARD F., HIGUCHI N., KIRA T., LESCURE J.P., NELSON OGAWA H., PUIG H., RIERA B., YAMAKURA T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests **Oecologia** 145: 87–99

CHAVE, J.; RIÈRA, B.; DUBOIS, M.A. 2001. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. **J Trop Ecol** 17:79–96

CHENG Y, HOWIESON JG, O'HARA GW, WATKIN ELJ, SOUCHE G, JAILLARD B, HINSINGER P. 2004. Proton release by roots of *Medicago murex* and *Medicago sativa* growing in acidic conditions, and implications for rhizosphere pH changes and nodulation at low pH. **Soil Biol Biochem.** 36:1357–1365..

- CHENG, W. 1999. Rhizosphere feedbacks in elevated CO₂. **Tree Physiology**, 19, 313-320.
- CHENG, W.; GERSHENSON, A. 2008. Carbon Fluxes in the Rhizosphere. In: **The Rhizosphere: An Ecological Perspective**. Eds Elsevier Inc. NY 31-56
- CHOMITZ, K.M.; KUMARI, K. 1998. The domestic benefits of tropical forests: A critical review. **The World Bank Research Observer**. 13 (1). P13-35.
- CLARK, D. B.; CLARK, D. A. 2000. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 137, p. 185-198.
- CLARK, D.B.; BROWN, S.; KICKLIGHTER, D.W.; CHAMBERS, J.Q.; THOMLINSON, J.R.; NI, J.; HOLLAND, E. 2001. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. **Ecological Applications**. 11(2). p.356-370.
- COCHRAN, W.G.; COX, G.M. 1957. **Experimental designs**. 2.ed. New York: John Wiley & Sons, 611p.
- COLEY, P.D., BARONE, J.A., 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 27, 305-335.
- COOTEAUX, M-M., BOTTNER, P. & BERG, B. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. **Trends in Ecology & Evolution**, 10,63-66.
- CRAMER J.; MESQUITA, R.; WILLIAMSON, G.B. 2007. "Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees" - **Biological Conservation** vol.137:, pp 415-423.
- CRAVEN, D.; BRADEN, D.; ASHTON, M.S.; BERLYN, G.P.; WISHNIE, M.; DENT, D. 2007. Between and within-site comparisons of structural and Physiological characteristics and foliar nutrient content of 14 tree species at a wet, fertile site and a dry, infertile site in Panama. **Forest Ecology and Management** 238: 335-346.
- CRICK, J.C.; GRIME, J.P. 1987. Morphological plasticity and mineral nutrient capture in two herbaceous species of contrasted ecology. **New Phytologist**, v. 107, p. 403-414.
- CUEVAS, E.; MEDINA, E. 1988. Nutrient dynamics within Amazonian forests. II Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. **Oecologia** 76, 222-235.

CURRAN, L.M.; TRIGG, S.N., MCDONALD, A.K.; ASTIANI, D. 2004. Lowland Forest Loss in protected Areas of Indonesian Borneo **Science** 13.: Vol. 303. no. 5660, pp. 1000 – 1003.

DAHLGREN, R.A.; VOGT, K.A.; UGOLINI, F.C.1991 The influence of soil chemistry on fine root aluminum concentrations and root dynamics in a subalpine Spodosol, Washington State, USA **Plant and Soil**, Volume 133, Number 1; 117 – 129.

DEAN, W. 1996. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo, Companhia das Letras. 484 p. ISBN: 85-7164-590-6.

DEANS, J.D.; MORAN, J.; GRACE, J. 1996. Biomass relationships for trees species in regenerating semideciduous-tropical moist forest in Cameroon. **Forest Ecology and Management** 88. p.215-225.

DELITTI, W. M.; BURGER, D. M . 2000. **Carbon and mineral nutrient pools in a gallery forest at Mogi Guaçu River, SouthEast Brazil** Ann. For. Sci. 57: 39–47

DOBSON, A.; LODGE, D.; ALDER, J.; CUMMING, G.S; KEYMER, J; MCGLADE, J.; MOONEY, H.; RUSAK, J.A; SALA, O; WOLTERS, V; WALL, D.; WINFREE, R.; XENOPOULOS, M.A. 2006. Habitat loss trophic collapse and the decline of ecosystem services **Ecology**: Vol. 87, No. 8, pp. 1915-1924.

DRUMMOND, M. A. 1996. **Alterações fitossociológicas e edáficas decorrentes de modificações da cobertura vegetal na Mata Atlântica, região do Médio Rio Doce. MG**. Viçosa: UFV, 73p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa.

DRUMOND, M.A.; BARROS, F.N.; SOUZA, A.L.; SILVA, A.F.; MEIRA NETO, J.A. 1996. Alterações fitossociológicas e edáficas na Mata Atlântica em função das modificações da cobertura vegetal. R. **Arv. Viçosa** – MG, v. 20 (4): p. 451 – 466.

EDWARDS, P.J., GRUBB, P.J. 1977. Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea I. The distribution of organic matter in the vegetation and soil. **Journal of Ecology**, v.65, p.943-969.

EISSENSTAT, D.; YANAI, R.D. 1997. The ecology of root lifespan. **Adv. Ecol. Res.** 27: 1-60

ELOFORTE. E.F. 2005. **Máquinas e equipamentos**. <http://www.eloforte.com/novo/inicio.htm>, (acessado em 04 de abril de 2005)

EMBRAPA. 1997. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de Solo**. 2ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

- EMBRAPA. 2006. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.
- ENGELBRECHT, B.M.J.; KURSAR T.A. 2003. Comparative drought-resistance of seedlings of 28 species of co-occurring tropical woody plants. **Oecologia**, Volume 136, Number 3 p. 383 – 393.
- ENQUIST, B.J. AND NIKLAS, K.J. 2002. Global allocation rules for patterns of biomass partitioning across seed plants. **Science**, **295**: 1517–1520.
- ESPELETA, J.F.; CLARK, D.A. 2007. Multi-scale variation in fine-root biomass in a tropical rain forest: a seven years study. **Ecological Monographs**, V.77(3): 377–404.
- FAGAN, W.F; FORTIN, M.J.; SOYKAN, C. 2003. Integrating edge detection and dynamic modeling in quantitative analyses of ecological boundaries - **BioScience**, 77: 1975-1988.
- FAHEY, T. J.; HUGHES, J. W. 1994. Fine root dynamics in a northern hardwood forest ecosystem, Hunnard Brook Experimental Forest, N H. **J. Ecol.** 82, 533–548.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of ecology, Evolution and Systematics** 34. p.487-515. 2003.
- FEARNSIDE P.M. 1997. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia **Forest Ecology and Management** 90 (1997) 59-87.
- FELDPAUSCH, R.; RONDON, M.A.; FERNANDES, E.C.M.; RIHA, S.J.; WANDELLI, E. Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in Central Amazonia. **Ecological Applications**, 14(4) Supplement, 2004, pp. S164–S176
- FERNANDES, R.V.; RAMBALDI, D.M.; TEIXEIRA, A.M.G. 2008. **Restauração e proteção legal da paisagem – corredores florestais e RPPNs** . . In: Oliveira, P.P.; Grativol, A.D.; Miranda, C.R.R. (Eds.). Campos dos Goytacazes – UENF. Conservação do mico-leão-dourado: Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada. p-160-179.
- FINEGAN, B. Forest succession. 1984. **Nature**, Londres, 311:109-114.
- FISHER, G; SHAH, M.; VELTHUIZEN, H. 2002. Climate change and agricultural vulnerability. **International Institute for Applied Systems Analysis**. Vienna. (Contribution to the World Summit on Sustainable Development, Johannesburg 2002). 152 p.
- FOLSTER, H., DE LAS SALAS, G., KHANNA, P. 1976. A tropical evergreen forest site with perched water table, Magdalena Valley, Columbia. Biomass and bioelement inventory of primary and secondary vegetation. **Oecol. Plant.** 11:297- 320

FOSTER BROWN, I.; MARTINELLI, L. A.; WAYT THOMAS, W.; MOREIRA, M. Z.; CID FERREIRA, C.A.; VICTÓRIA, R. 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: an example from Rondônia. **Forest Ecology and Management**, 75:175-189.

FURCH, K., AND H. KLINGE. 1989. Chemical relationships between vegetation, soil and water in contrasting inundation areas of Amazonia. In J. Proctor (Ed.). **Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems**, pp. 189– 204. Blackwell Scientific, Oxford, England.

FURTINI NETO, A.E., REZENDE, A.V., VALE, F.R., FAQUIN, V. & FERNANDES, L.A. 1999. Acidez do solo, crescimento e nutrição mineral de algumas espécies arbóreas, na fase de muda. **Cerne**. 5:1-12

GAMA, D.M. 2005. **Efeitos de borda sobre o solo, camada de serapilheira e decomposição foliar em um fragmento de Mata Atlântica na Reserva Biológica União, RJ**. Tese de Doutorado. Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense, RJ.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. 1997. Biomass collapse in amazonian forest fragments. **Science**, 7. Vol. 278. no. 5340, pp. 1117 – 1118.

GASTON, G.S.; BROWN, S.; LORENZINI, M. 1998. State and change in carbon pools in the forests of tropical Africa. **Global Change Biology**, 4, 97–114.

GENTRY, A.H. 1982. Patterns of Neotropical Plant Species Diversity. **Evolution Biology**. 15:1-84.

GEORGE, T.S., GREGORY, P.J., ROBINSON, J.S., BURESH, R.J. 2002. Changes in phosphorus concentrations and pH in the rhizosphere of some agroforestry and crop species. **Plant Soil** 246:65–73

GIARDINA, C.P., BINKLEY, D., RYAN, M.G., FOWNES, J.H., SENOCK, R.S., 2004. Belowground carbon cycling in a humid tropical forest decreases with fertilization. **Oecologia** 139, 545–550.

GIARDINA, C.P., RYAN, M.G., BINKLEY, D., FOWNES, J.H., 2003. Primary production and carbon allocation in relation to nutrient supply in a tropical experimental forest. **Global Change Biol.** 9, 1438–1450.

GIRÃO, L.C.; LOPES, A.V.; TABARELLI, M. & BRUNA, E.M. 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. **PLoS One**, v. 2(9), p. 891-908.

GIVNISH, T.J. 1984. Leaf and canopy adaptations in tropical forests. In: MEDINA, E.; MOONEY; H.A.; VASQUES-YANES, C. (Ed.). **Physiological ecology of plants in the wet tropics**. Hague: W. Junk. p. 51-84

GOLLEY, F. B., , T. RICHARDSON, AND H. KLINGE. 1980a. Biogeochemistry of tropical forests. 1. The frequency distribution and mean concentration of selected elements in a forest near Manaus, Brazil. **Trop. Ecol.** 21: 60–70.

GOLLEY, F. B., J. YANTKO, AND C. JORDAN. 1980b. Biogeochemistry of tropical forests. 2. The frequency distribution and mean concentration of selected elements in a forest near San Carlos de Rio Negro. **Trop. Ecol.** 21: 71–80.

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

GORDON, W.S., JACKSON, R.B., 2000. Nutrient concentrations in fine roots. **Ecology** 81, 275–280.

GÖTTLEIN A., HEIM A., MATZNER E. 1999. Mobilization of aluminium in the rhizosphere soil solution of growing tree roots in an acidic soil. **Plant Soil.** v.211, 41–49.

GOWER S T, VOGT K A; GRIER C C 1992. Carbon dynamics of Rocky Mountain Douglas-fir: influence of water and nutrient availability. **Ecol. Monogr.** 62, 43–65.

GOWER, S. T. 1987. Relations between mineral nutrient availability and fine root biomass in two Costa Rican tropical wet forests: A hypothesis. *Biotropica* 19: 171–175.

GOWER, S.T. 2003. Patterns and mechanisms of the forest carbon cycle. **Annu. Rev. Environ. Resour.** 28. p.169-204.

GREEN, J.J., DAWSON, L. A., PROCTOR, J., DUFF, E. 2005. Root dynamics in a tropical rain forest. **Plant Soil** Volume 276, Numbers 1-2: p.38-51.

GRIME, J.P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies **Nature** 250, 26 – 31

GRIMME, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American Naturalist.** v.111 p. 1169-1194.

GROMBONE-GUARATINI, M.T.; RODRIGUES, R.R. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology.** Cambridge. 18. p.759-774.

GUEDES-BRUNI, R.R.; SILVA NETO, S.J.; MORIM, M.P.; MANTOVANI, W. 2006. Composição florística e estrutura de trecho de floresta ombrófila densa Atlântica Aluvial na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim. Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia** 57 (3): 413-428.

GUO, D.L.; MITCHELL, R.J.; HENDRICKS, J.J.H. 2004. Fine root branch orders respond differentially to carbon source-sink manipulations in a long-leaf pine forest. **Oecologia** 140: 450-457.

HACKE U.G., STILLER V., SPERRY J.S., PITTERMANN J. & MCCULLOH K.A. 2001. Cavitation fatigue: embolism and refilling cycles can weaken cavitation resistance of xylem. **Plant Physiology**. 125, 779–786.

HANSON, P.J.; EDWARDS, N.T.; GARTEN C.T.; ANDREWS, J.A. 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations **Biogeochemistry** 48: 115–146, 2000.

HARMS, K.E., CONDIT, R., HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 2001. Habitat associations of trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot. **Journal of Ecology**, 89, 947–959.

HARTMANN, A., ROTHBALLER, M., SCHMID, M. (2008) Lorenz Hiltner, a pioneer in rhizosphere microbial ecology and soil bacteriology research. **Plant Soil**. 312:7–14

HASE, H., FOLSTER, H. 1982. Bioelement inventory of a tropical (semi-)evergreen seasonal forest on eutrophic alluvial soils, Western Llanos, Venezuela. **Acta Oecol. Plant.** 3:331-46

HAYNES, R. J. 1980. Ion exchange properties of roots and ionic interactions within the root apoplasm: Their role in ion accumulation by plants. **The Botanical Review** 46: 74±99

HEAL, O.W. and Dighton, J. 1985. **Resource quality and trophic structure in the soil system.** In: Fitter, A.H., Atkinson, D., Read, D.J. and Usher, M.B. (eds.) Ecological interaction in soil, 339-354. Blackwell Scientific, Oxford, England.

HEIM, A.; LUSTER, J.; BRUNNER, I.; FREY, B, FROSSARD. E. 1999. Effects of aluminium treatment on Norway spruce roots: Aluminium binding forms, element distribution, and release of organic substances **Plant and Soil**. V. 216, Numbers 1-2

HENDRICKS, J.J., HENDRICK, R.L.; WILSON, C.A.; MITCHELL, R.J.; PECOT, S.D.; GUO, D. N. 2006. Rain controls on fine root substrate quality in temperate forest ecosystems. **Journal of Ecology**. 94, p. 40-57.

HERMS D.A.; MATTSON, W.J. 1992. The dilemma of plants: to grow or to defend. **Quarterly Review of Biology**. 67:283-335.

HERTEL, D.; LEUSCHNER, C.; HOLSCHER, D. 2003. Size and Structure of Fine Root Systems in Old-growth and Secondary Tropical Montane Forests (Costa Rica). **BIOTROPICA** 35(2): 143–153.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. 1998. Biomassa da parte aérea da vegetação da Floresta Tropical Úmida de Terra-firme da Amazônia Brasileira. **Acta Amazonica**. v. 28, n. 2, p. 153-166,

HINSINGER, P., GILKES, R.J. 1996. Mobilization of phosphate from phosphate rock and alumina-sorbed phosphate by the roots of ryegrass and clover as related to rhizosphere pH. **Eur J Soil Sci.** 47:533–544: 1365-2389.

HINSINGER, P.; BENGOUGH, A.G.; VETTERLEIN, D.; YOUNG, I.M. 2009. Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. **Plant and Soil**, Volume 321, Numbers 1-2. 117-152.

HOBBIE, S.E. 1992. Effects of plant-species on nutrient cycling. **Trends Ecol Evol** 7:336–339.

HOF, J., RIDEOUT, D., BINKLEY, D., 1990. Carbon fixation in trees as a micro optimization process: an example of combining ecology and economics. *Ecol. Econ.* 2, 243–256.

HOLDRIDGE, L.R. **Ecologia basada en zonas de vida (ecological life zones)**. San José, Costa Rica, Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, 1978. 216 p.

HORN, H. S. 1971. **The adaptive geometry of trees**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

HORST, W.J. 1995. The role of the apoplast in aluminium toxicity and resistance of higher plants: a review in english. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* vol. 158, no5, pp. 419-428 (2 p.1/4)

HOUGHTON, R.A. 2005. Aboveground Forest Biomass and the Global Carbon Balance. *Global Change Biology* 11, 945–958,.

HOUGHTON, R.A. 2007. Balancing the global carbon budget. *Annu. Rev. Earth. Planet. Sci.* 35:131-347.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. 1983. **Manual de identificação das principais madeiras comerciais brasileiras**. São Paulo: IPT/Promocet. 241 p.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Fichas de características das madeiras brasileiras**. São Paulo: IPT, 1978.

JACKSON, R. B.; CANADELL, J.; EHLERINGER, J. R.; MOONEY, H. A.; SALA, O. E.; SCHULZE, E. D. 1996 A global analysis of root distribution for terrestrial biomes. **Oecologia** 108, 389–411.

JACKSON, R.B.; CALDWELL, M.M. 1992. Shading and the capture of localized soil nutrients: nutrients contents, carbohydrates, and root uptake kinetics of a perennial tussock grass. **Oecologia**, Berlin, v.91, n.4, p.457-462.

JARAMILLO, V.J.; AHEDO-HERNANDEZ, R.; KAUFFMAN, B. 2003. Root biomass and carbon in a tropical evergreen forest of Mexico: Changes with secondary sucesion in forest conversion to pasture. **Journal of Tropical Ecology.** 19. p.457-464.

JOHNSON, C.; VIEIRA, I.C.G.; ZARIN, D.J.; FRIZANO, J.; JOHNSON, H. 2001. Carbon and nutrient storage in primary and secondary forests in eastern Amazônia. **Forest Ecology and Management** 147; o. 245 - 252

JONES, D.L., HODGE, A., KUZYAKOV, Y. 2004. Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. **New Phytol.** 163:459–480

JORDAN, C. F. Are process rates higher in tropical forest ecosystems? In PROCTOR, J., 1989. **Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems**. British Ecological Society - Special publication 9. Edited by J. Proctor. Blackwell Scientific Publications: Oxford London Edinburgh Boston Melbourne, 205 - 215 p.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. SOUZA, L.M.I. 1988. **Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas**. Série Técnica IPEF 12(32). P.65-70.

KANDELER, E., MARSCHNER, P., TSCHERKO, D., GAHOONIA, T.S., NIELSEN, N.E. 2002. Microbial community composition and functional diversity in the rhizosphere of maize. **Plant Soil.** 238:301–312.

KARBERG, N.J., PREGITZER, K.S., KING, J.S., FRIEND, A.L., WOOD, J.R. 2005. Soil carbon dioxide partial pressure and dissolved inorganic carbonate chemistry under elevated carbon dioxide and ozone. **Oecologia** 142:296–306

KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D.L.; WARD, D.E.; BABBITT, R. 195. Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slash primary forests. **Oecologia**, v. 104, p. 397-408.

KEELING, H.C. & PHILLIPS, O.L. 2007. A calibration method for the crown illumination index for assessing forest light environments. **Forest Ecology and Management**, 242, 431–437.

KELTJENS, W.G., 1995. Magnesium uptake by Al-stressed maize plants with special emphasis on cation interactions at root exchange sites. **Plant and Soil** 171, 141–146.

KETTERINGS, Q.M.; COE R., VAN NOORDWIJK, M. 2001 Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. **Forest Ecology and Management**, 146, 199–209.

KEYES, M. R.; GRIER C. C. 1981. Above and below ground root production in 40 year old Douglas fir stands in low and high productivity sites. **Can. J. For Res.** 11, 599–605.

KILLHAM, K. 1994. **Soil ecology**. Cambridge, Cambridge University Press, 242p.

KINDEL, A.; BARBOSA, P.M.S.; PÉREZ, D.V.; GARAY, I. 1999. Efeito do extrativismo seletivo de espécies arbóreas da Floresta Atlântica de Tabuleiros na matéria orgânica e outros atributos do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 23, p. 465-474,

KINDEL, A.; GARAY, I. 2001. Caracterização de ecossistemas da Mata Atlântica de Tabuleiros por meio das formas de húmus. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 25, p. 551-563,

KING, D. A. 1998. Influence of leaf size on tree architecture: first branch height and crown dimensions in tropical rain forest trees. **Trees** 12:438-445.

KIRK, G.J.D. 2002. Modelling root-induced solubilization of nutrients. **Plant Soil** 255:49–57

KLINGE, H. 1973. Root mass estimation en lowland Tropical rain Forest of Central Amazonia, Brazil. I - Fine root mass of a pale yellow latosol and a giant humus podzol. **Tropical Ecology**. 14: 29-38.

KLINGE, H., HERRERA, R. 1983. Phytomass structure of natural plant communities on spodosols in southern Venezuela: The tall Amazon Caatinga forest. **Vegetatio**, v.53, p.65-84.

KOZLOWSKI, T.T., PALLARDY, S.G., 1997. **Physiology of Woody Plants**. Second ed. Academic Press, San Diego. 657p.

KÜPER, W., SOMMER, J.H., LOVETT, J.C., MUTKE, J., LINDER, H.P., BEENTJE, H.J., VAN ROMPAEY, R.S.A.R., CHATELAIN, C., SOSEF, M. & BARTHLOTT, W. 2004. Africa's hotspots of biodiversity redefined. **Ann. Missouri Bot. Garden** 91:525-535.

LAMBERS, H.; POORTER, H. 1992. Inherent variations in growth rate between higher plants: a search for fisiological causes and ecological consequences. **Advances in Ecological Research**, London, v.23, p.188-261,

LAMBERS, H.; CHAPIN III, F. S.; PONS, T. L. 1998. **Plant physiological ecology**. New York: Springer-Verlag, 540 p.

LAURANCE W.F., NASCIMENTO H.E.M., LAURANCE S.G., ANDRADE A., EWERS R.M. **2007** Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. *PLoS ONE* 2(10): e1017. doi:10.1371/journal.pone.0001017

LAURANCE, W. F.; FEARNSIDE, P. M.; LAURANCE, S. G.; DELAMONICA, P.; LOVEJOY, T. E.; RANKIN-DE MERONA, J.; CHAMBERS, J. Q.; GASCON, C. 1999. RelationsHip between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, v. 118, p. 127-138,

LAURANCE, W.F.; ALBERNAZ, A.K.M.; SCHROTH, G.; FEARNSIDE, P.M.; E. VENTICINQUE, E.; Costa, c. 2002. "Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon." **Journal of Biogeography** - 29, pp. 737-748.

LAURANCE, W.F.; COCHRANE, M.A. - 2001. Synergistic effects in fragmented landscapes. **Conservation Biology** - vol.15, nº6, pp 1488-1489.

LAWRENCE, D.; FOSTER, D. Changes in forest biomass, litter dynamics and soils following shifting cultivation in Southern Mexico: an overview. **Interciencia** 27 (8). p. 400-408. 2002

LEI Nº 6.938. 1981. **Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.** D.O.U. Agosto.

LESCURE, J. P.; PUIG, H.; RIERA, B.; LECLERC, D.; BEEKMAN, A.; BENETEAU, A. 1983. La pHytomasse épigée d'une forêt dense en Guyane française. **Acta Oecologica: Oecologia Generalis**, v. 4, n. 3, p. 237 – 251.

LIMA, J.A.S.; KINDEL, A.; CARMO, C.A.F.S.; MOTTA, P.E.F. 2006. Composição, estrutura e biomassa de fragmentos florestais. In: CARMO, C.A.F.S. (Eds) **Seqüestro de Carbono: Quantificação em seringais de cultivo e na vegetação natural.** (UFMG, Embrapa Solos, EPAMIG).

LIU, Q.; LOGANATHAN, P.; HEDLEY, M.J. 2005. Influence of ectomycorrhizal hyphae on phosphate fractions and dissolution of phosphate rock in rhizosphere soils of *Pinus radiata*, **J. Plant Nutr.** 28. p. 1525–1540

LIU, Q.; LOGANATHAN, P.; HEDLEY, M.J.; SKINNER, M.F. 2006. Root processes influencing phosphate availability in volcanic soils under young *Pinus radiata* plantations, **Can. J. For. Res.** 36, pp. 1913–1920.

LOOSEMORE, N., STRACZEK, A., HINSINGER, P., JAILLARD, B. 2004. Zinc mobilization from a contaminated soil by three genotypes of tobacco as affected by soil and rhizosphere pH. **Plant Soil** 260:19–32 doi:10.1023/B:PLSO.0000030173.71500.e1

LORENZI, H. 1992. **Árvores brasileiras:** manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum, v. 1, 373 p.

LORENZI, H. 1998. **Árvores brasileiras:** manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum. v. 2, 373 p.

LOVETT, G.M.; LYNN, M.C.; CHRISTENSON, P.M.; GROFFMAN, P.M.; JONES, C.G.; HART, J.E.; MITCHELL, M.J. 2002. Insect defoliation and nitrogen cycling in forests. **BioScience** 52 (4). p.335-341.

LUGO, A.E., SCATENA, F.N., 1996. Background and catastrophic tree mortality in tropical moist, wet, and rain forest. **Biotropica.** 28, 585-599.

LUGO, A.E.; BROWN, S. 1992. Tropical forests as sinks of atmospheric carbon. **Forest Ecology and Management.** 72. p.475-493.

LUIZÃO F.J.; CARVALHO, R. M.F. 1981. Estimativa da biomassa de raízes de duas espécies de *Cecropia* e sua relação com a associação ou não das plantas a formigas ACTA AMAZÓNICA 11(1) : 93.96.

LUIZÃO, R.C.C.; LUIZÃO, F.J.; PROCTOR, J. 2007. Fine root growth and nutrient release in decomposing leaf litter in three contrasting vegetation types in central Amazonia. **Plant Ecology** 192:225-236.

LUMBRERAS, J.F.; CARVALHO FILHO, A.; CALDERANO FILHO, B; SANTOS, R.D. 2001. **Levantamento pedológico, vulnerabilidade e potencialidade ao uso das terras quadrículas de Silva Jardim e Rio das Ostras, Estado do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro (Embrapa Solos, Boletim de Pesquisa, 23) 221p.

LUNT, I. 1997. Germinable soil seed banks of anthropogenic native grasslands and grassy forest remnants in temperate south-eastern Australia. **Plant Ecology** 130. p.21-34.

LUYSSAERT, S; DETLEF SCHULZE, E.; BORNER, A.; KNOHL, A.; HESSENMÖLLER, D.; LAW, B.E.; CIAIS, P.; GRACE, J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. **Letters to Nature**. Vol 455: 11. doi:10.1038/nature07276

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. 1967. **Island biogeography**. New Jersey: Princeton University Press. 203 p.

MARCELO TABARELLI, M.; PINTO, .P.; SILVA, M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **MEGADIVERSIDADE**. Volume 1. Nº 1.

MARCHIORI JÚNIOR, M.; M.MELO, M.M. 1999. Carbono, carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. **R. bras. ci. solo**, 23:257-263.

MARÍN-SPIOTTA, E.; SWANSTON, C.X.; TORN, M.S.; SILVER, W.L.; BURTON, S.D.; 2008. Chemical and mineral control of soil carbon turnover in abandoned tropical pastures. **Geoderma** 143: 49–62.

MARKESTEIJN, L.; POORTER, L. 2008. Seedling root morphology and biomass allocation of 62 tropical tree species in relation to drought- and shade-tolerance **Journal of Ecology**. 97 , 311–325 doi: 10.1111/j.1365-2745.

MARSCHNER H. 1995. **Mineral nutrition of higher plants**, 2nd edition. London, UK: Academic Press.

MARTINELLI, L. A.;ALMEIDA, S.; BROWN, I.F.; MOREIRA, M.Z.; VICTORIA, R.L.; FILOSO, S.; FERREIRA, C.A.C.; THOMAS, W.W. 2000. Variation in Nutrient Distribution and Potential Nutrient Losses by Selective Logging in a Humid Tropical Forest of Rondônia, Brazil. **BIOTROPICA** 32(4a): 597–613

MCGILL, W. B., COLE, C. V. 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S, and P through soil organic matter. **Geoderma** 26:267-86

McGRODDY, M.; SILVER, W. 2000. Variations in belowground carbon storage and soil CO₂ flux rates along a wet tropical climate gradient. **Biotropica** 32(4). p.614-624.

MEINZER, F.C., 2003. Functional convergence in plant responses to the environment. **Oecologia**. 134, 1-11.

MENDONÇA-SANTOS; M. L., JACQUES, P. D.; COELHO, M.R.; PIMENTEL, J.; SANTOS, H.G.; ALMEIDA, P.; BARBOSA, E.L.A.; COSTA, T.C.C.; ÁVILA, R.M.; SHINZATO, E.; BRANCO, P.C.M.P.A. 2003 **Mapeamento do uso atual e cobertura vegetal do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro. Embrapa Solos, 45 p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 22).

MESQUITA, C.A.B.; VIEIRA, M.C.W. 2004. RPPN – **Reservas Particulares do Patrimônio Natural da Mata Atlântica**. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. São Paulo. Mimografado. 27 p.

METCALFE, D.B.; MEIR, P.; ARAGÃO, L.E.O.C.; COSTA, A.C.L.; BRAGA, A.P.; GONÇALVES, P.H.L.; SILVA JR, J.A.; ALMEIDA, S.S.; DAWSON, L.A.; MALHI, Y.; WILLIAMS, M. 2008. The effects of water availability on root growth and morphology in an Amazon rainforest. **Plant Soil**. 311:189-199.

MICHALSKI, F.; NISHI, I.; PERES, C.A. 2007. Disturbance-mediated drift in tree functional groups in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, doi:10.1111/ j.1744-7429.

MICHAUD, A.M., BRAVIN, M.N., GALLEGUILLOS, M., HINSINGER, P. 2007. Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ for durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. **Plant Soil** 298:99–111 doi:10.1007/s11104-007-9343-0

MOKANY, K., RAISON, R.J., PROKUSHKIN, A.S. 2005. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. **Global Change Biology**.11, 1–13.

MORAES, J.F.L. 1991. **Conteúdo de carbono e nitrogênio e tipologia de horizontes nos solos da Bacia Amazônica**. Piracicaba, CENA-USP. 85P. (Dissertação de Mestrado).

MOUTINHO, p.; NEPSTAD, d.c; DAVIDSON, e.a. Influence of leaf-cutting ant nests on secondary forest growth and soil properties in Amazonia. **Ecology**, 84(5), 2003, pp. 1265-1276

MULLER-LANDAU, H. C. 2004. Interspecific and intersite variation in wood specific gravity of tropical trees: Patterns, causes, and consequences. **Biotropica** V. 36: 20–32.

- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution** 10 (2): 58-62.
- MYERS, N. 2000. Conversion rates in tropical moist forest. In: GOLLEY, F.B. **Tropical rain forest ecosystems: structure and function**. Amsterdam: Elsevier. p.289-300.
- NADELHOFFER, K.J., RAICH, J.W., 1992. Fine root production estimates and belowground carbon allocation in forest ecosystems. **Ecology**. 73, 1139–1147.
- NADELHOFFER, K.J.; ABER, J.D.; MELILLO, J.M. 1985. Fine roots, net primary production, and soil N availability: a new hypothesis. **Ecology**, 66, 1377–1390.
- NADKARNI, N.M.; SCHAEFERA, D.; MATELSONA, J.T., SOLANO, R.. 2004 Biomass and nutrient pools of canopy and terrestrial components in a primary and a secondary montane cloud forest, Costa Rica. **Forest Ecology and Management** 198 (2004) 223–236
- NASCIMENTO, A. C. P. 2005 **Produção e aporte de nutrientes da serrapilheira produzida em um fragmento de Mata Atlântica da Reserva Biológica União, RJ**. Dissertação de Mestrado (Biociências e Biotecnologia). UENF, Campos dos Goytacazes, RJ.
- NEBEL, G.; DRAGSTED, J., VEGAS, A.S. 2001. Litter fall, biomass and net primary production in flood plain forest in the Peruvian Amazon. **Forest Ecology and Management**, 150, 93–102.
- NELSON B.W., MESQUITA R., PEREIRA J.L.G., SOUZA S.G.A., BATISTA G.T., COUTO L.B. 1999. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. **For Ecol Manage** 117:149–167
- NEUMANN, G., ROMHELD. V. 2001. The release of root exudates as affected by the plant's physiological status. In: Pinton, R., Varanini, Z., and Nannipieri, P. (eds) **The rhizosphere: biochemistry and organic substances at the soil-plant interface**. Marcel-Dekker, Inc., New York, pp. 41-93.
- NEWMAN, G.S.; HART, S.C. 2006. Nutrient covariance between forest foliage and fine roots. **Forest Ecology and Management** 236:136–141.
- NIETFELD, H.W.F. 2001. Modeling the dynamics of the rhizosphere: Aluminum chemistry in acid forest soils. In: Gobran,G.R.; Wenzel, W.W.; Lombi, E. (Eds) **Trace elements in the rhizosphere**. Boca Raton: CRC. p. 253-307.
- NIKLAS, K. J. 1994. **Plant allometry: the scaling of form and process**. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- NIKLAS, K. J., 2004. Plant allometry: is there a grand unifying theory? **Biological Review**. 79, 871-889.

NIKLAS, K.J. AND ENQUIST, B.J. 2001. Invariant scaling relationships for interspecific plant biomass production rates and body size. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA**, 98: 2922–2927.

NOGUEIRA E.M., NELSON B.W.B, FEARNside P.M. 2005. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. **Forest Ecology and Management** V. 208:261–286. 2005.

NOGUEIRA, E.M., P.M. FEARNside, B.W. NELSON & M.B. FRANÇA. 2007. Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. **Forest Ecology and Management** 248(3): 119-135.

NOTÍCIAS...2009. Reserva Biológica de Poço das Antas tem o pior incêndio dos últimos 12 anos. **Jornal da Ciência**. OSBPC. <http://www.jornaldaciencia.org.br/Detail.jsp?id=4356>, (acesso em abril de 2009)

NYE, P. H.; GREENLAND, D. J. **The soil under shifting cultivation**. Technical communications 51. Harpenden, UK: Commonwealth Bureau of Soils, 1960.

NYE, P.H. 1977. The Rate-Limiting Step in Plant Nutrient Absorption From Soil. **Soil Science**. Volume 123 - Issue 5 273-344

NYE, P.H., GREENLAND, D.J. Changes in the soil after clearing tropical forest. **Plant and Soil**, v.21, n.1, p.101-112, 1964.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; CARVALHO, D.A.; FONTES, M.A.L.; VAN DEN BERG, E.; CURTI, N.; CARVALHO, W.A.C. 2004. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG **Revista Brasil. Bot.**, V.27, n.2, p.291-309.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** 32(4b):793-810.

OLLINGER, S.V., SMITH, M.L., MARTIN, M.E., HALLETT, R.A., GOODALE, C.L., ABER, J.D., 2002. Regional variation in foliar chemistry and N cycling among forests of diverse history and composition. **Ecology** 83, 339–355.

OSAKI, M.; YAMADA, S.; ISHIZAWA, T.; WATANABE T.; SHINANO, T. 2003. Mineral characteristics of leaves of plants from different phylogeny grown in various soil types in the temperate region. **Plant Foods for Human Nutrition** (Formerly *Qualitas Plantarum*) Volume 58, Number 2.

OSTERTAG, R. Effects of nitrogen and phosphorus availability on fine-root dynamics in Hawaiian montane forests. 2001. **Ecology** 82(2). p.485-499.

OVERMAN, J. P. M.; WITTE, H. J. L.; SALDARRIAGA, J. G. 1994. Evaluation of regression models for above-ground biomass determination in Amazon rainforest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 10, p. 207-218.

OVINGTON, J.D.; OLSON, J.S. 1970. Biomass and chemical content of El Verde lower montane rain forest plants. In: Odum, H.T. & Pigeon, r.f. eds. **A tropical rains forest.**, USAEC,. 53-75

PEREIRA, J. A. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; LEMOS-FILHO, J. P. **2007**. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v.16, n.6, p.1761-1784.

PERSSON, H. 1992. The importance of fine roots in boreal forests. In: BÖHN, W.; KUTCHERA, L.; LINCHTENEGGER, E. (Eds) **Root ecology and its practical application**. S.I.: s.n. p.595-608.

PHILIPPOT, L., HALLIN, S., BÖRJESSON, G., BAGGS, E.M. (2009) Biogeochemical cycling in the rhizosphere having an impact on global change. **Plant Soil** (in preparation)

PIRES, J.M.; G.T. PRANCE. 1985. The vegetation types of the Brazilian Amazon. In **Key Environments: Amazonia** (G.T. Prance & T. E. Lovejoy, eds.), pp. 109-145. Pergamon Press, Oxford.

POORTER, L., F. BONGERS, F. J. STERCK, AND H GIVNISH, T. J. 1984. Leaf and canopy adaptations in tropical forests. Pages 51-83 in E. Medina, H. A. Mooney, and C. Vazques-Yanes, editors. **Physiological ecology of plant of the wet tropics**. Dr W. Junk, The Hague, The Netherlands.

POORTER, L., F. BONGERS, L.; BONGERS, F. 2006. Architecture of 54 Moist-Forest Tree Species: Traits, Trade-Offs, and Functional Groups Author(s): **Ecology**, Vol. 87, No. 5. pp. 1289-1301.

POORTER, L., F.; BONGERS, F.; STERCK, F.J.; WILL, H. 2003. Architecture of 53 rain forest trees differing in adult stature and shade tolerance. **Ecology** 84:602-608.

POST, W.M.; EMMANUEL, W.R.; ZINKE, P.J.; STANGENBERGER, A.G. 1982. Soil carbon pools and world life zones. **Nature** 298. p.156-159.

PREGITZER, K.S., 1993. Impact of climate change on soil processes and soil biological activity. **BCPC Monograph** No. 56: Global Climate Change.

PREGITZER, K.S., ZAK, D.R., LOYA, W. M., KARBERG, N. J., KING, J.S., BURTON, A.J. 2007. The contribution of root – rhizosphere biochemical cycles in changing world. In: Cardon ZG and Whitbeck JL(eds). **The Rhizosphere: An Ecological Perspective**, Elsevier Academic Press, London, UK, pp. 155-178.

PREGITZER, K.S.; BURTON, A.J.; KING, J.; ZAK, R.D. 2008. Soil respiration, root biomass, and root turnover following long-term exposure of northern forests to elevated atmospheric CO₂ and tropospheric O₃. *New Phytologist*. V. 180. N1: Issue 1, pp.. 153 - 161

PRESTON, K.A., CORNWELL, W.K. & DENOYER, J.L. 2006. Wood density and vessel traits as distinct correlates of ecological strategy in 51 California coast range angiosperms. *New Phytologist*, 170, 807–818.

PRITCHETT, W. L. 1979. **Properties and Management of Forest Soils**. John Wiley & Sons. 500pgs. ilust. New York, Chichester, Brisbane, Toronto.

PROCÓPIO-OLIVEIRA, P.P.; NASCIMENTO, M.T.; CARVALHO, F.A.; VILLELA, D.M.; KIERULFF, M.C.M.; VERULI, V.P.; LAPENTA, M.J.; SILVA, A.P. 2008. Qualidade do habitat na área de ocorrência do mico-leão-dourado. In: Oliveira, P.P.; Gratiol, A.D.; Miranda, C.R.R. (Eds.). Campos dos Goytacazes – UENF. **Conservação do mico-leão-dourado: Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada**. p-14 -39.

PROCTOR, J. 1983. Tropical forest litterfall. I1. The data set. In **Tropical Rain forest: The Leeds Symposium**, ed. S. L. Sutton, A. C. Chadwick, pp. 83-113. Leeds: Leeds Philos. Nat. Hist. Soc.

PROCTOR, J., ANDERSON, J.M., CHAI, P.F. 1983. Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak. I. Forest environment, structure and floristics. *Journal of Ecology*, v.71, p.237-260.

PUCKETT, W E; DANE, J H; HAJEK, B F. 1985. Physical and Mineralogical Data to Determine Soil Hydraulic Properties **Soil Science Society of America Journal SSSJD4** Vol. 49 , no. 4, p. 831-836.

RADAMBRASIL. 1982. **Levantamento de recursos naturais**, vol.32, folha SF. Rio de Janeiro/Vitória. Ministério das Minas e Energia, Rio de Janeiro.

RAHERISON, S.M.;GROUZIS, M.. 2005 Plant biomass, nutrient concentration and nutrient storage in a tropical dry forest in the south-west of Madagascar **Plant Ecology** (2005) 180:33–45

RAICH J W; NADELHOFFER K J 1989 Belowground carbon allocation in forest ecosystems: Global trends. *Ecology*. 70, 1346– 1354.

RAIJ, B., QUAGGIO, J.A., CANTARELLA, H. et al. **Análise química do solo para fins de fertilidade**. Campinas, SP: Fundação Cargill, 1987. 170p.

RASIAHA, V.; FLORENTINE S.K.; WILLIAMS, B.L. WESTBROOKE, K. 2004. The impact of deforestation and pasture abandonment on soil properties in the wet tropics of Australia. *Geoderma* 120 (2004) 35–45.

- RASPE, S., 1997. Fine-root development : In Hüttl R.F. and W. Schaaf (Eds.) **Magnesium deficiency in forest ecosystems**, Kluwer Academic Publ., Dordrecht, 309-332.
- RASSE, D.P. 2002. Nitrogen deposition and atmospheric CO₂ interactions on fine root dynamics in temperate forests: a theoretical model analysis. **Global Change Biology** 8, 486-503.
- RAYNAUD, X., JAILLARD, B., LEADLEY, P.W. 2008. Plants may alter competition by modifying nutrient bioavailability in rhizosphere: a modeling approach. **Am Nat** 171:44–58 doi:10.1086/523951
- READ, L.; PEREZ-MORENO, D.J. 2003. Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems—a journey towards relevance?, **New Phytol.** **157**, pp. 475–492
- REICH, P.B. & BORCHERT, R. 1984. Water stress and tree phenology in a tropical dry forest in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology** 72. PP.61-74.
- RESENDE, A.V.; FURTINI NETO, A.E.; MUNIZ, J.A.; CURTI, N.; FAQUIN, V. 1999. Crescimento inicial de espécies florestais de diferentes grupos ucessionais em resposta a doses de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.34, n.11, p.2071-2081.
- RICHARDSON, A.D.; DOHNA, H.Z. 2003. Predicting root biomass from branching patterns of Douglas-fir root systems. **Oikos** 100: 96–104.
- ROBINSON, D. 1994. The responses of plant to non-uniform supplies of nutrients. **New Phytol.** 127, 635–674.
- RODRIGUES, P.J.F.P. A. 2004. **A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na Mata Atlântica fragmentada**. Tese de doutorado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.
- ROLIM S.G., JESUS R.M., NASCIMENTO H.E.M., COUTO H.T.Z., CHAMBERS J.Q., 2005. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period, **Oecologia**, 142 (2): 238 – 246
- ROST-SIEBERT, K. **Aluminium toxicity in seedlings of norway spruce (*Picea abies*, Karst.) and beech (*Fagus sylvatica*, L.)**. Uppsala, 1984. 13p. Contribuição a Workshop on Aluminium Toxicity to Trees, Uppsala, 1984. Mimeografado.
- ROWE, N.; SPECK, T. 2005. Plant growth forms: an ecological and evolutionary perspective. **New Phytologist**, Cambridge, v. 166, p. 61-72.
- RUBINSTEIN, A.; VASCONCELOS, H.L. 2005. Leaf-Litter decomposition in Amazonia Forest Fragments. **Journal of Tropical Ecology** - 21: 699-702

SALDARRIAGA, J. G.; WEST, D. C.; THARP, M. L.; UHL, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 938-958.

SANCHEZ-GALLEN, I.; ALVAREZ-SANCHEZ, J. 1996 Root productivity in a lowland tropical forest in Mexico. **Vegetatio**.123, 109–115.

SANFORD JNR, R. L. 1989 Fine root biomass under a tropical forest light gap opening in Costa Rica. **J. Trop. Ecol.** 5, 251–256.

SANFORD, R. L. 1985. **Root ecology of mature and successional Amazon forests**. Ph.D. dissertation. University of California–Berkeley, Berkeley, California.

SANTIAGO, L. S., KITAJIMA, K; WRIGHT, S.J.; MULKEY S.S. 2004. Coordinated changes in photosynthesis, water relations and leaf nutritional traits of canopy trees along a precipitation gradient in lowland tropical forest. **Oecologia**. 139:495–502.

SANTOS, B.A. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, p. 249-260. 2008.

SAS INSTITUTE INC. **SAS OnlineDoc®**, Version 8. Cary, NC, 1999. 1 CD ROM.

SATOMURA, T.; NAKATSUBO, T.; HORIKOSHI, T. 2003. Estimation of the biomass of fine roots and mycorrhizal fungi: a case study in a Japanese red pine (*Pinus densiflora*). **Journal of Forest Research** 8. 221-225.

SAYER E.J., TANNER E.V.J., CHEESMAN A.W. 2006. Increased litterfall changes fine root distribution in a moist tropical forest. **Plant Soil**. 281:5–13

SCATENA, F.N., SILVER, W., SICCAMI, T. 1993. Biomass and nutrient content of the Bisley Experimental Watersheds, Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico, before and after hurricane Hugo, 1989. **Biotropica**, v.25, n.1, p.15-27.

SCHEDLBAUER, J. L., AND KAVANAGH, K. L. 2008. Soil carbon dynamics in a chronosequence of secondary forests in northeastern Costa Rica. **Forest Ecology and Management** 255:1326-1335.

SHELLAS, J.; GREENBERG, R. 1996. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: Island Press. 425p

SCHENK, H.J.; JACKSON, R.B 2002. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems **Journal of Ecology**. 90, 480–494

Schimel, D.S. 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. **Global Change Biology** 1:77-91.

SEGURA M.; KANNINEN M. 2005. Allometric Models for Tree Volume and Total aboveground Biomass in a Tropical Humid Forest in Costa Rica. [javascript:popRef\('fn1'\)](#) **Biotropica** Volume 37: 2 – 14.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication.** University Illinois Press, Urbana, IL., 1949.

SIERRA C.A.; HARMON M.E.; MORENO F.H.; ORREGO S.A.; DEL VALLE J.I. 2007. Spatial and temporal variability of net ecosystem production in a tropical forest: testing the hypothesis of a significant carbon sink. **Glob Change Biol.** 13:838.853

SIERRA C.A.; HARMON, M.E.; MORENO, F.H.; ORREGO, S.A.; DEL VALLE, J.I. 2007. Spatial and temporal variability of net ecosystem production in a tropical forest: testing the hypothesis of a significant carbon sink. **Glob Change Biol** 13:838.853.

SIERRA, C.A.; DEL VALLE, J.I.; ORREGO, S.A. 2003. Accounting for fine root mass sample losses in the washing process: a case study from a tropical montane forest of Colombia. **Journal of Tropical Ecology** 19. p.599-601.

SILVA, A.P. 2009. **Ciclagem de nutrientes na Mata Atlântica de Baixada na APA da Bacia do Rio São João, RJ: Efeito do tamanho do fragmento.** Tese de doutorado. UENF. Laboratório de Ciências Ambientais. 135p.

SILVA, I. R.; FURTINI NETO, A. E.; CURTI, N.; VALE, F. R. 1997. Crescimento inicial de quatorze espécies florestais nativas em resposta à adubação potássica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 32, n. 2, p. 205-212.

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

SILVER, W.L., OSTERTAG, R. & LUGO, A.E. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. **Restoration Ecology**, 8:394-407.

SILVER, W.L.; THOMPSON, W.E.; MCGRODDY, M.E.; VARNER, R.K.; DIAS, J.D.; SILVA, H.; PATRICK, W.; CRILL, M.; KELLER, M. 2005. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils. **Global Change Biology**, 11, 290–306.

SIMERJ. 2008. Sistema de Meteorologia do Estado do Rio de Janeiro. Secretaria de Ciência e Tecnologia. **Governo do Estado do Rio de Janeiro.** Disponível em <http://www.simerj.com/> Acesso em 07/06/2008.

SIX, J.; CONANTY, E.A.; PAUSTIAN, P.; PAUSTIAN, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implication for C-saturation of soils. **Plant and Soil** 241:155-176.

SMITH, T. & HOUSTON, M. 1989. A theory of the spatial and temporal dynamics of plant communities. **Plant Ecology**, 83, 49–69.

- SOLLINS, P. 1998. Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: Does soil matter? **Ecology** 79, 23-30.
- SOMMER, R.; DENICH, M.; VLEK, P.L.G. 2000. Carbon storage and root penetration in deep soils under small-farmer land-use in the Eastern amazon region, Brazil. **Plant and soil**, 219. p. 231-241.
- SON, Y; PARK, I.H.; YI, M.J.; JIN, H.O.; KIM, D.Y.; KIM, R.H.; HWANG, J.A. 2004. Biomass, production and nutrient distribution of a natural oak forest in central Korea **Ecological Research**. 19: 21–28.
- SOS MATA ATLÂNTICA. 2008. **Atlas dos remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Período 2000 a 2005**. Eds Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo. 2008. 157 p. (disponível em www.matatlantica.org.br, acesso em 14/12/2008).
- STEVENSON, F.J.. 1994. **Humus chemistry, genesis, composition, reactions**. 2nd John Wiley & Sons, Inc. New York.
- TABARELLI, M.; LOPES, A.V. & PERES, C.A. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica*. v. 40, n. 7.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. & PERES, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation** 91: 119-127.
- TANNER, E.V., VITOUSEK, P.M., CUEVAS, E., 1998. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. **Ecology** 79: 10-22.
- TIEPOLO, G., CALMON, M. & FERETTI, A.R. 2002. Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil. In: **International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring**. Extension Serie Taiwan Forestry Research Institute 153:98-115.
- TILMAN, D. 1982. **Resource competition and community structure**. Princeton. Princeton University Press. 296p.
- TILMAN, D. 1988. **Plant Strategies and the Dynamics and Structure of Plant Communities**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 362 p
- TILMAN, D., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65–66.
- TUOMISTO, H., RUOKOLAINEN, K., KALLIOLA, R., LINNA, A., DANJOY, W., RODRIGUEZ, Z., 1995. Dissecting Amazonian biodiversity. **Science** 269, 63-66.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E. A. S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 663-681.

UHL, C.; JORDAN, C. F. 1984. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. **Ecology**, v. 65, n. 5, p. 1476-1490.

URQUIZA-HAAS, T.; DOLMAN, M., PERES, C.A. 2007. Regional scale variation in forest structure and biomass in the Yucatan Peninsula, Mexico: Effects of forest disturbance *Forest Ecology and Management* V.247 P. 80-90

VALENCIA, R.; FOSTER, R.B.; VILLA, G.; CONDIT, R.; SVENNING, J.C.; HERNANDEZ, C.; ROMOLEROUX, K.; LOSOS, E.; MAGARD, E.; BALSLEV, H. 2004. Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in eastern Ecuador. *Journal of Ecology*, **92**, 214–229.

van der WERF, A. & NAGEL O.W. 1996. Carbon allocation to shoots and roots in relation to nitrogen supply is mediated by cytokinins and sucrose. **Plant Soil**, 185:21-32.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A. J. 1996. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: Island Press. p.151-167.

VIEIRA, S.A., ALVES, L.F., AIDAR, M.P.M., ARAÚJO, L.S., BAKER, T., BATISTA, J.L.F., CAMPOS, M.C.R., CAMARGO, P.B., CHAVE, J., DELITTI, W.B., HIGUCHI, N., HONÓRIO, E., JOLY, C.A., KELLER, M., MARTINELLI, L.A., DE MATTOS, E.A., METZKER, T., PHILLIPS, O., SANTOS, F.A.M., SHIMABUKURO, M.T., SILVEIRA, M. & TRUMBORE, S.E. 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the **Atlantic Forest**. **Biota Neotrop.** 8(2):.

VILLELA, D.M., NASCIMENTO, M.T., ARAGÃO, L.E.O.C. & GAMA, D.M. 2006. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. **J. Biogeogr** 33(3): 506-516.

VILLELA, D.M.; PROCTOR, J. 2002. Leaf litter decomposition and monodominance in the Peltogyne Forest of Maracá Island, Brazil. **Biotropica**. v. 34(3), p. 334-347.

VITOUSEK, P. M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical FORESTS. **ECOLOGY** 65:285-98

VITOUSEK, P.M. & REINERS, W.A. 1975. "Ecosystem succession and nutrient retention": **BioScience**. 25:376-381.

VITOUSEK, P.M. 1998. Foliar and litter nutrients, nutrient resorption, and decomposition in Hawaiian *Metrosideros polymorpha*. **Ecosystems** 1:401–407

VITOUSEK, P.M., SANFORD, R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Ann. Rev. Ecol. Systematics** 17, 137-167.

VITOUSEK, P.M.; WALKER, L.R. 1987. Colonization, succession and resource availability: ecosystem level interactions. In: Gray, A.J.; Crawley, M.J.; Edwards, P.J. (Eds.). Oxford. Blackwell Scientific Publications. **Colonization, succession and**

stability. p. 207-223.

VOGT, K. A., VOGT, D.J., PALMIOTTO, P.A., BOON, P.; O'HARA, J.; ASBJORNSEN, H. 1996. Review of root dynamics in forest ecosystems grouped by climate, climatic forest type and species. **Plant Soil** 187, 159–219.

VOGT, K. A.; PERSSON, H. 1991 Root methods. *In* Techniques and Approaches in Forest Tree Ecophysiology. Eds. J P Lassoie and T M Hinckley. pp 477–502. CRC Press, Boca Raton, Florida.

WARDLE, D.A., BARDGETT, R.D., KLIRONOMOS, J.N., SETALA, H., VAN DER PUTTEN, W.H., WALL, D.H. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304:1629– 1633 doi:10.1126/science.1094875

WATT, M., SILK, W.K., PASSIOURA, J.B. 2006. Rates of root and organism growth, soil conditions, and temporal and spatial development of the rhizosphere. **Ann Bot** (Lond) 97:839–855 doi:10.1093/aob/mcl028

WEST, G.B.; BROWN, B.J.; ENQUIST, B.J. 1999. A general model for the structure and allometry of plant vascular systems Geoffrey B. **Nature** v .400.p:664 – 667.

WHITMORE, T.C. 1990. **An Introduction to Tropical Rain Forests**. Oxford University Press, Oxford.

WOODCOCK, D.; SHIER, A.D. 2002. Wood specific gravity and its radial variations: the many ways to make a tree. **Trees – Structure and Function**, 16, 437–443.

WOODCOCK, D.W. 2000. Wood specific gravity of trees and forest types in the Southern Peruvian Amazon. **Acta Amazonica**, 30(4): 589-599

WU C., TSUI, C.; HSEIH, C.; ASIO, V.B.; CHEN, Z. 2007 Mineral nutrient status of tree species in relation to environmental factors in the subtropical rain forest of Taiwan Forest Ecology and Management. Volume 239, Issues 1-3, 15 February 2007, Pages 81-91

YAKAMURA, T.; HAGIHARA, A.; SUKARDJO, S.; OGAWA, W. 1997. Tree size in a mature dipterocarp forest stand in Sebulu, East Kalimantan, Indonesia. **Southeast Asian Stud.** 23(4): 452-478.

YANG, J.; BLANCHAR, R.W.; HAMMER, R.D., THOMPSON, A.L. 1996 Soybean growth and rhizosphere pH as influenced by horizon thickness. **Soil Sci Soc Am J** 60:1901–1907

YOUNG, I.M., CRAWFORD, J.W. 2004. Interactions and self-organisation in the soil-microbe complex. **Science** 304:1634–1637.

ZAK, D.R.; PREGITZER, K.S.; KING, J.S.; HOLMES, W.E. 2000. Elevated atmospheric CO₂, fine roots and the response of soil microorganisms: a review and hypothesis. **New Phytologist** 146/7: 201-222.

ZAR, J.H. 1984. **Biostatistical Analysis**. 2nd ed. Prentice Hall International, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey. 1984.

ZARIN, D.J., DUCEY, M.J., TUCKER, J.M., SALAS, W.A., 2001. Potential biomass accumulation in Amazonian regrowth forests. **Ecosystems** 4, 658–668.

ZIANIS, D.; MENCUCCINI, M. 2004. On simplifying allometric analyses of forest biomass. **Forest Ecology and Management** V.187:311–332.

ANEXOS

A1 - Densidade absoluta e relativa das espécies de maior dominância por fragmento da APA Rio São João (DAP \geq 10 cm).

Espécie (Grupo Ecológico)	AFT	EST	VND	IMB	STPF	AND	RVM
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record (SI)					4,0		
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.)Mull. Arg. (SI)	2,4		4,9				
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr. (SI)	5,5		9,8				
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret (PI)							0,4
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. (SI)							3,2
<i>Casearia</i> sp. (SI)	0,6						
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq. (PI)					4,2		
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart. (PI)	1,8		8,0	9,3	16,5	13,2	
<i>Guapira nitida</i> (Mart.ex J.A.Schmidt) Lundell (SI)	0,6		4,9	7,0	3,6		1,5
<i>Guarea guidonea</i> (L.) Sleumer (PI)	10,4	22,7		6,6	24,1	19,4	
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl subsp tuberculata (PI)	0,6						
<i>Inga</i> sp (PI)	7,9						
Lauraceae 6 (ST)							4,3
<i>Licania kunthiana</i> Hook. f. (ST)				0,4			
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl. (SI)							4,5
<i>Moldenhawera</i> sp. (SI)							3,2
Moraceae sp2 (SI)							1,3
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees (ST)	7,3	6,7	13,5	10,6			8,4
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr. (SI)	1,2			15,4	13,3		9,2
<i>Plathymenia foliolosa</i> Benth. (ST)			8,0	0,4		5,0	0,4
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk. (ST)				7,9			
<i>Simarouba amara</i> Aubl. (SI)							1,9
<i>Sparattoperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum. (ST)	6,1						5,6
<i>Tabernaemontana catharinaceae</i> A. DC. (SI)	0,6			3,5		8,3	2,6
<i>Vitex</i> sp. (NC)		12,0			3,5		
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil. (PI)	0,6						2,8
Densidade relativa %	45,8	41,4	49,1	61,1	69,2	45,9	49,3
Densidade (desv.pad.)	625 (159)	500 140	450 (184)	656 (99)	806 (309)	719 (146)	525 (90)

Madeiras leves DEM $< 0,5 \text{ g.cm}^{-3}$; médias DEM $0,5 - 0,72 \text{ g.cm}^{-3}$ e pesadas $> 0,72 \text{ g.cm}^{-3}$
(Fearnside, 1999)

A-2. Dominância absoluta e relativa de cada espécie dominante por fragmento da APA Rio São João (DAP ≥ 10 cm).

Espécie (Grupo Ecológico)	AFT	EST	VND	IMB	STPF	AND	RVM
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record (SI)					4,0		
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.)Mull. Arg. (SI)	2,9		9,4				
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr. (SI)	8,6		9,3				
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret (PI)							2,5
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. (SI)							2,2
<i>Casearia</i> sp. (SI)	1,6						
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq. (PI)					4,4		
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart. (PI)	4,5		5,9	3,8	14,8	11,8	
<i>Guapira nitida</i> (Mart.ex J.A.Schmidt) Lundell (SI)	2,1		8,5	4,6	3,7		2,6
<i>Guarea guidonea</i> (L.) Sleumer (PI)	10,7	30,9		6,5	26,7	23,6	
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl subsp tuberculata (PI)	3,0						
<i>Inga</i> sp (PI)	4,2						
<i>Lauraceae</i> 6 (ST)							1,6
<i>Licania kunthiana</i> Hook. f. (ST)				2,9			
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl. (SI)							2,2
<i>Moldenhawera</i> sp. (SI)							2,9
<i>Moraceae</i> sp2 (SI)							1,5
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees (ST)	7,1	21,0	10,6	8,6			5,7
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr. (SI)	5,4			17,8	12,1		5,2
<i>Plathymenia foliolosa</i> Benth. (ST)			22,9	3,2		26,3	9,5
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk. (ST)				5,6			
<i>Simarouba amara</i> Aubl. (SI)							6,3
<i>Sparattoperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum. (ST)	12,7						2,4
<i>Tabernaemontana catharinaceae</i> A. DC. (SI)	2,0			14,2		5,1	5,7
<i>Vitex</i> sp. (NC)		19,6			3,6		
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil. (PI)	1,9						4,9
Dominância relativa %	66,6	71,5	66,6	67,3	69,1	66,8	66,9
Área basal (desv.pad.)	23,2 (5,1)	22,0 (6,5)	13,0 (11,0)	30,4 (7,8)	30,6 (8,0)	39,2 (9,1)	23,7 (6,2)

A.3. Densidade específica da madeira das espécies amostradas

Família	Espécie (Grupo Ecológico)	DEM	DP	N
Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk. (ST)	0,951	(0,006)	3
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl. (SI)	0,775	(0,031)	3
Leg Caesalpinoideae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr. (SI)	0,771	(0,008)	6
Leg Mimosaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr. (SI)	0,770	(0,062)	12
Leg Mimosoideae	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record (SI)	0,762	(0,004)	3
Leg Mimosoideae	<i>Inga</i> sp (PI)	0,740	(0,004)	3
Leg Caesalpinoideae	<i>Moldenhawera</i> sp. (SI)	0,733	(0,091)	3
Verbenaceae	<i>Vitex</i> sp. (NC)	0,724	(0,027)	6
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl. (SI)	0,704	(0,003)	3
Salicaceae	<i>Casearia</i> sp. (SI)	0,702	(0,003)	3
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees (ST)	0,691	(0,021)	15
Meliaceae	<i>Guarea macrophyla</i> Vahl subsp tuberculata (PI)	0,690	(0,023)	3
Meliaceae	<i>Guarea guidonea</i> (L.) Sleumer (PI)	0,686	(0,040)	15
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. (SI)	0,681	(0,020)	3
Annonaceae	<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil. (PI)	0,681	(0,008)	6
Apcynaceae	<i>Tabernaemontana catharinaceae</i> A. DC. (SI)	0,677	(0,007)	12
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart. (PI)	0,663	(0,024)	15
Bignoniaceae	<i>Sparattoperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum. (ST)	0,630	(0,008)	6
Leg Mimosaceae	<i>Plathymeria foliolosa</i> Benth. (ST)	0,628	(0,054)	12
Lauraceae	Lauraceae 6 (ST)	0,623	(0,003)	3
Chrysobalanaceae	<i>Licania kunthiana</i> Hook. f. (ST)	0,611	(0,015)	3
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.)Mull. Arg. (SI)	0,543	(0,030)	6
Moraceae	Moraceae sp2 (SI)	0,520	(0,042)	3
Nyctaginaceae	<i>Guapira nitida</i> (Mart.ex J.A.Scmidt) Lundell (SI)	0,425	(0,028)	15
Moraceae	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq. (PI)	0,420	(0,005)	3
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret (PI)	0,344	(0,005)	3
Média		0,659	(0,022)	164

De acordo com o valor de DEM as madeiras são consideradas leves $< 0,5 \text{ g. g.cm}^{-3}$; médias $0,5 \text{ g. g.cm}^{-3} - 0,72 \text{ g. g.cm}^{-3}$ e pesadas $\text{g.cm}^{-3} > 0,72$, Fearnside, 1999)

A5. BMAS (Mg.ha⁻¹) por fragmento com equações do Grupo 2.

FRAG	Equação			Equação			Equação			Equação		
	D15	DP	t	D17	DP	t	Dp3	DP	t	Dp4	DP	t
AFETIVA	124	(29)	A	120	(29)	A	459	(115)	A	239	(61)	A
ESTREITO	123	(33)	A	121	(30)	A	455	(114)	A	230	(61)	A
VENDAVAL	202	(97)	A	199	(97)	A	758	(384)	A	390	(206)	A
ANDORINHAS	232	(66)	A	233	(70)	A	847	(237)	A	406	(100)	A
IMBAÚ	170	(52)	A	168	(54)	A	640	(203)	A	330	(102)	A
PROFESSOR	167	(56)	A	163	(60)	A	618	(244)	A	317	(133)	A
RB2300	245	(64)	A	270	(65)	A	958	(260)	A	408	(161)	A
RB800	265	(58)	A	269	(61)	A	1034	(238)	A	530	(120)	A
RVERMELHO	140	(53)	A	142	(60)	A	526	(210)	A	258	(92)	A
Equação												
DH1	DP	t	DH2	DP	t	DHp3	DP	t	DHp4	DP	t	
AFETIVA	95	(37)	A	113	(46)	A	337	(136)	A	149	(60)	A
ESTREITO	81	(37)	A	96	(44)	A	280	(129)	A	124	(57)	A
VENDAVAL	142	(79)	A	173	(98)	A	504	(300)	A	222	(132)	A
ANDORINHAS	168	(68)	A	209	(91)	A	541	(196)	A	238	(86)	A
IMBAÚ	109	(46)	A	132	(57)	A	393	(148)	A	174	(65)	A
PROFESSOR	112	(40)	A	133	(51)	A	391	(160)	A	173	(70)	A
RB2300	176	(27)	A	245	(31)	A	635	(156)	A	233	(89)	A
RB800	188	(38)	A	236	(50)	A	688	(150)	A	303	(66)	A
RVERMELHO	92	(31)	A	113	(41)	A	316	(103)	A	139	(45)	A

A7 – Correlações entre BMAS e altura total da árvore, DEM e teores de nutrientes da biomassa acima do solo de fragmentos florestais da APA Rio São João (todos os fragmentos).

	Equações do Grupo 1							
	DH3	DH4	DH5	DH6	DHp1	DHp2	DHp4	DHp6
HTOT	0,38*	0,39*	0,33*	0,39*	0,34*	0,21	0,33	0,37*
DEM	0,48*	0,46**	0,39*	0,36*	0,44**	0,37*	0,41*	0,42**
N	0,3	0,29	0,34*	0,3	0,38*	0,33*	0,36*	0,34*
P	-0,2	-0,22	-0,09	-0,1	-0,06	-0,01	-0,06	-0,1
K	-0,31	-0,34*	-0,16	-0,23	-0,16	-0,1	-0,17	-0,24
Ca	-0,02	0,04	0,07	0,07	0,04	0,11	0,05	0,08
Mg	-0,29	-0,31	-0,3	-0,36*	-0,41*	-0,31	-0,40*	-0,42**

	Equações do Grupo 2							
	D15	D17	Dp3	Dp4	DH1	DH2	DHp3	DHp4
HTOT	0,22	0,25	0,17	0,23	0,38*	0,38*	0,37*	0,33
DEM	0,44**	0,47**	0,42**	0,48**	0,40*	0,41**	0,45**	0,41*
N	0,34*	0,34*	0,34*	0,34*	0,35*	0,34*	0,35*	0,36*
P	-0,09	-0,14	-0,02	-0,1	-0,11	-0,13	-0,11	-0,06
K	-0,21	-0,24	-0,11	-0,22	-0,21	-0,24	-0,24	-0,17
Ca	0,09	0,09	0,11	0,08	0,05	0,02	0,05	0,05
Mg	-0,34*	-0,28	-0,3	-0,35*	-0,35*	-0,38*	-0,40*	-0,40*

	Equações do Grupo 3							
	D4	D20	D21	DH1	DH2	DH3	DH10	DHp2
HTOT	0,27	0,29	0,28	0,38	0,38	0,38	0,36	0,21
DEM	0,49**	0,45**	0,49**	0,39**	0,41*	0,47**	0,43*	0,36*
N	0,15	0,28	0,27	0,34*	0,34*	0,30	0,28	0,33
P	-0,24	-0,17	-0,22	-0,11	-0,13	-0,20	-0,14	-0,01
K	-0,23	-0,33	-0,34*	-0,21	-0,24	-0,31	-0,31	-0,10
Ca	-0,20	0,04	0,05	0,05	0,02	-0,02	0,05	0,11
Mg	-0,04	-0,37*	-0,26	-0,35*	-0,37*	-0,29	-0,38*	-0,31

*Correlação significativa (p=0,05). ** Correlação altamente significativa (p=0,01).

A8. Coeficientes de correlação entre todas as BMAS de nove fragmentos florestais da APA Macacu.

Eg.	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11	D12	D13	D14	D15	D16	D17	D18	D19	D20	D21	D22	D23	D24	D25	D26	D27
D1																											
D2	0,99																										
D3	0,95	0,97																									
D4	0,83	0,80	0,76																								
D5	0,71	0,67	0,67	0,80																							
D6	0,90	0,89	0,86	0,68	0,64																						
D7	0,69	0,69	0,72	0,61	0,84	0,76																					
D8	0,68	0,66	0,62	0,70	0,87	0,76	0,92																				
D9	0,72	0,69	0,65	0,79	0,97	0,72	0,88	0,96																			
D10	0,66	0,66	0,62	0,69	0,82	0,77	0,88	0,98	0,92																		
D11	0,70	0,69	0,69	0,78	0,94	0,70	0,92	0,94	0,95	0,93																	
D12	0,61	0,61	0,56	0,57	0,77	0,76	0,89	0,98	0,89	0,98	0,87																
D13	0,63	0,63	0,57	0,65	0,74	0,75	0,86	0,97	0,87	0,99	0,87	0,98															
D14	0,58	0,58	0,52	0,57	0,69	0,74	0,85	0,95	0,84	0,97	0,84	0,97	0,99														
D15	0,66	0,65	0,63	0,67	0,86	0,75	0,94	0,99	0,94	0,99	0,96	0,97	0,96	0,95													
D16	0,60	0,61	0,57	0,58	0,75	0,75	0,90	0,97	0,86	0,99	0,89	0,99	0,98	0,98	0,98												
D17	0,70	0,68	0,64	0,74	0,93	0,74	0,91	0,99	0,99	0,99	0,96	0,96	0,94	0,92	0,90	0,97	0,92										
D18	0,60	0,60	0,60	0,55	0,84	0,72	0,97	0,96	0,90	0,93	0,91	0,95	0,91	0,91	0,91	0,97	0,94	0,95									
D19	0,63	0,64	0,66	0,65	0,89	0,70	0,97	0,95	0,92	0,93	0,96	0,92	0,89	0,86	0,97	0,92	0,95	0,97	0,97								
D20	0,66	0,66	0,70	0,75	0,95	0,63	0,91	0,87	0,92	0,84	0,97	0,79	0,77	0,72	0,90	0,80	0,91	0,88	0,96								
D21	0,72	0,68	0,67	0,83	1,00	0,64	0,82	0,87	0,97	0,82	0,94	0,77	0,74	0,69	0,86	0,74	0,93	0,82	0,88	0,95							
D22	0,59	0,58	0,54	0,51	0,77	0,75	0,91	0,96	0,87	0,95	0,86	0,98	0,94	0,96	0,96	0,97	0,93	0,97	0,91	0,78	0,76						
D23	0,62	0,62	0,63	0,63	0,87	0,70	0,98	0,96	0,92	0,92	0,95	0,92	0,90	0,89	0,97	0,93	0,95	0,98	0,99	0,93	0,86	0,93					
D24	0,68	0,67	0,62	0,71	0,87	0,76	0,92	1,00	0,96	0,99	0,94	0,97	0,97	0,95	0,99	0,96	0,99	0,95	0,94	0,87	0,87	0,96	0,95				
D25	0,67	0,64	0,63	0,65	0,94	0,70	0,92	0,94	0,97	0,88	0,92	0,89	0,83	0,81	0,93	0,85	0,97	0,96	0,94	0,92	0,93	0,91	0,95	0,94			
D26	0,58	0,59	0,56	0,50	0,75	0,75	0,92	0,95	0,85	0,95	0,87	0,98	0,94	0,95	0,97	0,98	0,91	0,97	0,93	0,80	0,74	0,99	0,93	0,94	0,89		
D27	0,69	0,68	0,69	0,76	0,94	0,70	0,93	0,94	0,95	0,92	1,00	0,87	0,87	0,83	0,96	0,89	0,96	0,92	0,97	0,97	0,94	0,86	0,96	0,94	0,92	0,88	

A8. Continuação...

Eq.	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11	D12	D13	D14	D15	D16	D17	D18	D19	D20	D21	D22	D23	D24	D25	D26	D27	
Dp1	0,91	0,94	0,91	0,63	0,48	0,93	0,65	0,61	0,56	0,64	0,57	0,62	0,65	0,62	0,61	0,63	0,59	0,57	0,57	0,50	0,49	0,60	0,56	0,62	0,54	0,61	0,56	
Dp2	0,55	0,57	0,51	0,54	0,70	0,72	0,85	0,95	0,84	0,96	0,84	0,97	0,98	0,99	0,95	0,98	0,90	0,91	0,87	0,72	0,70	0,96	0,89	0,95	0,83	0,95	0,84	
Dp3	0,66	0,66	0,64	0,69	0,88	0,74	0,93	0,99	0,95	0,99	0,96	0,97	0,96	0,94	1,00	0,97	0,98	0,96	0,97	0,90	0,88	0,95	0,96	0,99	0,93	0,96	0,96	
Dp4	0,57	0,60	0,57	0,56	0,76	0,72	0,88	0,96	0,86	0,97	0,89	0,98	0,96	0,96	0,97	0,99	0,92	0,94	0,92	0,80	0,75	0,96	0,92	0,96	0,86	0,97	0,89	
Dp5	0,65	0,65	0,62	0,68	0,93	0,70	0,91	0,97	0,97	0,92	0,94	0,92	0,88	0,86	0,95	0,89	0,98	0,95	0,94	0,91	0,92	0,93	0,95	0,96	0,98	0,91	0,94	
DH1	0,61	0,60	0,60	0,59	0,85	0,71	0,93	0,95	0,92	0,93	0,91	0,94	0,90	0,89	0,96	0,93	0,95	0,97	0,96	0,88	0,84	0,94	0,96	0,95	0,94	0,94	0,92	
DH2	0,63	0,63	0,64	0,64	0,88	0,70	0,94	0,94	0,92	0,91	0,94	0,91	0,88	0,85	0,95	0,91	0,94	0,95	0,97	0,93	0,87	0,90	0,96	0,93	0,93	0,91	0,95	
DH3	0,72	0,70	0,70	0,81	0,95	0,68	0,86	0,88	0,94	0,85	0,95	0,80	0,79	0,74	0,89	0,80	0,92	0,85	0,91	0,95	0,95	0,77	0,89	0,89	0,90	0,78	0,95	
DH4	0,68	0,64	0,64	0,73	0,98	0,63	0,85	0,86	0,95	0,81	0,92	0,78	0,73	0,68	0,86	0,75	0,92	0,85	0,89	0,94	0,97	0,78	0,87	0,86	0,95	0,77	0,92	
DH5	0,60	0,58	0,54	0,55	0,79	0,74	0,89	0,96	0,89	0,95	0,87	0,97	0,93	0,94	0,96	0,95	0,94	0,95	0,91	0,80	0,79	0,97	0,92	0,96	0,91	0,96	0,88	
DH6	0,58	0,58	0,59	0,56	0,84	0,68	0,96	0,92	0,89	0,89	0,91	0,90	0,86	0,85	0,94	0,90	0,92	0,97	0,96	0,90	0,83	0,91	0,97	0,92	0,93	0,92	0,92	
DH7	0,60	0,59	0,57	0,56	0,83	0,72	0,92	0,92	0,96	0,91	0,93	0,89	0,95	0,91	0,91	0,96	0,94	0,95	0,97	0,94	0,84	0,82	0,96	0,95	0,96	0,94	0,95	0,90
DH8	0,66	0,63	0,61	0,66	0,93	0,69	0,89	0,93	0,96	0,88	0,91	0,89	0,83	0,81	0,92	0,85	0,96	0,93	0,93	0,90	0,92	0,89	0,92	0,93	0,98	0,87	0,92	
DH9	0,60	0,60	0,57	0,56	0,79	0,74	0,91	0,97	0,89	0,98	0,90	0,99	0,96	0,96	0,98	0,99	0,94	0,97	0,94	0,83	0,79	0,98	0,94	0,97	0,90	0,99	0,91	
DH10	0,63	0,63	0,65	0,66	0,92	0,68	0,94	0,92	0,92	0,90	0,97	0,87	0,83	0,81	0,95	0,88	0,93	0,94	0,97	0,96	0,90	0,88	0,96	0,92	0,93	0,89	0,98	
DH11	0,56	0,56	0,52	0,48	0,74	0,72	0,88	0,94	0,85	0,93	0,83	0,97	0,92	0,93	0,94	0,95	0,90	0,95	0,90	0,77	0,73	0,97	0,90	0,93	0,89	0,97	0,84	
DHp1	0,53	0,55	0,52	0,49	0,73	0,68	0,86	0,93	0,84	0,92	0,83	0,95	0,92	0,92	0,93	0,94	0,89	0,93	0,89	0,76	0,72	0,94	0,90	0,92	0,86	0,94	0,83	
DHp2	0,51	0,53	0,48	0,46	0,67	0,71	0,86	0,94	0,81	0,94	0,81	0,97	0,95	0,98	0,94	0,97	0,88	0,93	0,87	0,70	0,66	0,97	0,89	0,93	0,83	0,97	0,81	
DHp3	0,60	0,61	0,60	0,59	0,85	0,70	0,92	0,96	0,91	0,94	0,93	0,94	0,91	0,90	0,97	0,94	0,95	0,96	0,95	0,88	0,85	0,94	0,95	0,95	0,93	0,95	0,93	
DHp4	0,54	0,56	0,54	0,50	0,74	0,70	0,89	0,94	0,84	0,94	0,86	0,96	0,93	0,94	0,95	0,96	0,90	0,95	0,92	0,79	0,74	0,96	0,92	0,93	0,87	0,97	0,87	
DHp5	0,65	0,64	0,61	0,66	0,92	0,70	0,91	0,96	0,97	0,92	0,93	0,93	0,88	0,87	0,96	0,90	0,98	0,96	0,95	0,90	0,91	0,93	0,95	0,96	0,98	0,91	0,94	
DHp6	0,57	0,58	0,59	0,52	0,84	0,68	0,94	0,93	0,89	0,90	0,89	0,93	0,87	0,86	0,95	0,91	0,93	0,98	0,96	0,88	0,82	0,95	0,96	0,93	0,95	0,95	0,90	
DHp7	0,59	0,60	0,62	0,59	0,88	0,65	0,93	0,92	0,90	0,89	0,93	0,89	0,85	0,82	0,94	0,88	0,92	0,95	0,97	0,93	0,86	0,89	0,96	0,91	0,94	0,90	0,94	

A8. Continuação...

	Dp1	Dp2	Dp3	Dp4	Dp5	DH1	DH2	DH3	DH4	DH5	DH6	DH7	DH8	DH9	DH10	DH11	DHp1	DHp2	DHp3	DHp4	DHp5	DHp6	
Dp1																							
Dp2	0,61																						
Dp3	0,61	0,95																					
Dp4	0,61	0,98	0,97																				
Dp5	0,55	0,89	0,97	0,92																			
DH1	0,56	0,89	0,95	0,92	0,94																		
DH2	0,56	0,85	0,95	0,90	0,93	0,99																	
DH3	0,54	0,73	0,89	0,78	0,89	0,91	0,95																
DH4	0,47	0,69	0,87	0,75	0,92	0,90	0,92	0,97															
DH5	0,58	0,93	0,95	0,94	0,92	0,98	0,95	0,85	0,84														
DH6	0,52	0,86	0,93	0,89	0,92	0,99	0,98	0,90	0,89	0,95													
DH7	0,56	0,91	0,95	0,93	0,94	1,00	0,97	0,88	0,88	0,99	0,97												
DH8	0,52	0,81	0,92	0,85	0,96	0,97	0,96	0,94	0,97	0,94	0,95	0,96											
DH9	0,60	0,96	0,98	0,98	0,93	0,96	0,94	0,83	0,81	0,98	0,93	0,97	0,91										
DH10	0,53	0,82	0,95	0,88	0,93	0,96	0,98	0,95	0,94	0,91	0,97	0,93	0,94	0,92									
DH11	0,58	0,93	0,93	0,94	0,90	0,97	0,93	0,81	0,80	0,99	0,94	0,98	0,91	0,98	0,88								
DHp1	0,57	0,95	0,93	0,97	0,91	0,94	0,91	0,78	0,77	0,96	0,91	0,95	0,88	0,96	0,86	0,97							
DHp2	0,58	0,99	0,93	0,97	0,87	0,91	0,86	0,71	0,69	0,96	0,88	0,94	0,82	0,97	0,83	0,96	0,96						
DHp3	0,56	0,91	0,97	0,95	0,96	0,99	0,97	0,90	0,89	0,97	0,97	0,98	0,95	0,98	0,96	0,96	0,97	0,93					
DHp4	0,58	0,95	0,95	0,97	0,90	0,96	0,94	0,81	0,79	0,98	0,94	0,97	0,89	0,99	0,91	0,98	0,99	0,97	0,98				
DHp5	0,55	0,89	0,96	0,92	0,99	0,97	0,96	0,91	0,94	0,95	0,95	0,97	0,98	0,94	0,95	0,93	0,93	0,88	0,98	0,93			
DHp6	0,54	0,89	0,94	0,93	0,95	0,98	0,96	0,85	0,87	0,95	0,98	0,97	0,94	0,95	0,95	0,95	0,95	0,91	0,98	0,95	0,97		
DHp7	0,52	0,84	0,94	0,90	0,94	0,97	0,98	0,92	0,92	0,92	0,98	0,95	0,93	0,98	0,92	0,92	0,92	0,86	0,98	0,94	0,96	0,98	0,98

A9. Médias dos coeficientes de correlação entre todas as equações e entre equações do mesmo grupo variáveis alométricas

Grupo DAP																
	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11	D12	D13	D14	D15	D16
Geral	0,66	0,66	0,64	0,64	0,82	0,73	0,87	0,91	0,88	0,89	0,88	0,88	0,86	0,84	0,91	0,87
Por grupo	0,69	0,69	0,67	0,68	0,83	0,74	0,87	0,90	0,88	0,88	0,88	0,86	0,85	0,83	0,90	0,86
Grupo DAP																
	D17	D18	D19	D20	D21	D22	D23	D24	D25	D26	D27					
Geral	0,90	0,89	0,89	0,84	0,82	0,87	0,89	0,90	0,88	0,87	0,88					
Por grupo	0,90	0,87	0,88	0,84	0,82	0,85	0,88	0,90	0,87	0,85	0,88					
Grupo Dp																
	Dp1	Dp2	Dp3	Dp4	Dp5	DH1	DH2	DH3	DH4	DH5	DH6	DH7	DH8	DH9	DH10	DH11
Geral	0,61	0,84	0,91	0,87	0,89	0,89	0,89	0,84	0,82	0,88	0,87	0,89	0,87	0,89	0,88	0,86
Por grupo	0,67	0,81	0,83	0,82	0,79	0,96	0,96	0,90	0,89	0,94	0,95	0,95	0,92	0,94	0,92	0,92
Grupo DHp																
	DHp1	DHp2	DHp3	DHp4	DHp5	DHp6	DHp7									
	0,85	0,84	0,90	0,87	0,90	0,88	0,88									
	0,95	0,92	0,97	0,96	0,94	0,96	0,94									

(*) Tipos de equação conforme as variáveis alométricas

Grupo DAP – (D1 – D27)

Grupo Dp – DAP + DEM (Dp1 – Dp5)

Grupo DH – DAP + H (DH1 – DH9)

Grupo DHp – DAP + H + DEM (DHp1 – DHp7)