



UNICAMP

Universidade Estadual de Campinas



A dinâmica da estrutura da comunidade de plântulas em ambientes de bordas antrópicas e interior florestal na Mata Atlântica do centro norte do estado do Rio de Janeiro

Este exemplar corresponde à redação final da tese defendida pelo(a) candidato (a) Mariana de Andrade Iguatemy e aprovada pela Comissão Julgadora.

Dissertação de Mestrado apresentada no Curso de Pós Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Fernando R. Martins
17/04/2008

Orientador: Fernando Roberto Martins

Orientada: Mariana de Andrade Iguatemy

Campinas
Abril de 2008

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP

| | |
|-------------|---|
| Ig8d | <p>Iguatemy, Mariana de Andrade A dinâmica da estrutura da comunidade de plântulas em ambientes de bordas antrópicas e interior florestal na Mata Atlântica do centro norte do estado do Rio de Janeiro / Mariana de Andrade Iguatemy. – Campinas, SP: [s.n.], 2008.</p> <p>Orientador: Fernando Roberto Martins. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.</p> <p>1. Plântula. 2. Efeito de borda. 3. Mata Atlântica. 4. Dinâmica de vegetação. 5. Comunidades vegetais. I. Martins, Fernando Roberto. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.</p> |
|-------------|---|

(rcdt/ib)

Título em inglês: Dynamics of seedlings community structure in edges and interior forest of Atlantic Tropical Rain Forest.

Palavras-chave em inglês: Seedling; Edge effect; Atlantic Forest (Brazil); Vegetation dynamics; Plant communities.

Área de concentração: Biologia Vegetal.

Titulação: Mestre em Biologia Vegetal.

Banca examinadora: Fernando Roberto Martins, Marco Antônio Portugal Luttembarck Batalha, Rafael Oliveira.

Data da defesa: 17/04/2008.

Programa de Pós-Graduação: Biologia Vegetal.

Campinas, 17 de abril de 2008.

BANCA EXAMINADORA

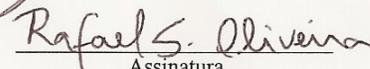
Prof. Dr. FERNANDO ROBERTO MARTINS


Assinatura

Prof. Dr. MARCO ANTONIO PORTUGAL LUTTEMBARK BATALHA


Assinatura

Prof. Dr. RAFAEL SILVA OLIVEIRA


Assinatura

Prof. Dr. PABLO JOSÉ FRANCISCO PENNA RODRIGUES

Assinatura

Prof^a. Dr^a. ROSELI BUZANELLI TORRES

Assinatura

Agradecimentos

Muitas pessoas me ajudaram e me apoiaram durante estes anos do mestrado e por isso quero deixar meus agradecimentos a estas através de algumas palavras. Além disso, também quero agradecer a todos aqueles que porventura tenha esquecido e a todos os futuros interessados neste trabalho.

Ao professor Dr. Pablo J. F. Pena Rodrigues do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ) por todos estes anos de orientação e atuais de co-orientação. Através destes pude amadurecer muito cientificamente e pessoalmente. Valeu também pela grande amizade, e boas conversas e muita paciência.

Ao professor Dr. Fernando Roberto Martins primeiramente por ter aceitado me orientar e pelos bons conselhos no projeto inicial e estímulo durante esta jornada. Durante os meses do mestrado pude perceber a enorme sabedoria e paciência desse grande professor.

Aos professores Dr. Marco Batalha e Dr. Rafael Oliveira por terem aceitado participar das fases de pré banca e banca desta dissertação e por suas importantes sugestões para melhorias deste trabalho.

Ao professor Dr. Flavio Antonio Maes dos Santos pelas conversas e soluções de algumas dúvidas do trabalho.

Ao professor Dr. Marcelo Trindade Nascimento da Universidade Estadual Norte Fluminense (UENF) por todo auxílio e suporte dado na fase inicial deste projeto.

As professoras Drs. Luiza Kinoshita, KiKio Yamamoto e Ângela por terem aceitado participar da banca de qualificação e pelas importantes sugestões ao trabalho.

A Maria Roseli secretária da Pós Graduação da Biologia Vegetal pelo eficiente trabalho.

Ao pesquisador João Marcelo Alvarenga, pelas curtas, porém estimuladoras conversas científicas nos corredores do JBRJ.

Aos grandes amigos Carlos Eduardo (Dudu) e Ana Cristina (chaveirinho) pela força, conversas, risadas e abrigo durante todas as minhas estadas em Campinas.

Aos amigos da Ecologia Vegetal da Unicamp que são muitos, mas em especial para: Vanessa Rosseto, Rafael, Bruno, Carol, Alessandra, Gui, Priscila, Roberta, Leandro.

Aos amigos do laboratório de Ecologia Vegetal do JBRJ, por todas as conversas, dúvidas colocadas e solucionadas, força nos trabalhos de campo e análise dos dados, troca de artigos, discussão de dados..., à Rodolfo, Monique, Letícia, Talita Reis, Pablo Prieto, Jerônimo Boelsums e a participante emprestada Jake Prata.

Aos grandes amigos Rodolfo Cesar Real de Abreu, Monique Medeiros Gabriel e Marcos Lima por toda ajuda no trabalho de campo, análises de fotografias e de dados, conversas, conselhos e estímulo.

Aos técnicos de campo do Programa Mata Atlântica do JBRJ, Antonio (Totonho), e Adílson e o mais recente Jonas, por toda a imprescindível ajuda e qualidade nos trabalhos de campo.

Ao técnico do Programa Mata Atlântica do JBRJ, Rosembergue, por toda a ajuda nos problemas de programas de computador.

Ao IBAMA por conceder nossa licença de pesquisa permitindo todo o desenvolvimento do trabalho dentro de uma unidade máxima de conservação. Em especial ao Sr. Whitson da Costa Júnior (gerente da reserva) e toda equipe da Reserva Biológica União pela receptividade.

Ao Jardim Botânico do Rio de Janeiro por ceder seus espaços para realização de meus estudos e pesquisas.

Ao Programa Mata Atlântica/ IPJBRJ pelo apoio logístico.

Ao curso de Pós Graduação em Biologia Vegetal da Unicamp, pela excelente qualidade de ensino e trabalho oferecido a mim e todos os alunos.

A Petrobrás pelo suporte financeiro das viagens a campo.

A Capes por ter concedido suporte financeiro através de uma bolsa de estudos durante a dissertação.

Aos meus pais e toda minha família por toda força, estímulo durante este período da dissertação.

E ao meu companheiro, Sandro Roberto Araújo Oitaven, que me deu muita força e estímulo, para encarar essa jornada.

Muito Obrigada!!!

Sumário

| | |
|---|-----|
| Agradecimentos..... | iv |
| Sumario de Figuras..... | vii |
| Sumario de Tabelas..... | x |
| Introdução Geral..... | 1 |
| Referências Bibliográficas..... | 4 |
| Capítulo 1- Os efeitos de borda sobre a dinâmica da estrutura da comunidade de plântulas na Reserva Biológica União-RJ..... | 8 |
| Resumo..... | 9 |
| Abstract..... | 10 |
| 1- Introdução..... | 11 |
| 2- Objetivo | 14 |
| 2.1 - Objetivos específicos..... | 14 |
| 3- Metodologia..... | 14 |
| 3.1- Área de Estudo..... | 14 |
| 3.2- Experimento..... | 17 |
| 3.3- Análises dos dados..... | 18 |
| 4- Resultados..... | 21 |
| 5- Discussão..... | 36 |
| 6- Referências Bibliográficas..... | 48 |
| Tabela 1 | 54 |
| Capítulo 2- Os Efeitos da abertura do dossel e da declividade sobre a densidade da comunidade de plântulas em locais de borda e interior florestal na Reserva Biológica União-RJ..... | 63 |
| Resumo..... | 64 |
| Abstract..... | 65 |
| 5- Introdução..... | 66 |

| | |
|---|----|
| 6- Objetivo | 68 |
| 2.2- Objetivos específicos e hipóteses..... | 68 |
| 7- Metodologia..... | 68 |
| 3.1- Área de Estudo..... | 68 |
| 3.2- Experimento..... | 68 |
| 3.3- Análises dos dados..... | 69 |
| 8- Resultados..... | 70 |
| 5- Discussão..... | 72 |
| 6- Referências Bibliográficas..... | 76 |
| | |
| Conclusão Geral..... | 81 |
| | |
| Referências Bibliográficas..... | 83 |

Sumário de Figuras

Capítulo 1

| | |
|---|----|
| Figura 1. Localização geográfica da Reserva Biológica União- RJ. Os pontos da foto aérea representam os sítios EC- Estrada do Cardoso; GLG- Gasoduto Longe; GPT- Gasoduto Perto; RERI- Interior de Rede Elétrica (Localidades de Interior); GA1- Gasoduto 1; GA2- Gasoduto 2; GA3- Gasoduto 3; GA4- Gasoduto 4 (Localidades de Borda de Gasoduto); RE1- Rede Elétrica 1; RE2- Rede Elétrica 2; RE3- Rede Elétrica 3; RE4- Rede Elétrica 4; (Localidades de Borda de Rede Elétrica)..... | 15 |
| Figura 2. Visão geral dos corredores que cortam a Reserva Biológica União- RJ. De cima para baixo: Rede Elétrica, Gasoduto e BR- 101..... | 16 |
| Figura 3. Aspecto geral da localidade de Gasoduto na Reserva Biológica União- RJ..... | 16 |
| Figura 4. Aspecto geral da localidade Rede de Elétrica na Reserva Biológica União- RJ..... | 17 |
| Figura 5. Exemplo esquemático da subdivisão de parcelas de 20 x 50 m, em quadrados menores de 5 x 5 m para a implantação dos plots de plântulas (diâmetro a altura do solo $\leq 10\text{mm}$ e altura $\leq 1\text{m}$) de 2 x 1 m na Reserva Biológica União- RJ..... | 17 |
| Figura 6. Plântula (diâmetro a altura do solo $\leq 10\text{mm}$ e altura $\leq 1\text{m}$) da comunidade marcada com placa de alumínio sendo medida quanto ao diâmetro e altura na Reserva Biológica União- RJ..... | 18 |
| Figura 7. Proporção de plântulas da comunidade (das até 10 mm; altura até 1 m) por classes de diâmetro, nos anos de 2000, 2001, 2004-1 (março), 2004-2 (novembro), 2005-1 e 2005-2 nas localidades, Interior, bordas de Gasoduto e Rede Elétrica (Rede) na Reserva Biológica União- RJ..... | 23 |
| Figura 8. Proporção de plântulas da comunidade (das até 10 mm; altura até 1 m) por classes de alturas, nos anos de 2000, 2001, 2004-1 (março), 2004-2 (novembro), 2005-1 e 2005-2 nas localidades, Interior, bordas de Gasoduto e Rede Elétrica (Rede) na Reserva Biológica União- RJ..... | 24 |

Figura 9. Densidade média de plântulas por *plot* (2m²) ao longo dos anos de estudo nas localidades e parcelas de Interior florestal (IN1, IN2, IN3 e IN4) Gasoduto (GA1, GA2, GA3 e GA4) e Rede Elétrica (RE1, RE2, RE3 e RE4). Eixo x: anos; eixo y: densidade média por *plot*. Ano 1- 2000; ano 2- 2001; ano 3- 2004-1 (março); ano 4- 2004-2 (novembro); ano 5- 2005-1; ano 6- 2005-2.....29

Capítulo 2

Figura 1. Fotografia hemisférica avaliada para que se quantificasse a abertura do dossel de cada *plot* de plântulas (2x1m) na Reserva Biológica União-RJ.....69

Figura 2. Regressão da densidade de plântulas da comunidade vs. a declividade para interior e bordas florestais na Reserva Biológica União- RJ. BOR- Rede elétrica, linha vermelha; BOR2- Gasoduto, linha azul e IN- Interior, linha verde.....72

Sumário de Tabelas

Capítulo 1

Tabela 1. Sumário de resultados da comunidade de plântulas (diâmetro \leq 10mm; altura \leq 1m) das localidades Interior (IN), bordas de Gasoduto (GA) e Rede Elétrica (RE), nos anos 2000, 2001, 2004-1(março), 2004-2 (novembro), 2005-1 e 2005-2 na Reserva Biológica União-RJ.....54

Tabela 2. Dinâmica de plântulas (DAS \geq 10mm e altura \leq 1m) entre diferentes intervalos por classe de diâmetro na localidade Interior na Reserva Biológica União- RJ. As variáveis analisadas foram: n_1 - número de indivíduos no primeiro ano de avaliação; n_2 - número de indivíduos no segundo ano de avaliação; mo- mortos; ne- não encontrados; sa- saída da classe; en- entrada na classe; nw- novos indivíduos; nem- não encontrado no ano anterior e morto no ano seguinte; cne- continuam não encontrados e re- re-encontrados..... 30

Tabela 3. Dinâmica de plântulas (DAS \geq 10mm e altura \leq 1m) entre diferentes intervalos por classe de diâmetro na localidade Rede Elétrica na Reserva Biológica União- RJ. As variáveis analisadas foram: n_1 - número de indivíduos no primeiro ano de avaliação; n_2 - número de indivíduos no segundo ano de avaliação; mo- mortos; ne- não encontrados; sa- saída da classe; en- entrada na classe; nw- novos indivíduos; nem- não encontrado no ano anterior e morto no ano seguinte; cne- continuam não encontrados e re- re-encontrados.....33

Tabela 4. Dinâmica de plântulas (DAS \geq 10mm e altura \leq 1m) entre diferentes intervalos por classe de diâmetro na localidade Gasoduto na Reserva Biológica União- RJ. As variáveis analisadas foram: n_1 - número de indivíduos no primeiro ano de avaliação; n_2 - número de indivíduos no segundo ano de avaliação; mo- mortos; ne- não encontrados; sa- saída da classe; en- entrada na classe; nw- novos indivíduos; nem- não encontrado no ano anterior e morto no ano seguinte; cne- continuam não encontrados e re- re-encontrados.....34

Tabela 5. Sumário de resultados da Repeated Measures Anova para a comunidade de plântulas (diâmetro \leq 10mm; altura \leq 1m) da Reserva Biológica

| | |
|--|----|
| União- RJ. Fator tempo- 2000, 2001, 2004-1(março), 2004-2 (novembro), 2005-1 e 2005-2; fator localidade- Interior, bordas de Gasoduto e Rede Elétrica..... | 37 |
|--|----|

Capítulo 2

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Declividade, densidade e abertura de dossel média das localidades Interior florestal e bordas de Rede Elétrica e Gasoduto na Reserva Biológica União-RJ..... | 71 |
|--|----|

Introdução Geral

A Mata Atlântica é considerada um dos 25 pontos quentes mundiais devido à grande diversidade, ocorrência de espécies endêmicas e por estar altamente ameaçada (Myers *et al.* 2000). Esta grande ameaça é gerada pelo aumento de fronteiras agrícolas, exploração de espécies animais (caça) e vegetais, construção de rodovias, gasodutos (Rodrigues 2004; Melo 2005), especulação imobiliária e crescimento urbano desordenado (Morellato & Haddad 2000; Dean 2002; Rambaldi & Oliveira 2003; SOS Mata Atlântica 2006). Todas estas ameaças são em consequência da grande exploração e pressão antrópica, exercida sobre os remanescentes (Morellato & Haddad 2000; Dean 2002; Rambaldi & Oliveira 2003; SOS Mata Atlântica 2006). Com isso, atualmente a Mata Atlântica brasileira se apresenta altamente fragmentada, restando apenas cerca de 7% de sua cobertura original (Morellato & Haddad 2000; Myers *et al.* 2000). Grande parte desses remanescentes de florestas tropicais se encontra em locais de difícil acesso com alta declividade que apresentam inacessibilidade ou áreas com baixa produtividade (Laurance *et al.* 1997).

A fragmentação de ambientes gera redução das áreas florestadas e apresenta como principal consequência os efeitos de borda (Laurance & Yensen 1991; Murcia 1995; Laurance & Bierregard 1997; Harper *et al.* 2005). Estes efeitos atuam em resposta da interação entre dois ambientes distintos (florestados e não florestados) (Murcia 1995), podendo alterar padrões e processos bióticos e abióticos (Bierregaard *et al.* 1992; Matlack 1994; Murcia 1995). Entretanto, características inerentes ao fragmento, a criação deste e a matriz em que ele está inserido são importantes para determinar a complexidade dos efeitos de borda locais.

Em geral, quanto mais antigo o fragmento ou a criação do corredor, menores serão os impactos aos organismos remanescentes. Assim, com o tempo, as alterações causadas pelo limite se tornam mais amenas e as diferenças entre locais protegidos e bordas se tornam mais sutis (Williams-Linera 1990; Camargo & Kapos 1995; Laurance *et al.* 1998b; Brokaw 1998; Sizer & Taner 1999; Scariot 2000). A matriz de entorno exerce grande

influência sobre os remanescentes, assim, quanto maior a diferença estrutural entre estes, maiores serão os efeitos de borda (Mesquita *et al.* 1999; Didham & Lawton 1999; Gascon *et al.* 2000; Laurance 2000; Harper *et al.* 2005).

Alguns estudos afirmaram que a topografia pode influenciar tais efeitos (Laurance & Yensen 1991; Laurance *et al.* 1998a; Harper *et al.* 2005). Esta pode atuar sobre processos demográficos de recrutamento, mortalidade e crescimento (Gale 2000), e conseqüentemente governar a diversidade e produtividade de florestas tropicais (Lieberman *et al.* 1985; Takyu *et al.* 2002; Kubota *et al.* 2004). Isto pode acontecer em resposta às condições edáficas (Lieberman *et al.* 1985; Valencia *et al.* 2004). Além disso, em alguns locais esse fator pode afetar a sensibilidade a distúrbios naturais, gerando maior número de clareiras (Lieberman *et al.* 1985). Com isso, os efeitos de borda em ambientes de alta declividade podem atuar mais intensamente sobre os remanescentes.

As conseqüências iniciais dos efeitos de bordas seriam as alterações no microclima do fragmento (Harper *et al.* 2005). Estas alterações são em conseqüência do aumento da entrada de luz, temperatura, vento e fogo, diminuição da umidade do ar e do solo (Kapos 1989, Williams-Linera 1990; Camargo & Kapos 1995; Turton & Freiburger 1997; Brokaw 1998; Didham & Lawton 1999; Gascon *et al.* 2000; Pohlman *et al.* 2007). Em bordas há aumento na freqüência de clareiras (Kapos *et al.* 1997), que pode alterar ainda mais o microclima nestes locais (Whitmore 1993).

O aumento excessivo da abertura do dossel, por exemplo, em locais de bordas, pode alterar algumas respostas das comunidades vegetais. Exemplos destas mudanças que podem ser citados seriam: aumento das taxas de crescimento e mortalidade e do recrutamento de algumas espécies arbóreas (Tuner 1990; Laurance *et al.* 1997; Laurance *et al.* 1998; Poorter & Arets 2003; Capers *et al.* 2005; Harper *et al.* 2005). Isto acontece, pois, em geral, o sub-bosque em locais protegidos apresenta baixa viabilidade de luz (Trichon *et al.* 1998), assim este recurso em alguns casos é considerado limitante para o estabelecimento e crescimento de plântulas de determinadas espécies (Kabakoff & Chazdon 1996; Crawley 1997; Nicotra *et al.* 1999).

Ambientes florestais apresentam dinâmica peculiar que se expressa por meio de mecanismos locais de mortalidade, crescimento e regeneração

(Swaine *et al.* 1987). Como descrito, alterações do ambiente, geradas pela fragmentação, podem gerar mudanças desses mecanismos. A alteração na dinâmica de árvores em alguns trechos de borda de fragmentos florestais é observada em alguns estudos (Philips & Gentry 1994; Laurance *et al.* 1997; Laurance *et al.* 1998b; Gascon *et al.* 2000). Essas podem estar associadas à elevada perda de biomassa, aumento da mortalidade, crescimento, dos danos às árvores e do recrutamento nas bordas dos fragmentos (Laurance *et al.* 1997; Laurance *et al.* 1998a; Laurance *et al.* 1998b; Nascimento & Laurance 2004; Harper *et al.* 2005). Contudo, esse elevado recrutamento não compensa a perda de biomassa arbórea, pois o grupo de espécies beneficiado (de estádios sucessionais iniciais e lianas) (Matlack 1994; Laurance *et al.* 1997; Pimm 1998; Laurance *et al.* 1998a; Laurance *et al.* 2001) apresenta pequena biomassa (Laurance *et al.* 1997). A invasão por espécies exóticas, facilitada por características dos fragmentos (Matlack 1994; Debinski & Holt 2000; Fine 2002), podem ainda incrementar essas alterações na dinâmica da comunidade de espécies remanescentes (Brokaw 1998; Laurance 2000; Harper *et al.* 2005).

As plântulas por apresentarem tamanhos reduzidos tendem a ser mais frágeis (Harper 1977; Tuner 1990; Augspurger & Kitagima 1992; Sizer & Tanner 1999; Gilbert *et al.* 2001) e estar mais susceptíveis aos efeitos de borda local. Estes indivíduos em geral são mais abundantes do que outros estádios de vida, apresentando uma dinâmica mais acelerada e além disso, formam o estrato de regeneração da floresta (Clark 1986; De Steven 1994; Benitez-Malvido 1998; Sizer & Tunner 1999).

O conhecimento dos processos e padrões relativos às comunidades de plântulas tem grande importância para o manejo e conservação dos remanescentes florestais. Nesse aspecto, os estudos acerca dos efeitos de borda sobre estas comunidades, as quais teoricamente são mais susceptíveis a impactos antrópicos, podem indicar a escala e intensidade de alguns destes impactos. Além disso, pode auxiliar no desenvolvimento de modelos de restauração ecológica. No caso da Reserva Biológica União, que é cortada por dois grandes corredores desmatados, cujas atividades antrópicas principais (transporte de materiais combustíveis ou energia elétrica de alta voltagem) são de alto risco para a biota, as informações geradas no âmbito deste estudo

podem subsidiar o monitoramento biológico e também, em casos extremos, a restauração ecológica.

Assim, o principal objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos de borda e suas conseqüências sobre a dinâmica da comunidade de plântulas na Reserva Biológica União, que se encontra no centro norte do estado do Rio de Janeiro. Além disso, foi avaliada a influência da abertura do dossel e da declividade das áreas sobre a densidade de plântulas da comunidade em locais de interior e bordas florestais de diferentes idades e matrizes.

Referências Bibliográficas

- Augspurger, C.K.; Kitagima, K., 1992. Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distributions. *Ecology* 73(4): 1270-1284.
- Begon, M.; Harper, J. L.; Townsend, C. R., 1995. *Ecology: individuals, populations and communities*. 2nd ed. Blackwell Science, Cambridge.
- Benitez-Malvido, J., 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12:380-389.
- Bierregaard, R.O.; Lovejoy, T.E.; Kapos, V.; Santos, A.A.; Hutchings, R.W., 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42(11); 859-866.
- Brokaw, N., 1998. Fragments, past, present and future. *Tree* 382-383.
- Camargo, J.L.C.; Kapos, V., 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimates in central Amazonia forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Capers, R.S.; Chazdon, R.L.; Brenes, A.R.; Alvarado, B.V., 2005. Successional dynamics of woody seedlings communities in wet tropical secondary forests. *Journal of Ecology* 93:1071-1084.
- Clark, D.A. 1986. Regeneration of canopy trees in tropical wet forest. *Trends in Ecology and Evolution* 1(6): 150-154.
- Dean W., 2002. *A Ferro e Fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.
- Debinski, D.M.; Holt, R.D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- De Steven, D., 1994. Tropical tree seedling dynamics: recruitment patterns and their population consequences for three canopy species in Panama. *Journal of Tropical Ecology* 10:369-383.
- Didham, R. K.; Lawton J. H., 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31(1):17-30.
- Fine, P.V.A., 2002. The invasibility of tropical forests by exotic plants. *Journal of Tropical Ecology* 18: 687-705.

- Gale, N., 2000. The relationship between canopy gaps and topography in a Western Ecuadorian rain forest. *Biotropica* 32:653-661.
- Gascon, C.; Williamson, G.B.; Fonseca, G.A.B., 2000. Receding edges and vanishing fragments. *Science* 288:1356-1358.
- Harper, J. L., 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, London.
- Harper, K.A.; Macdonald, E.; Burton, P.J.; Chen, J.; Brososke, K.D.; Saurders, S.C.; Euskirchen, E.S.; Roberts D.; Jaiteh M.S.; Essen, P.A., 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragments landscape. *Conservation Biology* 19(3): 768-782.
- Kabakoff, R.P.; Chazdon, R.L. 1996. Effects of canopy species dominance on understorey light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 12: 779-788.
- Kapos, V.; Wandelli, E.; Camrigo, J.L.; Ganade, G., 1997. Edge related changes in Environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazônia *In*: Laurance, W. F., Bierregaard-Jr, R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago, Chicago University Press Tropical.
- Kapos, V., 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5:173-185.
- Kubota, Y.; Murata, H.; Kikuzawa, K. 2004. Effects of topographic heterogeneity on tree species richness and stand dynamics in a subtropical forest in Okinawa Island, southern Japan. *Journal of Ecology* 92: 230-240.
- Laurance, W. F., 2000. Do edge effects occur over large spatial scales?. *Trends in Ecology and Evolution*. 15:132-134.
- Laurance, W.F.; Yensen, E., 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Conservation Biology* 55:77-92.
- Laurance, W. F; Laurance, S. G.; Ferreira, L. V.; Rankin de Merona, J. M.; Gascon, C.; Lovejoy, T. E., 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278:1117-1118.
- Laurance, W. F.; Ferreira, L. V.; Rankin de Merona, J. M.; Laurance, S. G., 1998a. Rain Forest Fragmentation and the Dynamics of Amazonian Tree Communities. *Ecology* 79(6):2032-2040.
- Laurance, W. F.; Ferreira, L. V.; Rankin de Merona, J. M.; Laurance S. G.; Hutchings, R. W.; Lovejoy, T. E., 1998b. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12:460-464.
- Laurance, W.F.; Pérez-Salicrup, D.; Delamônica, P.; Fearnside, P.M.; D'Angelo, S.; Jerozolinski, A.; Pohl, L.; Lovejoy, T.E., 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82(1)105-116.
- Lieberman, M.; Lieberman, D.; Hartshorn, G.S.; Peralta, R. 1985. Small scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. *Journal of Ecology* 73(2): 505-516.
- Matlack, G.R., 1994. Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and

- successional time. *Journal of Ecology* 82:113-123.
- Melo, L.R., 2005. Efeitos de borda sobre a dinâmica e estrutura das comunidades de árvores da Mata Atlântica na Reserva Biológica do Tinguá. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Rio de Janeiro, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO).
- Mesquita, R.C.G.; Delamônica, P.; Laurance, W.F., 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91:129-134.
- Morellato, L.P.C.; Haddad, C.F.B., 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b):786-792.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Pimm, S.L., 1998. The forest fragment classic. *Nature* 393:23-24.
- Pohlman, C. L.; Turton, S.M.; Goosem, M., 2007. Edge effects of linear openings on tropical rain forest understory microclimate. *Biotropica* 39(1): 62-71.
- Poorter, L.; Arets, E.J.M.N. (2003). Light environment and tree strategies in a Bolivian tropical moist forest: an evaluation of the light partitioning hypothesis. *Plant Ecology*. 166: 295-306.
- Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A. S., (eds.) 2003. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendação de políticas públicas. MMA/SBF.
- Rodrigues, P. J. F. P., 2004. A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na Mata Atlântica fragmentada. Tese de doutorado, Campos dos Goytacases, Universidade Estadual Norte Fluminense- UENF.
- Scariot, A., 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 32: 662-669.
- Sizer, N.; Tanner, E.V.J., 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91:135-142.
- SOS Mata Atlântica. Disponível em: www.sosmatatlantica.org.br/ Acesso em: 14 de setembro de 2006.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D.; Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3:359-366.
- Takyu, M.; Aiba, S.I.; Kitayama, K., 2002. Effects of topography on tropical lower montane forests under different geological conditions on Mount Kinabalu, Borneo. *Plant Ecology* 159: 35-49.
- Trichon, V.; Walter, J.M.N.; Laumonier, Y., 1998. Identifying spatial patterns in the tropical rain forest structure using hemispherical photographs. *Plant Ecology* 137: 227-244.
- Turner, I. M., 1990. Tree seedling growth and survival in a Malasian Rain Forest. *Biotropica*. 22(2):146-154.

- Turton, S. M.; Freiburger, H. J., 1997 Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland Northeastern Australia *In*: Laurance, W. F., Bierregaard-Jr, R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: Chicago University Press Tropical.
- Whitmore, T.C.; Brown, N.D.; Swaine, M.D.; Kennedy, D.; Goodwin-Bailey, C.I. & Gong, W.-K., 1993. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in Bornean tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 9:131-151.
- Williams-Linera, G., 1990. Vegetation Structure and Environmental Conditions of Forest Edges in Panama. *Journal of Ecology* 78: 356-373.

Capítulo 1

A dinâmica da estrutura da comunidade de plântulas em locais de bordas antrópicas e interior florestal na Reserva Biológica União-RJ.

Aluna: Mariana de Andrade Iguatemy

Orientador: Fernando Roberto Martins

Dissertação de Mestrado
apresentada no Curso de Pós
Graduação em Biologia Vegetal na
Universidade Estadual de Campinas
(Unicamp).

Resumo

A fragmentação florestal tem como principal origem o desmatamento. Dentre suas consequências, os efeitos de borda se destacam. Na Mata Atlântica essa situação é grave, pois este domínio, reduzido a 7% de sua cobertura original, vem sofrendo grande pressão antrópica. Nesse cenário, este estudo avaliou os efeitos de borda sobre a dinâmica da estrutura da comunidade de plântulas na Mata Atlântica da Reserva Biológica União-RJ. Foram realizadas comparações entre as comunidades de plântulas localizadas em bordas artificiais, formadas por dois corredores desmatados, Rede Elétrica e Gasoduto, em contraste com o Interior a mais de 400 m de qualquer borda. *Plots* permanentes 2x1 m foram alocados, de forma aleatória estratificada dentro de cada parcela de 20x 50 m, sendo que em cada localidade foram estabelecidas 4 parcelas em distintos sítios. Nos *plots* todas as plântulas foram etiquetadas e medidas (altura, diâmetro a altura do solo) a partir do ano 2000 e nos anos subsequentes (2001, 2004, 2005). Foi observada sazonalidade de alguns eventos no banco de plântulas nas diferentes estações do ano (seca e chuvosa) em todas as localidades. Interior apresentou maior densidade e dinâmica, marcada pelos altos valores de mortalidade e recrutamento durante todo o intervalo de estudo. As bordas florestais foram mais susceptíveis a danos marcadas por altos valores de rebrotos e a ocorrência de espécies exóticas (*Artocarpus heterophyllus* Lam.). Além disso, foram encontradas maiores taxas de crescimento e alta heterogeneidade das variáveis e parâmetros estudados nestes locais. Gasoduto influenciou mais a comunidade de plântulas, pois apresentou redução de densidade ao longo de todo estudo. Portanto, os resultados observados sugerem que a comunidade está submetida a efeitos de borda, em que intensidade e forma podem variar ao longo do tempo. Uma vez que não houve um tamponamento destes efeitos, isto pode indicar que a manutenção dos limites artificiais perpetua localmente os efeitos de borda sobre plântulas na Reserva Biológica União.

Abstract

The forest fragmentation has as main cause the deforestation. Among its consequences, the edge effects are the most prominent ones. In the Atlantic Rain forest, this situation is even more serious since this Ecosystem is reduced to 7% of its original coverage, and it has been suffering from intense human pressure. In this scenery, this study evaluated the edge effects on the dynamics of the seedling community structure at a Biological Reserve called: Reserva Biológica União-RJ. Comparisons were made between seedling communities located in artificial edges formed by two deforested corridors: power line and gas duct, in contrast with the interior of the forest, located at 400m from any edge. Permanent plots having 2x1m were placed in a stratified random manner within each 20x50m parcel. These parcels were evenly distributed between the localities, which had four parcels in each. Within the plots, all seedlings were tagged and measured (tall and stem diameter in base), from year 2000 to subsequent years (2001, 2004, 2005). It was observed seasonality of some events in the seedling bank on different seasons of the year (dry and rainy) in all localities. Interior presented higher seedling density and dynamics, due to high values of mortality and recruitment during the whole interval of the study. The forest edges were more susceptible to damage, due to high values of resprouting and the invasion of exotic species (*Artocarpus heterophyllus* Lam.). Moreover, it was found a major seedling growth and a high heterogeneity of the variables and parameters studied in these locations. Gas duct influenced the seedlings community more, because it presented a density reduction during all the study. Therefore, all observed results suggest that the seedling community is subjected to the edge effects, so that intensity and form can present a variation over time. Since there wasn't a neutralization of these effects, the results also indicate that the maintenance of artificial limits (GA and RE) locally perpetuate the edge effects on the seedlings of the Biological Reserve.

1- Introdução

A fragmentação florestal, com a alteração de habitats, é a principal consequência do desmatamento, levando a uma redução da área total de cobertura das florestas (Laurance & Yensen 1991; Murcia 1995; Laurance & Bierregard 1997; Harper *et al.* 2005). Isto leva à exposição dos organismos remanescentes a novas condições do ambiente de entorno gerado como resultado da interação entre dois sistemas adjacentes distintos. Estas bordas estão se tornando cada vez mais abundantes afetando os organismos, em decorrência das mudanças nas condições abióticas e bióticas (Bierregaard *et al.* 1992; Murcia 1995; Harper *et al.* 2005).

Neste contexto, o domínio estudado, a Mata Atlântica, que apresenta maior biodiversidade no mundo (Myers *et al.* 2000), apresenta como principal causa do processo de fragmentação as práticas agrícolas e o crescimento urbano desordenado (Dean 2002; Rambaldi & Oliveira 2003). Em consequência disto atualmente restam apenas 7% de sua área original (Morellato & Haddad 2000; Myers *et al.* 2000) o tornando extremamente ameaçado.

As florestas primárias apresentam uma dinâmica própria de acordo com mecanismos locais de mortalidade, crescimento e regeneração (Swaine *et al.* 1987). Estes mecanismos podem atuar em diferentes escalas espaciais e temporais assim, estudos de pequenas e grandes escalas são necessários para compreendê-los (Connell & Green 2000). A aceleração na dinâmica da comunidade de árvores é observada em alguns trechos de borda de fragmentos florestais (Philips & Gentry 1994; Laurance *et al.* 1997; Laurance *et al.* 1998b; Gascon *et al.* 2000). Essa aceleração muitas vezes está associada à elevada perda de biomassa, aumento da mortalidade, crescimento, dos danos às árvores e do recrutamento nas bordas dos fragmentos (Laurance *et al.* 1997; Oliveira Filho *et al.* 1997; Laurance *et al.* 1998a; Laurance *et al.* 1998b; Nascimento & Laurance 2004; Harper *et al.* 2005). O crescimento e recrutamento se tornam maiores para grupos de estágios sucessionais iniciais e lianas (Matlack 1994; Laurance *et al.* 1997; Pimm 1998; Laurance *et al.* 1998a; Laurance *et al.* 2001) que requerem maior intensidade de luz (Poorter & Arets

2003). Contudo, esse elevado recrutamento não compensa a perda de biomassa arbórea, pois esse grupo de espécies apresenta pequena biomassa (Laurance *et al.* 1997).

Alguns indícios apontam que com a substituição das espécies, as remanescentes podem desaparecer dos fragmentos (Matlack 1994; Murcia 1995; Whitmore 1997; Brokaw 1998). A perda de espécies de sub-bosque, por exemplo, pode ser um fenômeno quase imperceptível no curto prazo, porém as conseqüências podem ser dramáticas para o futuro da diversidade de florestas tropicais (Benitz- Malvido & Martinez-Ramos 2003b). Vários fatores podem estar relacionados a esses efeitos, porém a perda de habitat provavelmente é um dos mais importantes (Sih & Luikart 2000). A invasão por espécies exóticas, facilitada por características dos fragmentos (Matlack 1994; Debinski & Holt 2000; Fine 2002), também pode incrementar esse efeito deletério da fragmentação (Brokaw 1998; Laurance 2000; Harper *et al.* 2005).

Algumas características dos fragmentos como o tipo de matriz e o tempo de criação do limite podem alterar o padrão de respostas encontrado nos remanescentes. Em situações em que a matriz é estruturalmente similar ao fragmento de floresta os efeitos podem ser reduzidos. Assim, a estrutura da vegetação do entorno pode influenciar na mortalidade das árvores e até mesmo na distância dos efeitos de borda dentro do fragmento (Mesquita *et al.* 1999; Didham & Lawton 1999; Gascon *et al.* 2000; Laurance 2000; Harper *et al.* 2005).

Existem grandes discussões sobre o papel do tempo transcorrido após a fragmentação (Williams-Linera 1990; Laurance *et al.* 1998b; Brokaw 1998; Sizer & Taner 1999; Scariot 2000; Laurance *et al.* 2007). Alguns estudos indicam que pode haver um incremento de distúrbios ao longo dos anos nas bordas, uma vez que alguns organismos podem não ser afetados imediatamente pelo processo de criação do limite. Com isso, a resposta apresentada por esses organismos aos efeitos da fragmentação viria apenas com o tempo (Laurance *et al.* 1998b). Outros trabalhos afirmam que os efeitos de borda tendem a diminuir com a idade da borda, ou seja, seriam mais intensos no momento de criação do limite artificial (Williams-Linera 1990; Camargo & Kapos 1995; Matlack 1994; Sizer & Taner 1999), em conseqüência

das fortes mudanças microclimáticas (Laurance *et al.* 2007). Estas alterações microclimáticas tendem a se reduzirem em fragmentos mais antigos devido ao selamento exercido pela vegetação (Williams-Linera 1990; Camargo & Kapos 1995; Sizer & Taner 1999). Na Amazônia, por exemplo, períodos de 10 a 15 anos de fragmentação podem ser necessários para a estabilização das taxas de danos em plântulas, que se tornam semelhantes às observadas em florestas contínuas (Scariot 2000). Entretanto, a heterogeneidade dos habitats e fatores históricos de uso podem determinar as diferentes respostas encontradas (Murcia 1995; Oliveira Filho *et al.* 1997; Brokaw 1998).

A alteração de processos, como fenologia (Laurance *et al.* 2003), polinização e o desaparecimento de alguns dispersores e polinizadores (Murcia 1996; Silva & Tabarelli 2000; Murren 2002; Aguilar *et al.* 2006) podem atuar diretamente na disponibilidade de sementes e conseqüentemente no recrutamento de novos indivíduos na comunidade. Com isso, a abundância e riqueza de plântulas podem ser menores em fragmentos pequenos (Benitez-Malvido 1998; Benitez-Malvido & Martinez-Ramos 2003a). Plantas menores podem estar mais susceptíveis aos efeitos de borda, uma vez que foram observadas alterações na temperatura e no déficit de pressão de vapor em pequenas alturas (30 cm) (Pohlman *et al.* 2007).

Alguns estudos de regeneração de árvores focam em plântulas, pois estas são usualmente mais abundantes do que outros estádios de vida e podem apresentar uma dinâmica mais acelerada (Clark 1986; De Steven 1994; Benitez-Malvido 1998; Sizer & Tunner 1999; Rambaldi & Oliveira 2003). Além disso, por serem organismos mais frágeis (Harper 1977; Tuner 1990; Augspurger & Kitagima 1992; Sizer & Tanner 1999; Gilbert *et al.* 2001) os efeitos da fragmentação podem atuar de maneira mais intensa sobre esses. Contudo, a maioria dos estudos fica restrita em amostras de uma ou poucas espécies por períodos de um ou dois anos (De Steven 1994). Estimativas em nível de comunidade de plântulas são difíceis, devido à complexidade dos agentes que interagem. Por exemplo, a mortalidade causada por agentes bióticos pode ser específica e a mortalidade gerada por agentes abióticos pode se confundir com causas bióticas (Scariot 2000).

Estudos com dinâmica de plântulas são essenciais para o entendimento da regeneração de manchas e dinâmica de florestas (Corlett & Primack 2006).

Entretanto, estudos que considerem a dinâmica da comunidade de plântulas em ambientes fragmentados são escassos e necessários para que se compreendam esses processos.

2- Objetivo

Avaliar a dinâmica da estrutura na comunidade de plântulas em locais de borda e interior florestal da Mata Atlântica na Reserva Biológica União, no centro-norte do estado do Rio de Janeiro.

2.1- Objetivos específicos

-Avaliar se há diferenças entre a dinâmica estrutural da comunidade de plântulas em locais de bordas (com diferentes idades e matrizes) e interior florestal, a partir da quantificação de descritores como: densidade, área basal, mortalidade, recrutamento e crescimento;

-Avaliar como esses descritores da comunidade se mantêm ao longo do ano, isto é em estações de seca e chuva.

Assim, este estudo teve como hipótese que a dinâmica da comunidade de plântulas na Reserva Biológica União está submetida a efeitos de borda e que estes são mais intensos em áreas com matriz mais recente e estruturalmente mais distintas.

3- Métodos

3.1- Área de estudo

A Reserva Biológica União está localizada no Rio de Janeiro entre os municípios de Casimiro de Abreu, Rio das Ostras e Macaé. Criada em 1998, abrange atualmente uma área de cerca de 3.126 ha, dos quais aproximadamente 2.300 ha são de mata contínua e bem preservada (Ibama 2006) (Figura 1).



Figura 1. Localização geográfica da Reserva Biológica União- RJ. Os pontos da foto aérea representam os sítios IN1/EC - Estrada do Cardoso; IN2/GLG - Gasoduto Longe; IN3/GPT - Gasoduto Perto; IN4/RERI - Interior de Rede Elétrica (Localidades de Interior); GA1 - Gasoduto 1; GA2 - Gasoduto 2; GA3 - Gasoduto 3; GA4 - Gasoduto 4 (Localidades de Borda de Gasoduto); RE1 - Rede Elétrica 1; RE2 - Rede Elétrica 2; RE3 - Rede Elétrica 3; RE4 - Rede Elétrica 4; (Localidades de Borda de Rede Elétrica).

O clima predominante é o tropical úmido, com temperaturas relativamente elevadas (média de 24°C) e com uma pluviosidade anual de 2200 mm ao ano (dados relativos à ReBio Poço das Antas a 31 Km de distância). Os períodos chuvosos em geral ocorrem de novembro a março (75% da pluviosidade) e os períodos mais secos entre julho e agosto (Fonte: Programa Mata Atlântica). O relevo é ondulado, representado por morros mamelonares e com solo tipo Latossolo Vermelho distrófico (RADAMBRASIL 1983). A vegetação apresenta características típicas de Mata Atlântica (*sensu stricto*). A ReBio União possui um dos maiores valores de riqueza (208 espécies) e diversidade (4,9 nats/indivíduo) por hectare, já encontrados no domínio da Mata Atlântica (Rodrigues 2004). Alguns impactos, como o corte seletivo de algumas espécies de árvores (ex. palmito), a caça e plantios foram realizados anteriormente à criação da reserva. A passagem de redes de transmissão de alta tensão e dutos subterrâneos para o transporte de materiais combustíveis, que formam grandes corredores desmatados, são exemplos de impactos que atualmente ocorrem no local (Figura 2).



Figura 2. Visão geral dos corredores que cortam a Reserva Biológica União- RJ. De cima para baixo: Rede Elétrica, Gasoduto e BR- 101.

Gasoduto, instalado na década de 80 pela Petrobrás para o transporte de materiais combustíveis, forma um grande corredor de aproximadamente 40 m de largura que se estendendo transversalmente por toda a área da Reserva. A vegetação que encontramos sobre esse corredor apresenta hábito estritamente herbáceo, não sendo permitido o estabelecimento de indivíduos lenhosos. Assim, para que essa condição se mantenha, há periodicamente um manejo da área, com retirada de todos os indivíduos arbustivos ou arbóreos que porventura tenham se estabelecido (Figura 3).



Figura 3. Aspecto geral da localidade de Gasoduto na Reserva Biológica União- RJ.

Rede Elétrica foi instalada por Furnas na década de 60 e apresenta aproximadamente 90 m de largura. A vegetação desse corredor apresenta em geral hábito herbáceo arbustivo, com predominância em muitos pontos da espécie *Pteridium aquilinum* (L.) Kunh. Ao longo deste corredor podem ser encontradas áreas alagadas com variados níveis de saturação do solo. Nestes,

observa-se a ocorrência de lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* S. König) (Figura 4).



Figura 4. Aspecto geral da localidade Rede de Elétrica na Reserva Biológica União- RJ.

3.2- Experimento

Foram estabelecidas parcelas permanentes de 20 x 50m em localidades de bordas artificiais de rede elétrica (localidade: RE; parcelas: RE1, RE2, RE3, e RE4) e de gasoduto (localidade: GA; parcelas: GA1, GA2, GA3 e GA4). Tais parcelas foram alocadas longitudinalmente as bordas. As parcelas controle localizam-se no interior florestal a mais de 400 m de qualquer borda (localidade: IN; parcelas: IN1, IN2, IN3, IN4). Durante a escolha do local foi evitada a proximidade com possíveis clareiras e regiões de topo de morro ou fundos de vales, logo as parcelas localizam-se lateralmente aos morros. As parcelas foram subdivididas internamente em quadrados de 5 x 5 m e em cada conjunto de 4 quadrados contíguos foram alocados de forma aleatória *plots* permanentes de 2 x 1 m para a amostragem de plântulas (sendo 10 *plots*/parcela, totalizando 40 *plots* por localidade) (Figura 5).

20m

50m

Figura 5. Exemplo esquemático da subdivisão de parcelas de 20 x 50 m, em quadrados menores de 5 x 5 m para a implantação dos plots de plântulas (diâmetro a altura do solo $\leq 10\text{mm}$ e altura $\leq 1\text{m}$) de 2 x 1 m na Reserva Biológica União- RJ.

Dentro desses *plots* todas as plântulas foram etiquetadas e medidas quanto ao diâmetro e altura (Figura 6). Quando as plântulas apresentavam sua haste principal quebrada, eram denominadas rebrotos. Foram consideradas plântulas todos os indivíduos com DAS (diâmetro à altura do solo) até 10 mm e/ou altura até 1 m.



Figura 6. Plântula (diâmetro a altura do solo $\leq 10\text{mm}$ e altura $\leq 1\text{m}$) da comunidade marcada com placa de alumínio sendo medida quanto ao diâmetro e altura na Reserva Biológica União-RJ.

Este experimento foi iniciado em novembro de 2000 e reavaliado no ano seguinte. Objetivando dar continuidade ao projeto, a comunidade de plântulas foi reavaliada nos meses de março e novembro dos anos de 2004 e 2005 (2004-1, 2004-2, 2005-1 2, 2005-2).

3.3- Análises dos dados

Nas comparações entre as comunidades de plântulas das localidades (IN, GA e RE) foram utilizadas as variáveis: densidade, estrutura de tamanho e área basal dos indivíduos, rebrotos, indivíduos novos, mortos e não

encontrados. Foram considerados indivíduos novos aqueles que surgiam na amostra de um ano para o outro e que estavam sem marcação. Os indivíduos mortos foram aqueles que se apresentavam secos ou, como em alguns casos, em que era encontrada apenas a etiqueta de marcação, indicando a deterioração ou o arrasto do indivíduo. Classificamos como indivíduos não encontrados aqueles que estavam muito danificados, com a estrutura aérea perdida, ou parcialmente perdida (sem folhas e quebrado, bastante reduzido). Quando uma plântula permanecia na categoria de *não encontrada* por quatro períodos consecutivos, esta era inserida na categoria de *morto*, no momento em que foi classificada como *não encontrada* pela primeira vez. Isto significa que um indivíduo só permanecia não encontrado por no máximo três medições seguidas.

Para cada localidade, foi calculada a taxa anual e mensal de mortalidade a partir da fórmula:

$$m = 1 - (N_1 / N_0)^{1/t}$$

Onde, N_0 é o número de plântulas vivas no início do intervalo, N_1 é o número de plântulas vivas no final do intervalo e t é o intervalo de tempo entre duas medições. N_1 é igual a N_0 subtraído do número de indivíduos mortos (Sheil *et al.* 1995; Sheil & May 1996).

Taxas de recrutamento mensais e anuais também foram calculadas para cada uma das localidades estudadas a partir da fórmula:

$$r = 1 - (1 - n_r/N_t)^{1/t}$$

Onde, n_r é o número de recrutas em um dado intervalo, N_t é o número de plântulas no final do intervalo e t é o intervalo de tempo entre duas medições (Sheil *et al.* 2000).

Em taxas mensais, tanto de recrutamento, mortalidade ou crescimento foi considerado o intervalo (t) de um ano sendo igual a doze meses. O que significa que nos intervalos menores de um ano foi considerado o tempo em meses (ex. 2004-1/2004-2= 8). Para as taxas anuais, o intervalo (t) de um ano foi igual a um, sendo os intervalos que apresentavam menos de um ano, frações dentro de um ano (ex. 2004-1/2004-2= 0,67).

As taxas de crescimento relativo em altura e área basal anual e mensal de cada indivíduo dentro das localidades foram calculadas a partir da fórmula:

$$\text{RGR} = \log_e M_2 - \log_e M_1 / t_2 - t_1$$

Na qual M_2 é o tamanho do indivíduo na segunda medição, M_1 é o tamanho do indivíduo na primeira medição e $t_2 - t_1$ é o intervalo de tempo entre as duas medições (Evans 1972).

As taxas de crescimento foram calculadas para cada indivíduo e a partir destes resultados foram feitas médias de crescimento para cada *plot* estudado. Logo, os resultados apresentados são médias individuais de crescimento por *plot*.

Em todas as taxas mensais (mortalidade, recrutamento e crescimento) foi excluído o maior intervalo (2001/ 2004-1) de estudo devido ao grande número de meses transcorrido de uma medição para a outra (28 meses).

Taxas de mortalidade e recrutamento, que são descritores representados por porcentagens, foram transformadas em arco seno com unidade em graus para que se procedessem as análises de comparação entre as localidades (Zar 1999). Os parâmetros e variáveis que não apresentaram distribuição normal foram transformados [$\log_{10}(\text{variável}+1)$] para que se tivessem distribuições normais ou próximas desta (Zar 1999). Entretanto, os resultados contidos em tabelas e gráficos estão representados pelos valores sem transformação. Anteriormente as análises paramétricas foram feitos testes de homogeneidade de variâncias (teste de Levene) e de normalidade (teste de Shapiro - Wilk) (Zar 1999).

As comparações entre as localidades, para os parâmetros e variáveis citadas anteriormente, dentro de cada período foram feitas utilizando análises paramétricas, Anova aninhadas (em que sítios estão aninhados em localidades) com testes posteriores tipo Tukey (HSD para n_s iguais; $p < 0,05$) (Sahai & Ageel 2000). Assim, todos os resultados apresentados foram equivalentes ao que ocorre em 2 m² (um *plot* de 2 x 1m).

As distribuições dos indivíduos da comunidade de plântulas foram ilustradas a partir de gráficos de barras percentuais, nos diferentes períodos e nas respectivas localidades (IN, GA, RE). Estes apresentam 5 classes distintas

para altura e diâmetro (altura: <20cm; 20- 40cm; 40- 60cm; 60- 80cm; 80- 100cm/ diâmetro na altura do solo: <2cm; 2- 4cm; 4- 6cm; 6- 8cm e 8- 10cm). Métodos estatísticos não paramétricos de Kruskal- Wallis com testes posteriores Mann- Whitney foram utilizados nas comparações destas distribuições de tamanho (Zar 1999).

Os processos relativos à dinâmica de comunidade de plântulas foram descritos a partir de tabelas de dinâmica para cada localidade (IN, GA e RE) nos períodos 2000/2001, 2001/2004, 2004-1/2004-2, 2004-2/2005-1 e 2005-1/2005-2. Assim como nos gráficos percentuais de estrutura diamétrica, foram usadas 5 classes de tamanho. Nessas tabelas encontram-se os respectivos descritores: número total de indivíduos nos dois anos de avaliação [ex. número total de indivíduos no primeiro ano de avaliação (n_1) e número total de indivíduos no segundo ano de avaliação (n_2)]; total de mortos (M_o) e desaparecidos (N_e) (ou não encontrados) no respectivo intervalo; saída (S_a) e entrada (Ent) de indivíduos em determinada classe; recrutamento de novos indivíduos na amostragem (N_w); indivíduos que não foram encontrados no ano anterior e morreram no ano de avaliação (N_{em}); indivíduos que estão como não encontrados em duas avaliações, isto é, que continuam não encontrados (C_{ne}) e indivíduos que foram encontrados (Re).

Para todas as variáveis as comparações entre os intervalos em cada uma das localidades do estudo foram feitas por meio de Anova para medidas repetidas, com testes posteriores tipo Tukey (HSD para n_s iguais; $p < 0,05$).

4- Resultados

- Densidade e Área basal

Interior florestal apresentou uma maior densidade média de plântulas por *plot* quando comparado com as áreas de bordas em todos os anos estudados. Contudo, no primeiro (2000) e no segundo ano (2001) interior se diferenciou de gasoduto e rede elétrica; e no terceiro (2004-1), quarto (2004-2) e sexto (2005-2) apenas de gasoduto (2000- $F(2,108)=4,64$; $p=,01$; 2004-1- $F(2,108)=7,64$; $p=,00$; 2004-2- $F(2,108)=8,78$; $p=,00$; 2005-2- $F(2,108)=9,81$; $p=,00$). No quinto ano todas as localidades se diferenciaram entre si (2005-1- $F(2,108)=14,09$; $p=,00$). A partir das

análises realizadas, foi possível notar a existência de uma grande diferença interna nos grupos (interior, gasoduto e rede elétrica) durante os anos de estudo (2000- $F(9,108)=2,34$; $p=,02$; 2001- $F(9,108)=1,99$; $p=,04$; 2004-1- $F(9,108)=3,41$; $p=,00$; 2004-2- $F(9,108)=4,75$; $p=,00$; 2005-1- $F(9,108)=3,17$; $p=,00$; 2005-2- $F(9,108)=4,18$; $p=,00$) (Tabela 1).

Os valores médios de área basal foram maiores em interior durante todo o período (2000-2005). Porém, a diferença foi somente evidente para gasoduto no terceiro e quinto ano de estudo (2004-1- $F(2,108)=4,94$; $p=,01$; 2005-1- $F(2,108)=6,18$; $p=,00$) e para os dois locais de borda (GA e RE) no quarto ano (2004-2- $F(2,108)=12,13$; $p=,00$). Para esta variável foi observada uma diferença interna nas localidades nos três últimos anos de estudo (2004-2- $F(9,108)=14,87$; $p=,00$; 2005-1- $F(9,108)=2,55$; $p=,01$; 2005-2- $F(9,108)=2,9$; $p=,00$) (Tabela 1).

O interior florestal apresentou menor variação dos resultados descritos acima, quando comparado com as localidades de borda em todos os anos estudados. Isto significa que os desvios quando comparados com suas respectivas médias foram superiores em locais de borda, indicando uma maior variação desses locais.

- Distribuição de Diâmetros e Alturas

A distribuição diamétrica da comunidade se diferenciou no primeiro ano de estudo (2000). Neste, interior apresentou 22% de seus indivíduos representados nas três últimas classes (4-6, 6-8, 8-10mm), gasoduto 21% e rede elétrica, que se diferenciou, 33% (Kruskal- Wallis=8.83; $X=7,02$; $p=,03$; IN e RE: $U=56587,5$; $p=,00$; RE e GA: $U=43960$; $p=,01$) (Figura 7). Em 2005-1 gasoduto apresentou indivíduos com diâmetros significativamente menores do que os outros locais (Kruskal- Wallis=14.58; $X^2=6,69$; $p=,04$; IN e GA: $U=40838,5$; $p=,00$; RE e GA: $U=24636$; $p=,02$).

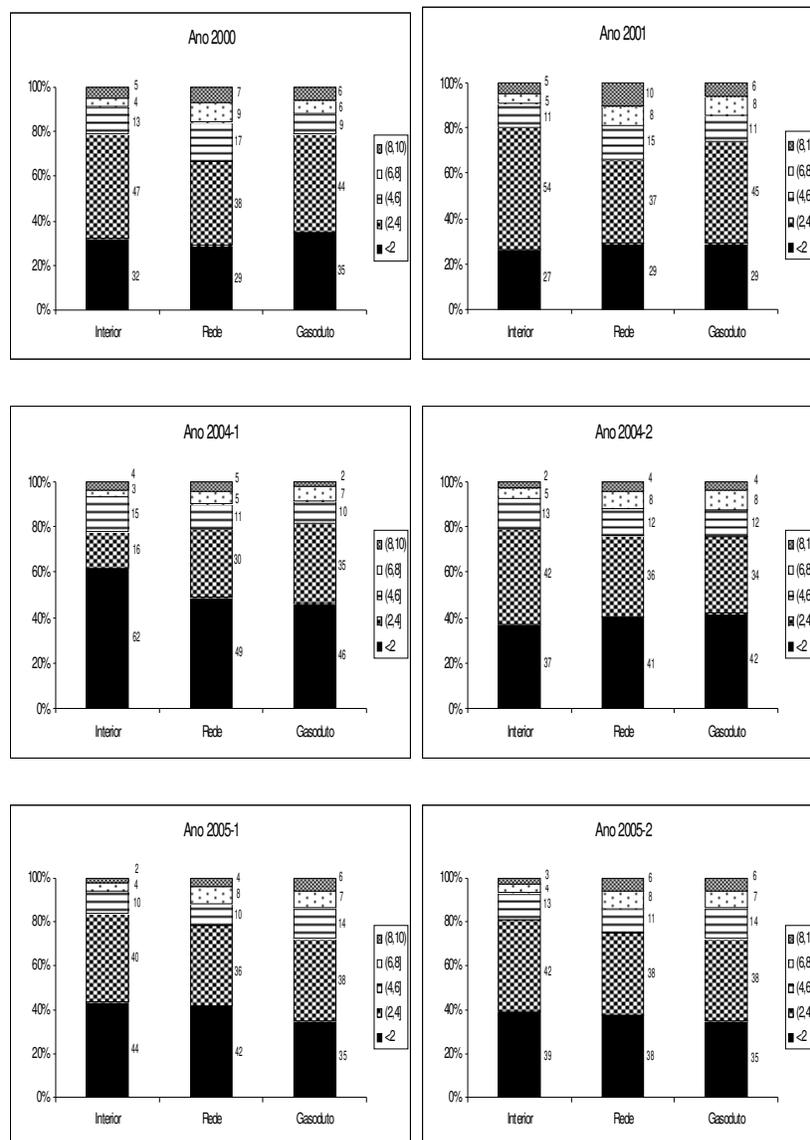


Figura 7. Comparação entre a proporção de plântulas da comunidade (diâmetro a altura do solo até 10 mm; altura até 1 m) por classes de diâmetro em milímetros, nos anos de 2000, 2001, 2004-1 (março), 2004-2 (novembro), 2005-1 e 2005-2 nas localidades, Interior, bordas de Gasoduto e Rede Elétrica (Rede) na Reserva Biológica União- RJ (2000: Kruskal- Wallis=8.83; $X^2=7.02$; $p=.03$; IN e RE: $U=56587.5$; $p=.00$; RE e GA: $U=43960$; $p=.01$ / 2005-1: Kruskal- Wallis=14.58; $X^2=6.69$; $p=.04$; IN e GA: $U=40838.5$; $p=.00$; RE e GA: $U=24636$; $p=.02$).

Para distribuição de indivíduos em classes de alturas foi encontrado um padrão bastante claro na comunidade. A primeira classe de altura (<math><20\text{cm}</math>) apresentou em geral, mais do que 60% dos indivíduos. Apenas no primeiro ano (2000) rede elétrica não acompanhou este padrão, apresentando proporções menores, se diferenciando das outras localidades (Figura 8) (Kruskal- Wallis=20.12; $X^2=17.97$; $p=.00$; IN e RE: $U=52700$; $p=.00$; RE e GA: $U=41510.5$; $p=.00$).

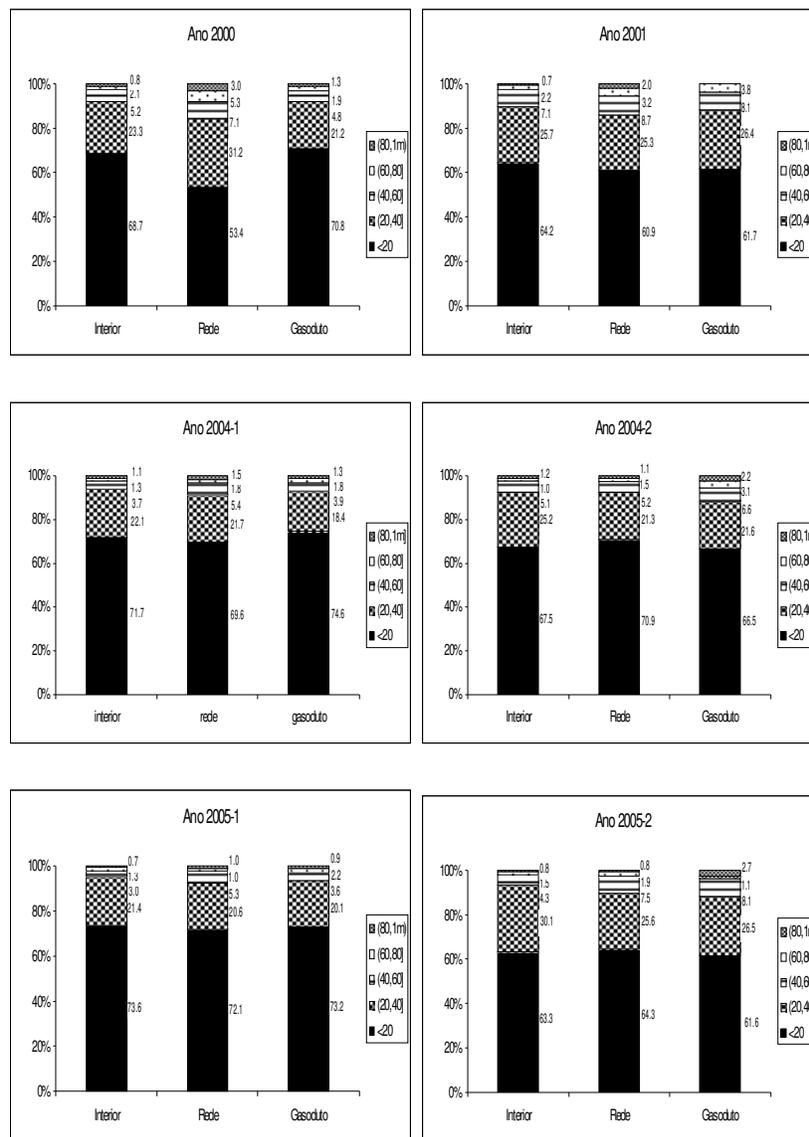


Figura 8. Proporção de plântulas da comunidade (diâmetro a altura do solo até 10 mm; altura até 1 m) por classes de alturas em centímetros, nos anos de 2000, 2001, 2004-1 (março), 2004-2 (novembro), 2005-1 e 2005-2 nas localidades, Interior, bordas de Gasoduto e Rede Elétrica (Rede) na Reserva Biológica União- RJ (2000: Kruskal-Wallis=20.12; $\chi^2=17.97$; $p=.00$; IN e RE: U=52700; $p=.00$; RE e GA: U=41510.5; $p=.00$).

Para as duas distribuições, de diâmetros e de alturas, as primeiras classes apresentaram as maiores porcentagens de indivíduos, indicando um padrão em J-reverso para toda a comunidade.

- Taxas de Crescimento Relativo

A taxa de crescimento de plântulas apresentou uma resposta variada, pois houve valores positivos (plântulas cresciam) e negativos de crescimento

(plântulas diminuía). A partir disso, estes dois casos foram tratados separadamente.

- Taxas de Crescimento em Área Basal

Rede Elétrica se diferenciou das outras localidades no primeiro intervalo apresentando maiores taxas de crescimento anual positivo (2000/2001- $F(2,108)=4.33$; $p=.02$). No segundo intervalo, esta diferença se tornou evidente apenas entre gasoduto, porém rede elétrica apresentou a menor taxa de crescimento (2001/2004-1- $F(2,108)=4.65$; $p=.01$). As plântulas de gasoduto e rede cresceram mais no último ano de estudo (2005-1/2005-2- $F(2,108)=13.99$; $p=.00$). No terceiro intervalo foi encontrada diferença interna nas localidades estudadas (2004-1/2004-2- $F(9,108)=3.26$; $p=.00$). Para esta variável, as bordas em geral, apresentaram maior variação (Tabela 1).

Na taxa de crescimento mensal positivo foi encontrada diferença entre interior e rede elétrica, no primeiro e terceiro intervalo de estudo. No primeiro intervalo, as plântulas de rede elétrica cresceram mais e no terceiro intervalo foram os indivíduos do interior que apresentaram um maior crescimento (2000/2001- $F(2,108)=3.51$; $p=.03$; 2004-2/2005-1- $F(2,108)=4.31$; $p=.02$). As plântulas de rede elétrica continuaram crescendo mais no segundo intervalo estudado, se diferenciando de gasoduto (2004-1/2004-2- $F(2,108)=4$; $p=.02$) (Tabela 1).

As taxas de crescimento negativo foram baixas, uma vez que casos de diminuição nos diâmetros dos indivíduos foram raros. No primeiro intervalo, apenas uma das parcelas de interior estudadas apresentou indivíduos que diminuía tanto para a taxa anual quanto mensal. No segundo intervalo da taxa anual, esta diminuição ocorreu em outras parcelas de interior o que levou a diferenciação desta localidade com as demais de borda (2001/2004-1- $F(2,108)=5.63$; $p=.00$). Gasoduto teve apenas uma parcela que apresentou indivíduos que diminuía no terceiro intervalo da taxa anual, que é referente ao segundo intervalo da taxa mensal. Neste, interior se diferenciou das demais localidades, apresentando valores maiores (Anual/ terceiro intervalo: 2004-1/2004-2- $F(2,108)=11.26$; $p=.00$; Mensal/ segundo intervalo: 2004-1/2004-2- $F(2,108)=5.11$; $p=.01$). Isto se repete no último intervalo de estudo para a taxa mensal (2005-1/2005-2- $F(2,108)=4.14$; $p=.02$). Já na taxa anual este resultado se inverte neste último intervalo, em que interior se difere das outras localidades, apresentando menores taxas de crescimento anual negativo (2005-1/2005-2- $F(2,108)=3.25$;

$p=.04$). Nos dois últimos intervalos a variação das bordas (desvios padrão) foi maior quando comparado com a localidade de interior florestal (Tabela 1).

- Taxas de Crescimento em Altura

Em geral, a variação foi mais alta em parcelas de borda florestal para a taxa de crescimento positivo mensal e anual (excetuando-se o quarto intervalo para a taxa anual referente ao terceiro intervalo na taxa mensal). No último intervalo os indivíduos que compõem a comunidade de rede elétrica apresentaram um maior crescimento anual e mensal quando comparado com as outras localidades (2005-1/200-2- $F(2,108)= 3.43$; $p=.03$). Para esta variável foi encontrada no último intervalo grande diferença interna nos locais estudados (2005-1/200-2- $F(9,108)=3.02$; $p=.00$) (Tabela 1).

Para as taxas de crescimento negativo mensal e anual não foram encontradas diferenças significativas nos anos estudados. Nos intervalos 2000/2001 e 2004-1/2004-2 foram encontradas diferenças internas aos locais avaliados para as respectivas variáveis ($F(9,108)=3.23$; $p=.00$ $F(9,108)=2.54$; $p=.01$).

- Taxas de Recrutamento e Novos Indivíduos

Interior, em geral, apresentou mais indivíduos novos do que os locais de borda. No primeiro, segundo e quarto intervalo a diferença foi significativa entre gasoduto, que apresentou menores valores de novos indivíduos (2000/2001- $F(2,108)=3.34$; $p=.04$; 2001/2004-2- $F(2,108)=6.9$; $p=.00$; 2004-2/2005- $F(2,108)=7.67$; $p=.00$). Foi observada diferença interna entre os locais avaliados no segundo ($F(9,108)=2.52$; $p=.01$), quarto ($F(9,108)=2.39$; $p=.02$) e quinto ($F(9,108)=3.08$; $p=.00$) períodos de avaliação da comunidade.

Nas taxas de recrutamento anual e mensal, interior florestal apresentou valores significativamente maiores que gasoduto entre 2000/2001 e 2004-2/2005-1 (Anual: 2000/2001- $F(2,108)=9.47$; $p=.00$; 2004-2/2005-1- $F(2,108)=5.91$; $p=.00$ Mensal: 2000/2001- $F(2,108)=9.75$; $p=.00$; 2004-2/2005- $F(2,108)=5.78$; $p=.00$). A variação das localidades de borda para as duas variáveis descritas anteriormente mais uma vez foi maior quando comparada com a variação dentro das áreas de interior florestal (Tabela 1).

- Taxas de Mortalidade e Mortos

Interior florestal apresentou mais indivíduos mortos em todos os períodos quando comparado com os outros locais. No primeiro ano, os três

locais se diferenciaram (2000/2001- $F(2,108)=16.15$; $p=.00$); no segundo e último ano as duas bordas se diferenciaram do interior (2001/2004-1- $F(2,108)=6.18$; $p=.00$; 2005-1/2005-2- $F(2,108)= 6.99$; $p=.00$); no terceiro e quarto ano a diferença entre interior e gasoduto (2004-1/2004-2- $F(2,108)=5.34$; $p=.00$; 2004-2/2005-1- $F(2,108)=3.51$; $p=.00$) foi evidenciada. Foi encontrada diferença dentro dos locais estudados para o primeiro ($F(9,108)=2.7$; $p=.00$), terceiro ($F(9,108)=2.97$; $p=.00$) e quarto ($F(9,108)=2.85$; $p=.00$) períodos estudados (Tabela 1).

As taxas médias de mortalidade anual e mensal, em geral, foram mais elevadas em locais de interior. Na taxa de mortalidade anual interior se diferenciou de rede elétrica no primeiro intervalo (2000/2001- $F(2,108)=3.75$; $p=.03$); e na taxa de mortalidade mensal interior apresentou valores significativamente mais elevados do que gasoduto no último intervalo (2005-1/2005-2- $F(2,108)= 4.74$; $p=.01$). Assim como para outras variáveis, também foi observada uma maior variação interna em locais de borda florestal, evidenciando os altos valores dos desvios encontrados nestes locais.

- Rebrotos e Indivíduos Não encontrados

A densidade de rebrotos foi maior em locais de borda, sendo significativamente maior em rede elétrica ($F(2,108)=4.85$; $p=.00$).

Gasoduto apresentou maior densidade de plântulas não encontradas do que rede elétrica, no primeiro intervalo de estudo (2000/2001- $F(2,108)=3.34$; $p=.04$). Interior florestal apresentou mais indivíduos não encontrados do que gasoduto e rede elétrica no segundo intervalo; e mais do que gasoduto no último período (2001/2004-2- $F(2,108)=5.98$; $p=.00$; 2005/2005-2- $F(2,108)=3.13$; $p=.00$). Também para esta variável, a variação foi mais alta em locais de borda florestal. O segundo intervalo apresentou uma alta diferença interna as localidades ($F(9,108)=2.15$; $p=.03$) (Tabela 1).

- Dinâmica da Comunidade

Para todos os intervalos e localidades, os indivíduos das menores classes de tamanho apresentaram maior densidade e uma maior dinâmica, em geral representada por altos valores de todas os descritores estudados estudadas. Assim, os indivíduos maiores, representantes das maiores classes,

apresentaram maior estabilidade, indicada por baixos valores e variações de número de novos, mortos, entrada e saída de indivíduos.

Em todas as localidades o primeiro, terceiro e último intervalo (2000/2001; 2004-1/2004-2 e 2005-1/2005-2) foram caracterizados por baixas porcentagens de novos indivíduos, alta porcentagem de mortos e redução na densidade total (Figura 9). Além disso, a saída e entrada de plântulas das respectivas classes, que indicam crescimento, foram mais baixas nesses intervalos, quando comparado com os demais intervalos.

O segundo intervalo (2001/2004-1) apresentou um maior período em meses quando comparado com os outros estudados. Possivelmente por isto, foram encontrados valores, para algumas variáveis, ligeiramente maiores. Ainda assim, tanto esse (2001/2004-1), quanto o quarto intervalo (2004-2/2005-1), representariam o final da estação chuvosa. Estes dois intervalos apresentaram um aumento das densidades (Figura 9) e da porcentagem de novos indivíduos e uma diminuição da porcentagem de mortos. As porcentagens de entradas e saídas de indivíduos nas classes de tamanho, que indicam crescimento, também aumentaram nestes intervalos (Tabela 2, 3 e 4).

Foi observada uma alta heterogeneidade a partir dos resultados de densidade média de plântulas por *plot* em interior florestal durante os anos de estudo (Figura 9). Já nas bordas florestais ocorreu uma homogeneização das densidades ao longo do estudo.

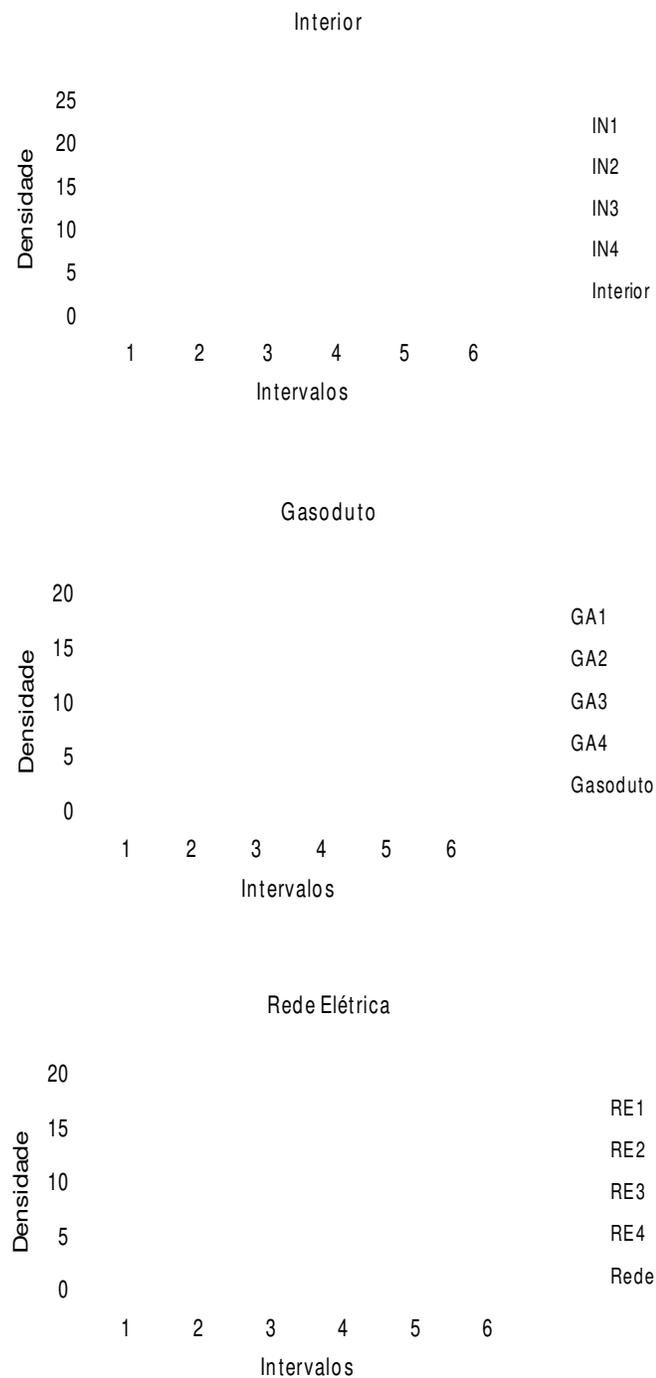


Figura 9. Densidade média de plântulas por *plot* (2m²) ao longo dos anos de estudo nas localidades e parcelas de Interior florestal (IN1, IN2, IN3 e IN4) Gasoduto (GA1, GA2, GA3 e GA4) e Rede Elétrica (RE1, RE2, RE3 e RE4). Eixo x: anos; eixo y: densidade média por *plot*. Ano 1- 2000; ano 2- 2001; ano 3- 2004-1 (março); ano 4- 2004-2 (novembro); ano 5- 2005-1; ano 6- 2005-2.

Tabela 2. Dinâmica de plântulas ($DAS \geq 10\text{mm}$ e altura $\leq 1\text{m}$) entre diferentes intervalos por classe de diâmetro na localidade Interior na Reserva Biológica União- RJ. As variáveis analisadas foram: n_1 - número de indivíduos no primeiro ano de avaliação; n_2 - número de indivíduos no segundo ano de avaliação; mo- mortos; ne- não encontrados; sa- saída da classe; en- entrada na classe; nw- novos indivíduos; nem- não encontrado no ano anterior e morto no ano seguinte; cne- continuam não encontrados e re- re-encontrados.

| Localidade | | Interior | | | | | | | | |
|------------|-----|----------|------|----|----|----|-----|--|--|--|
| | | 2000 | 2001 | | | | | | | |
| Parâmetros | n1 | n2 | mo | ne | sa | en | nw | | | |
| Classes | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 157 | 108 | 58 | 8 | 18 | 0 | 35 | | | |
| 2--4 | 227 | 218 | 98 | 5 | 3 | 18 | 79 | | | |
| 4--6 | 61 | 43 | 21 | 2 | 3 | 3 | 5 | | | |
| 6--8 | 17 | 18 | 1 | 1 | 0 | 3 | 0 | | | |
| 8--10 | 23 | 19 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | |
| total | 485 | 406 | 181 | 16 | 25 | 24 | 119 | | | |

| | | 2001 | 2004-1 | | | | | | | |
|------------|-----|------|--------|----|----|----|-----|-----|-----|----|
| Parâmetros | n1 | n2 | mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
| Classes | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 108 | 220 | 51 | 16 | 27 | 1 | 204 | 1 | 1 | 1 |
| 2--4 | 218 | 159 | 108 | 33 | 16 | 25 | 69 | 1 | 2 | 4 |
| 4--6 | 43 | 55 | 19 | 5 | 6 | 19 | 18 | 0 | 1 | 5 |
| 6--8 | 19 | 9 | 7 | 3 | 5 | 6 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| 8--10 | 19 | 14 | 7 | 1 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| total | 407 | 457 | 192 | 58 | 55 | 54 | 292 | 2 | 5 | 10 |

| | | 2004-1 | 2004-2 | | | | | | | |
|------------|-----|--------|--------|----|----|----|----|-----|-----|----|
| Parâmetros | n1 | n2 | mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
| Classes | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 220 | 153 | 66 | 22 | 21 | 1 | 39 | 8 | 5 | 2 |
| 2--4 | 159 | 174 | 12 | 16 | 11 | 21 | 20 | 12 | 10 | 13 |
| 4--6 | 55 | 55 | 3 | 6 | 9 | 0 | 2 | 3 | 0 | 5 |
| 6--8 | 9 | 21 | 0 | 0 | 0 | 8 | 2 | 0 | 1 | 2 |
| 8--10 | 14 | 10 | 1 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| total | 457 | 413 | 82 | 44 | 44 | 41 | 63 | 24 | 16 | 22 |

| | | 2004-2 | 2005-1 | | | | | | | |
|------------|-----|--------|--------|----|----|----|-----|-----|-----|----|
| Parâmetros | n1 | n2 | mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
| Classes | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 153 | 234 | 17 | 31 | 26 | 4 | 149 | 8 | 15 | 2 |
| 2--4 | 174 | 216 | 9 | 21 | 15 | 29 | 51 | 10 | 10 | 7 |
| 4--6 | 55 | 53 | 2 | 9 | 9 | 12 | 4 | 0 | 4 | 2 |
| 6--8 | 21 | 22 | 0 | 4 | 5 | 7 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| 8--10 | 10 | 11 | 0 | 0 | 3 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| total | 413 | 536 | 28 | 65 | 58 | 56 | 205 | 18 | 29 | 13 |

| Parâmetros | 2005-1 | 2005-2 | mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
|------------|--------|--------|-----|----|----|----|----|-----|-----|----|
| | n1 | n2 | | | | | | | | |
| Classes | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 234 | 155 | 84 | 26 | 11 | 29 | 11 | 9 | 33 | 2 |
| 2--4 | 216 | 165 | 27 | 16 | 38 | 19 | 6 | 5 | 20 | 5 |
| 4--6 | 53 | 50 | 4 | 7 | 9 | 12 | 0 | 0 | 10 | 5 |
| 6--8 | 22 | 15 | 1 | 2 | 5 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| 8--10 | 11 | 10 | 0 | 1 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| total | 536 | 395 | 116 | 52 | 66 | 64 | 17 | 14 | 67 | 12 |

Tabela 3. Dinâmica de plântulas ($DAS \geq 10\text{mm}$ e $\text{altura} \leq 1\text{m}$) entre diferentes intervalos por classe de diâmetro na localidade Rede Elétrica na Reserva Biológica União- RJ. As variáveis analisadas foram: n_1 - número de indivíduos no primeiro ano de avaliação; n_2 - número de indivíduos no segundo ano de avaliação; mo- mortos; ne- não encontrados; sa- saída da classe; en- entrada na classe; nw- novos indivíduos; nem- não encontrado no ano anterior e morto no ano seguinte; cne- continuam não encontrados e re- re-encontrados.

| Localidade | Rede Elétrica | | | | | | |
|------------|---------------|------|----|----|----|----|----|
| | 2000 | 2001 | mo | ne | sa | en | nw |
| Parâmetros | n1 | n2 | | | | | |
| Classes | | | | | | | |
| 0-2 | 77 | 77 | 24 | 1 | 13 | 0 | 38 |
| 2--4 | 101 | 98 | 23 | 2 | 6 | 13 | 15 |
| 4--6 | 46 | 40 | 10 | 0 | 4 | 6 | 2 |
| 6--8 | 23 | 22 | 5 | 1 | 2 | 4 | 3 |
| 8--10 | 19 | 17 | 1 | 1 | 2 | 2 | 0 |
| total | 266 | 254 | 63 | 5 | 27 | 25 | 58 |

| Parâmetros | 2001 | 2004-1 | mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
|------------|------|--------|-----|----|----|----|-----|-----|-----|----|
| | n1 | n2 | | | | | | | | |
| Classes | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 77 | 173 | 38 | 14 | 17 | 0 | 165 | 0 | 0 | 0 |
| 2--4 | 98 | 105 | 40 | 9 | 14 | 17 | 52 | 1 | 1 | 1 |
| 4--6 | 40 | 39 | 10 | 6 | 9 | 12 | 12 | 0 | 0 | 0 |
| 6--8 | 22 | 19 | 7 | 2 | 6 | 9 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| 8--10 | 17 | 16 | 6 | 0 | 3 | 6 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| total | 254 | 352 | 101 | 31 | 49 | 44 | 233 | 2 | 1 | 2 |

| Parâmetros | 2004-1 | 2004-2 | mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
|------------|--------|--------|----|----|----|----|----|-----|-----|----|
| | n1 | n2 | | | | | | | | |
| Classes | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 173 | 109 | 44 | 38 | 13 | 0 | 30 | 9 | 3 | 1 |
| 2--4 | 105 | 96 | 15 | 21 | 8 | 14 | 17 | 3 | 5 | 4 |
| 4--6 | 39 | 32 | 4 | 7 | 6 | 7 | 2 | 4 | 1 | 2 |
| 6--8 | 19 | 21 | 2 | 3 | 0 | 7 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| 8--10 | 16 | 11 | 0 | 2 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| total | 352 | 269 | 65 | 71 | 32 | 29 | 49 | 16 | 10 | 8 |

| Parâmetros | 2004-2 | 2005-1 | | mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
|------------|--------|--------|----|----|----|----|----|----|-----|-----|----|
| | n1 | n2 | n2 | | | | | | | | |
| Classes | | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 109 | 126 | 10 | 24 | 11 | 4 | 54 | 8 | 27 | 4 | |
| 2--4 | 96 | 109 | 5 | 13 | 7 | 12 | 21 | 4 | 18 | 5 | |
| 4--6 | 32 | 30 | 0 | 4 | 9 | 6 | 4 | 1 | 6 | 1 | |
| 6--8 | 21 | 23 | 1 | 1 | 6 | 9 | 0 | 1 | 2 | 1 | |
| 8--10 | 11 | 12 | 0 | 0 | 5 | 3 | 1 | 0 | 1 | 2 | |
| total | 269 | 300 | 16 | 42 | 38 | 34 | 80 | 14 | 54 | 13 | |

| Parâmetros | 2005-1 | 2005-2 | | mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
|------------|--------|--------|----|----|----|----|----|----|-----|-----|----|
| | n1 | n2 | n2 | | | | | | | | |
| Classes | | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 126 | 100 | 31 | 15 | 24 | 16 | 26 | 5 | 44 | 2 | |
| 2--4 | 109 | 100 | 12 | 13 | 24 | 30 | 5 | 3 | 23 | 5 | |
| 4--6 | 30 | 29 | 1 | 0 | 14 | 13 | 0 | 2 | 7 | 1 | |
| 6--8 | 23 | 22 | 1 | 1 | 9 | 9 | 0 | 0 | 1 | 1 | |
| 8--10 | 12 | 15 | 1 | 1 | 2 | 5 | 1 | 0 | 1 | 1 | |
| total | 300 | 266 | 46 | 30 | 73 | 73 | 32 | 10 | 76 | 10 | |

Tabela 4. Dinâmica de plântulas ($DAS \geq 10\text{mm}$ e $\text{altura} \leq 1\text{m}$) entre diferentes intervalos por classe de diâmetro na localidade Gasoduto na Reserva Biológica União- RJ. As variáveis analisadas foram: n_1 - número de indivíduos no primeiro ano de avaliação; n_2 - número de indivíduos no segundo ano de avaliação; mo- mortos; ne- não encontrados; sa- saída da classe; en- entrada na classe; nw- novos indivíduos; nem- não encontrado no ano anterior e morto no ano seguinte; cne- continuam não encontrados e re- re-encontrados.

| Localidade | Gasoduto | | | | | | | | |
|------------|----------|-----|------|----|----|----|----|----|----|
| | 2000 | | 2001 | | mo | ne | sa | en | nw |
| | n1 | n2 | n1 | n2 | | | | | |
| Classes | | | | | | | | | |
| 0-2 | 131 | 69 | 63 | 8 | 13 | 0 | 22 | | |
| 2--4 | 164 | 108 | 55 | 13 | 3 | 13 | 2 | | |
| 4--6 | 33 | 27 | 9 | 1 | 0 | 3 | 1 | | |
| 6--8 | 23 | 20 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| 8--10 | 21 | 14 | 5 | 1 | 1 | 0 | 0 | | |
| total | 372 | 238 | 135 | 23 | 17 | 16 | 25 | | |

| Parâmetros | 2001 | 2004-1 | | Mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
|------------|------|--------|-----|----|----|----|-----|----|-----|-----|----|
| | n1 | n2 | n2 | | | | | | | | |
| Classes | | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 69 | 106 | 45 | 11 | 6 | 0 | 99 | 6 | 2 | 0 | |
| 2--4 | 108 | 80 | 56 | 11 | 12 | 5 | 45 | 7 | 4 | 1 | |
| 4--6 | 27 | 22 | 14 | 3 | 5 | 12 | 4 | 0 | 0 | 1 | |
| 6--8 | 20 | 15 | 10 | 3 | 0 | 6 | 2 | 0 | 0 | 0 | |
| 8--10 | 14 | 5 | 6 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| total | 238 | 228 | 131 | 29 | 25 | 23 | 150 | 14 | 6 | 2 | |

| Parâmetros | 2004-1 | 2004-2 | mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
|------------|--------|--------|----|----|----|----|----|-----|-----|----|
| | n1 | n2 | | | | | | | | |
| Classes | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 106 | 94 | 18 | 22 | 16 | 0 | 43 | 5 | 6 | 1 |
| 2--4 | 80 | 77 | 15 | 10 | 7 | 16 | 11 | 5 | 6 | 2 |
| 4--6 | 22 | 28 | 0 | 4 | 2 | 7 | 1 | 1 | 0 | 4 |
| 6--8 | 15 | 19 | 0 | 0 | 2 | 2 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| 8--10 | 5 | 9 | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| total | 228 | 227 | 34 | 36 | 27 | 27 | 58 | 11 | 13 | 11 |

| Parâmetros | 2004-2 | 2005-1 | mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
|------------|--------|--------|----|----|----|----|----|-----|-----|----|
| | n1 | n2 | | | | | | | | |
| Classes | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 94 | 99 | 11 | 16 | 13 | 3 | 41 | 7 | 22 | 1 |
| 2--4 | 77 | 76 | 2 | 12 | 9 | 15 | 7 | 2 | 13 | 0 |
| 4--6 | 28 | 22 | 2 | 5 | 7 | 6 | 0 | 0 | 3 | 2 |
| 6--8 | 19 | 15 | 0 | 4 | 5 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 8--10 | 9 | 12 | 0 | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| total | 227 | 224 | 15 | 37 | 36 | 34 | 48 | 9 | 39 | 3 |

| Parâmetros | 2005-1 | 2005-2 | mo | ne | sa | en | nw | nem | cne | re |
|------------|--------|--------|----|----|----|----|----|-----|-----|----|
| | n1 | n2 | | | | | | | | |
| Classes | | | | | | | | | | |
| 0-2 | 99 | 65 | 27 | 10 | 14 | 3 | 12 | 3 | 29 | 2 |
| 2--4 | 76 | 72 | 13 | 7 | 9 | 16 | 6 | 8 | 16 | 3 |
| 4--6 | 22 | 25 | 0 | 1 | 4 | 8 | 0 | 0 | 8 | 0 |
| 6--8 | 15 | 13 | 1 | 1 | 3 | 3 | 0 | 1 | 3 | 0 |
| 8--10 | 12 | 10 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| total | 224 | 185 | 42 | 20 | 31 | 31 | 18 | 13 | 56 | 5 |

As localidades foram semelhantes para a porcentagem de indivíduos não encontrados, apresentando algumas variações ao longo dos intervalos estudados. A maior porcentagem ocorreu nas menores classes de tamanho e em rede elétrica no terceiro intervalo estudado (2004-1/2004-2) (Tabela 2, 3 e 4).

A porcentagem de indivíduos re encontrados (re) e de não encontrados no ano anterior e mortos atualmente (nem) foram semelhantes entre as localidades e entre os intervalos estudados. Já a porcentagem de indivíduos que continuaram não encontrados em mais de um intervalo em geral, foram mais elevadas para as bordas florestais apresentando valores maiores nos dois últimos períodos (2004-2/2005-1 e 2005-1/2005-2) (Tabela 2, 3 e 4).

As densidades de todas as localidades variaram ao longo dos anos, apresentando aumentos e diminuições dependendo do intervalo avaliado (Figura 9). Contudo, gasoduto teve um resultado distinto das demais

localidades, apresentando uma diminuição sutil, porém gradativa ao longo dos anos estudados. O padrão evidenciado anteriormente, de maiores densidades no final da estação chuvosa, se mostrou de maneira diferenciada em gasoduto. Neste ocorreu uma diminuição de densidade, entretanto no final da estação chuvosa esta diminuição foi menor, quando comparado com os outros intervalos (Figura 9; Tabela 4).

O quarto intervalo (2004-2/2005-1) pode ser considerado o período mais favorável ao banco de plântulas devido ao elevado número de novos e de saídas e entradas de indivíduos nas classes. Além disso, este intervalo apresentou, quando comparados aos outros, uma baixa porcentagem de indivíduos mortos (Tabela 2, 3 e 4). O último período (2005-1/2005-2) foi considerado menos favorável para as plântulas em rede elétrica e interior, devido aos elevados valores de mortalidade e baixas porcentagens de novos indivíduos (Tabela 2 e 3). Em gasoduto, este mesmo resultado, foi encontrado no primeiro intervalo, em que houve uma grande redução no número de plântulas (Tabela 4).

A análise de medidas repetidas apresenta dois tipos de resultados: um avalia se o fator estudado apresenta efeito significativo sobre a variável e outro se a interação entre os fatores apresenta efeito significativo sobre as variáveis. O tempo, isto é, os anos em que foram amostradas as variáveis da comunidade, influenciou o padrão de respostas em praticamente todas as variáveis (excetuando taxa de crescimento anual e mensal positiva de altura). Isto indica que dependendo do intervalo as respostas da comunidade serão distintas e que a dinâmica é elevada não seguindo um padrão constante de respostas ao longo dos anos. Indivíduos novos e mortos, taxa de mortalidade mensal e recrutamento anual foram variáveis fortemente influenciadas pelo local estudado. A interação entre os dois fatores avaliados, localidade e tempo, apresentou efeito significativo na resposta das seguintes variáveis: novos, não encontrados, taxa de recrutamento anual e taxa de crescimento anual positiva e negativa (Tabela 5).

Tabela 5. Sumário de resultados da Anova de Medidas Repetidas para a comunidade de plântulas (diâmetro \leq 10mm; altura \leq 1m) da Reserva Biológica União- RJ. Fator tempo- 2000, 2001, 2004-1(março), 2004-2 (novembro), 2005-1 e 2005-2; fator localidade- Interior, bordas de Gasoduto e Rede Elétrica.

| Fator | Tempo | Localidade | Interação |
|-----------------------------------|---------------|--------------|---------------|
| Densidade | F=69.7; p=.00 | F=2.4; p=.2 | F=1.5; p=.2 |
| Área Basal | F=4.1; p=.00 | F=2; p=.2 | F=1.6; p=.1 |
| Não Encontrados | F=75.9; p=.00 | F=1.6; p=.3 | F=3.78; p=.00 |
| Mortos | F=18.4; p=.00 | F=4.7; p=.04 | F=1.3; p=.03 |
| Taxa de Mortalidade Anual | F=9; p=.00 | F=2.5; p=.2 | F=1.1; p=.4 |
| Taxa de Mortalidade Mensal | F=7.1; p=.02 | F=7.6; p=.00 | F=1.9; p=.07 |
| Novos | F=36.3; p=.00 | F=5.2; p=.03 | F=2.3; p=.04 |
| Taxa de Recrutamento Anual | F=19.6; p=.00 | F=4.6; p=.04 | F=2.2; p=.05 |
| Taxa de Recrutamento Mensal | F=10.5; p=.00 | F=2.8; p=.1 | F=1.4; p=.3 |
| Taxa de Crescimento em Área Basal | | | |
| Anual Positiva | F=30.4; p=.00 | F=1.1; p=.4 | F=3.2; p=.00 |
| Anual Negativa | F=26.8; p=.00 | F=2.7; p=.1 | F=4.1; p=.00 |
| Mensal Positiva | F=21.2; p=.00 | F=.8; p=.5 | F=2.3; p=.06 |
| Mensal Negativa | F=16.4; p=.00 | F=4.1; p=.06 | F=1.4; p=.3 |
| Taxa de Crescimento em Altura | | | |
| Anual Positiva | F=1.4; p=.2 | F=1.4; p=.3 | F=1.1; p=.4 |
| Anual Negativa | F=14.2; p=.00 | F=.4; p=.7 | F=.5; p=.8 |
| Mensal Positiva | F=1.24; p=.3 | F=1.3; p=.3 | F=.9; p=.5 |
| Mensal Negativa | F=11.6; p=.00 | F=.2; p=.9 | F=.7; p=.7 |

5- Discussão

Descritores da comunidade nos anos de estudo

A densidade de plântulas em interior foi maior, assim como, observado em outros estudos, para espécies tolerantes a sombra na Amazônia (e.g. Benitez-Malvido 1998; Benitez-Malvido & Martinez-Ramos 2003b) e dicotiledôneas na Austrália (Turton & Freiburger 1997).

Contudo, o número de indivíduos arbustivos (diâmetro a altura do peito de 1 a 5cm) para interior apresentou resultados distintos quando comparado aos observados no banco de plântulas. Por exemplo, gasoduto se destacou com maior densidade, enquanto interior teve valores mais reduzidos (Prieto & Rodrigues dados não publicados). Estudos evidenciam que bordas, recentemente criadas, podem apresentar maior densidade de jovens, em resposta a maior entrada de luz (Williams-Linera 1998; Capers *et al.* 2005). Esta resposta da comunidade tamponaria os efeitos de borda ao longo do tempo (Camargo & Kapos 1995; Gascon *et al.* 2000; D' Ângelo *et al.* 2004). Esses altos valores de indivíduos jovens revelam que em determinado momento passado o banco de plântulas que compunha gasoduto era mais denso, possivelmente devido a maior entrada de luz nesse local ou complexidade estrutural e ao aumento da heterogeneidade do ambiente de luz (Nicotra *et al.* 1999). Entretanto, este padrão de aumento de densidade não ocorre em gasoduto, uma vez que foi encontrada baixa densidade para esta localidade durante o estudo.

A densidade de plântulas nas bordas apresentou uma resposta variada com relação à diferenciação entre localidades ao longo do estudo. Em todos os anos, interior apresentou densidades maiores do que gasoduto. Com relação à rede elétrica em apenas alguns anos, essa diferença foi evidenciada. Observando o resultado encontrado para cada uma das parcelas de rede elétrica (Anexo 1) foi possível perceber que RE2 apresentou durante todos os anos densidades elevadas com relação às demais. Ainda que neste trabalho não tenham sido avaliadas variáveis qualitativas da comunidade de plântulas, algumas características como grandes densidades de uma única espécie foram notadas. RE2 apresenta uma população arbórea reprodutiva de jaqueiras (*Artocarpus heterophyllus* Lam. – Moraceae), que gerou um denso banco de

plântulas no local. Em 2004, Rodrigues notou diferença entre esta parcela (RE2) com relação às outras desta localidade (RE), por apresentar uma alta densidade de indivíduos grandes ($> 30\text{cm}$ de diâmetro a altura do peito). Este elevado número está associado com essas jaqueiras. Locais perturbados e bordas florestais são áreas que apresentam maior probabilidade de invasão por espécies exóticas (Matlack 1994; Debinski & Holt 2000). Estas, em geral, foram introduzidas (Fine 2002) ou podem estar compondo a matriz adjacente (Brokaw 1998; Laurance *et al.* 1998b; Laurance 2000; Debinski & Holt 2000; Rambaldi & Oliveira 2003). Em consequência disto, pode haver um aumento de densidade e área basal nestes locais.

Os valores de área basal dos indivíduos não seguiram o padrão encontrado na densidade ao longo do período de estudo para as localidades. O esperado seria que a área basal fosse maior em interior, uma vez que foi encontrada uma grande densidade de plântulas. Entretanto, isto não ocorreu indicando que os indivíduos que, em geral, compõem o banco de plântulas do interior são pequenos, apresentando diâmetros reduzidos. Apesar da proporção de indivíduos pequenos e grandes ser semelhante entre as áreas, o número total de plântulas pequenas em interior é maior. A densidade de indivíduos é uma característica importante e amplamente utilizada em estudos com plântulas (Benitez-Malvido 1998; Turton & Freiburger 1999; Norden *et al.* 2007), mas o resultado encontrado para área basal mostra a grande relevância dos descritores de cada indivíduo que compõe o banco de plântulas, para a descrição estrutural da comunidade local.

A característica de distribuição de indivíduos em classes de diâmetros e alturas na forma de J-reverso é bastante comum em comunidade de plantas em diversos tipos de ambiente, e vem sendo descrita em diversos trabalhos (Harper 1977; Crawley 1997; Begon 1999). Neste tipo de distribuição, existe um maior número de indivíduos compondo as primeiras classes de tamanho, que provavelmente são mais jovens, enquanto as classes que são compostas por indivíduos maiores e mais velhos apresentam baixa densidade. Essa diferença de densidades se deve ao maior número de filtros ambientes que indivíduos mais velhos estão submetidos ao longo da vida e que reduzem as

altas densidades encontradas após a germinação (Harper 1977). Assim, este padrão de distribuição dos indivíduos em classe de tamanho foi encontrado.

Na distribuição de diâmetros em classes de tamanho foi possível observar que a localidade rede elétrica apresentou indivíduos com diâmetros maiores quando comparada com as demais localidades no primeiro ano de estudo (2000). Entretanto, esta localidade apresentou uma baixa densidade de indivíduos gerando conseqüentemente pequena área basal, o que impediu a observação da real estrutura da comunidade neste ano a partir destes descritores. Assim, ainda que a área basal tenha sido pequena, o resultado estrutural indicou que rede elétrica neste primeiro ano foi estruturalmente maior. Gasoduto no momento em que apresentou indivíduos com diâmetros menores (2005-1) teve este resultado confirmado com a área basal.

Em geral, o crescimento de plântulas é lento (Tuner 1990). Indivíduos que nunca experimentaram situações de luz podem permanecer décadas com a mesma altura (Delissio *et al.* 2002). Em locais de borda florestal é esperada uma maior entrada de luz, devido a maior quantidade de clareiras, comuns a estes locais, e a penetração de luz lateral (Kapos 1989; Williams-Linera 1990; Kapos *et al.* 1993; Laurance & Bierregard 1997). Assim, é comum que plântulas cresçam mais rapidamente próximo às bordas (Sizer & Tanner 1990; De Steven 1994; Tuner 1999; Poorter & Arets 2003; Capers *et al.* 2005). Nas taxas de crescimento anual em área basal e altura, em geral as localidades de borda florestal apresentaram valores significativamente maiores do que o interior.

É esperado que plântulas grandes cresçam mais em valores absolutos do que plântulas pequenas (Harper 1977). No primeiro intervalo a taxa de crescimento em área basal mensal e anual para os indivíduos de rede foi maior quando comparado com indivíduos de outras localidades. Isto possivelmente está relacionado a estrutura de tamanho que esta comunidade apresentava no primeiro ano de estudo, que era maior. Assim, a maior taxa de crescimento anual em área basal para gasoduto, no segundo intervalo (2001/2004-1) não pôde ser observada pela estrutura da comunidade em 2004-1. A grande entrada de novas plântulas na amostragem, neste intervalo, levou ao aumento de indivíduos nas menores classes de tamanho, mascarando o crescimento das plântulas que já estavam na amostragem. Nos três últimos intervalos houve um aumento da taxa de crescimento anual em área basal para as três

localidades. Isto é indicado a partir da estrutura da comunidade dos quatro últimos anos estudados. De 2004-1 para 2004-2, é possível perceber esse aumento de tamanho dos diâmetros, pelas taxas de crescimento e pela estrutura da comunidade. No ano seguinte (2005-1), esses maiores valores da taxa de crescimento não ficam tão evidentes na distribuição de indivíduos em classes de diâmetro devido ao grande número de novos indivíduos na amostragem. E no último ano de estudo mais uma vez se torna evidente esse aumento de diâmetro dos indivíduos, na distribuição de indivíduos em classes de diâmetros. A taxa de crescimento mensal em área basal também apresentou valores maiores nos últimos intervalos estudados. No terceiro intervalo (2004-1/2004-2), em que interior se diferenciou das demais localidades, é evidente pela estrutura de diâmetros da comunidade em 2004-2 que houve este aumento da taxa de crescimento. A capacidade de alternar períodos de lento e rápido crescimento auxilia na persistência da plântula ao longo do tempo, selecionando as até chegarem à maturidade (Delissio *et al.* 2002).

As diminuições de área basal dos indivíduos, em geral, estavam relacionadas à perda de parte aérea, como em plântulas que apresentavam mais de uma haste, por exemplo. Poucos foram os casos em que os indivíduos tiveram suas hastes principais menores, e quando acontecia a diminuição era de poucos milímetros. Em situações em que uma ou poucas plântulas diminuíram de tamanho o resultado gerado pela análise utilizada encontrou diferença entre as localidades. Assim, para esses casos, a análise se torna menos robusta devido ao baixo número de amostras presentes na comunidade (Zar 1999). As diminuições de diâmetro podem estar relacionadas a casos em que não houve crescimento e situações em que o indivíduo está próximo da senescência (Swaine *et al.* 1987; Milton *et al.* 1994; Clark & Clark 2000). Foi observado que lignificação da haste principal também pode gerar uma pequena redução do diâmetro (Boot 1995). Contudo, ao longo dos anos podem ocorrer pequenos intervalos em que há taxa de crescimento negativo devido à supressão do ambiente, como em situações de seca, por exemplo (Clark & Clark 1994; Gerhardt 1996).

Crescimento negativo de altura, em geral, é considerado mais comum do que o crescimento negativo de área basal. Esta diminuição pode ser gerada

pela quebra ou dano da haste principal do indivíduo (De Steven 1994). Ainda assim, não foram encontradas diferenças significativas entre as áreas para esses, se destacando apenas um aumento desses danos no quarto intervalo de estudo (2004-2/2005-1). Este intervalo é marcado por presença de chuvas mais intensas, o que pode ter gerado este aumento de danos sofridos por plântulas. Semelhante ao que ocorreu no crescimento em área basal, o crescimento em altura de plântulas durante os dois últimos intervalos de estudo apresentou um aumento quando comparado com os intervalos anteriores (2004-2/2005-1; 2005-1/2005-2). No intervalo 2004-2/2005-1 não foi possível perceber, pela estrutura, esse aumento de altura dos indivíduos devido à grande germinação de novas plântulas. Isto levou a um aumento de densidade nas primeiras classes de altura. No último intervalo este aumento de altura dos indivíduos foi notado pela distribuição dos indivíduos em classes (2005-2), em que houve aumento de densidade em classes maiores.

Taxas de mortalidade e recrutamento estão sendo amplamente aplicadas em diversos estudos de ambientes tropicais (Sheil 1995; Sheil & May 1996; Laurance *et al.* 1998a; Sheil *et al.* 2000). A padronização de fórmulas que devem ser aplicadas é importante, uma vez que permite a comparação entre diferentes locais. Entretanto, essas taxas em algumas situações podem dificultar a interpretação de eventos que estão ocorrendo nas comunidades avaliadas. Os resultados destas taxas encontram-se relativizados, uma vez que as fórmulas empregadas utilizam, em geral, a densidade inicial e o tempo. Assim, é possível que em alguns casos os resultados destas taxas sejam aparentemente semelhantes para situações distintas. Por exemplo, em situações contrárias: baixa densidade e baixa entrada de indivíduos, e o caso oposto alta densidade e alta entrada de indivíduos; os resultados encontrados podem ser semelhantes. Estes podem auxiliar em alguns casos, mais do que as taxas calculadas, permitindo a visualização de padrões para comunidades em ambientes tropicais.

Um exemplo disto foi o que ocorreu em interior florestal. Esta localidade parece apresentar condições mais favoráveis à germinação do que as bordas avaliadas. Isto se deve ao grande número de novos indivíduos observados para esta localidade durante os anos de estudo. Porém, este resultado não se repetiu quando foram avaliadas as taxas de recrutamento. Interior apresentou

apenas em dois intervalos valores significativamente maiores. Como citado anteriormente, interior apresentou durante todos os anos de estudo densidades mais elevadas. Assim, essa elevada densidade e o elevado número de novos indivíduos pode ter suprimido as taxas de recrutamento, como discutido anteriormente, gerando a aproximação com os resultados observados para bordas florestais.

Os grandes eventos de germinação em interior florestal podem estar associados a algumas características típicas destes ambientes mais protegidos. Condições ambientais mais amenas (temperatura, umidade, velocidade do vento e entrada de luz, por exemplo) (Kapos 1989; Williams-Linera 1990; Tuner 1990; Camargo & Kapos 1995; Sizer & Tanner 1999; Polhman *et al.* 2007), concentração e queda de serrapileira (Nigel *et al.* 2000; Santos & Válio 2002; Monteiro & Vilela 2003) e maior fonte de propágulos, (Benitez-Malvido 1998; Benitez-Malvido & Martinez-Ramos 2003a) podem ser fatores favoráveis ao estabelecimento de plântulas em interior, gerando maiores valores de recrutamento para esses locais.

Apesar desses intensos eventos de germinação serem características típicas no interior florestal, a mortalidade para esta localidade também foi elevada. O que pode ser esperado, uma vez que esta grande chegada de novos indivíduos gera um banco de plântulas mais jovem e conseqüentemente frágil (Augspurger 1984; Turner 1990; Augspurger & Kitagima 1992; De Steven 1994; Begon *et al.* 1999; Duncan & Duncan 2000). Ainda que a mortalidade tenha sido alta nesta localidade, esses valores de entrada e saída de indivíduos se mantiveram em equilíbrio, gerando densidades maiores para esta localidade durante todo o estudo.

Os números de mortos e taxas de mortalidade mensal e anual apresentaram o mesmo desencontro dos resultados descritos anteriormente. Interior florestal apresentou um maior número de mortos em todos os intervalos quando comparado com as bordas. Para as taxas de mortalidade este padrão não se manteve e interior apresentou valores significativamente maiores somente em um intervalo para cada taxa de mortalidade (anual e mensal) observada. Capers *et al.* (2005) encontraram resultado semelhante, com valores elevados de mortalidade para árvores e palmeiras em sítios mais antigos. Outros estudos evidenciam que não há incremento das taxas de

mortalidade com o aumento da distância da borda (Tuner 1990; Sizer & Tanner 1999), concordando com os resultados encontrados.

Mortalidade (ou número de mortos) e recrutamento (ou número de novos) são variáveis importantes para a descrição da dinâmica de comunidades. Pois através destas é possível compreender o funcionamento e manutenção da estrutura e diversidade que estão inerentes a estes ambientes (Swaine *et al.* 1987). Interior florestal durante todos os anos de estudo teve valores mais altos para estas variáveis evidenciando uma dinâmica mais intensa e elevada. Isto pode ser um indicativo de que a dinâmica da comunidade de plântulas pode estar sendo afetada pelos efeitos de borda, uma vez que gasoduto e rede elétrica apresentaram valores reduzidos para mortalidade e recrutamento.

Algumas variáveis, como não encontrados, por exemplo, foram criadas neste estudo objetivando facilitar a compreensão de alguns eventos à que estão submetidas as comunidades de plântulas como um todo. Estudos de longa duração com o banco de plântulas apresentam alguns problemas como “perda” de indivíduos marcados (Beckage *et al.* 2005). Como são indivíduos pequenos e que muitas vezes são formados por extensas estruturas subterrâneas, estes podem sofrer intensas injúrias e perder grande parte da porção aérea. Em alguns casos, estes indivíduos podem se recuperar rapidamente ou não, sendo re-encontrados ou morrer.

O banco de plântulas de gasoduto durante os dois primeiros anos apresentou uma pequena estrutura, representada por indivíduos de diâmetros reduzidos. Possivelmente devido a essa característica, essa localidade apresentou durante o primeiro intervalo uma maior densidade de indivíduos não encontrados. No segundo (2001/2004-1) e último intervalo (2005-1/2005-2) interior apresentou mais indivíduos não encontrados do que as demais localidades. Como observado anteriormente, essa localidade apresentou um maior número de novos indivíduos, o que levou em determinados anos a uma estrutura pequena da comunidade. Sendo estes indivíduos mais sensíveis às intempéries do ambiente (Augspurger 1984; Tuner 1990; De Steven 1994; Begon *et al.* 1999), as chances de sofrerem danos ou morrerem entre um intervalo e outro é bastante alta, o que pode elevar a densidade de não encontrados na dinâmica da comunidade.

As bordas florestais apresentaram valores e proporções maiores de indivíduos que continuam não encontrados nos dois últimos intervalos. Os indivíduos que se encontram nesta situação apresentam grandes probabilidades de estarem mortos, o que elevaria o número desta variável nestas localidades. Algumas parcelas de borda apresentam características que dificultam o trabalho, como grande declividade e voçorocas. Assim, essas características poderiam ser fatores que influenciariam positivamente estas variáveis (continuam não encontrados ou re-encontrados).

Um outro fator que parece indicar conseqüências do efeito de borda local é a alta densidade de rebrotos encontrada para localidade de rede elétrica. Os rebrotos, em geral, são formados por impactos mecânicos sofridos pelas plântulas. Esses impactos são promovidos principalmente por queda de serrapilheira (De Steven 1994; Scariot 2000; Drake & Pratt 2001), que tende a aumentar após a criação de bordas florestais (Sizer *et al.* 2000). Esses danos físicos podem gerar taxas de crescimento negativo, devido à quebra das hastes principais das plântulas (De Steven 1994). Entretanto, como dito anteriormente, não foi observada diferença significativa para a taxa de crescimento negativo, e os resultados encontrados foram baixos. Assim, esse grande número de rebrotos pode ser um indicativo de danos físicos passados sofridos por essa localidade. Em outro experimento realizado no mesmo local com plântulas artificiais, objetivando avaliar os efeitos de borda sobre o dano físico em plântulas, não foi encontrada diferença significativa entre as localidades (Gabriel 2007). Na Amazônia, foi observado um padrão semelhante a este em que aproximadamente após 10 anos de fragmentação o dano físico em plântulas se estabilizou, gerando semelhança entre fragmentos e florestas contínuas (Scariot 2000). Porém, Gabriel (2007) notou um maior número de danos em rede elétrica causados principalmente por queda de serrapilheira. Assim, estes resultados com plântulas artificiais, de certa forma, corroboram os resultados encontrados neste trabalho para plântulas naturais, em que foi encontrado um maior número de rebrotos em rede elétrica.

As menores classes de tamanho de plântulas da comunidade apresentaram em todos os anos uma grande dinâmica representada por grande número de saída (crescimento ou morte) e entrada (crescimento ou novas plântulas) de indivíduos. Estas classes, consideradas mais frágeis

(Augsburger 1984; Turner 1990; Augsburger & Kitajima 1992; De Steven 1994; Begon *et al.* 1999; Duncan & Duncan 2000) tendem a apresentar maior dinâmica. As classes maiores apresentaram-se de maneira mais constante, e com baixa dinâmica (Turner 1990; De Steven 1994; Begon *et al.* 1999; Gilbert *et al.* 2001). Esses indivíduos possivelmente já estão a mais tempo compondo o banco de plântulas, e já teriam passado por diversos filtros ambientais ao longo da vida (Harper 1977).

O local e o tempo, apresentaram diferentes influências sobre as variáveis estudadas. A localidade influenciou algumas variáveis, sendo as principais o número de novos indivíduos e o número de mortos. Assim, é possível perceber que dependendo do local avaliado, borda ou interior, os resultados obtidos para estas duas variáveis mudaram. O tempo foi um fator de estudo importante, pois influenciou a resposta de praticamente todas as variáveis estudadas. Estudos de descrição de comunidades são extremamente importantes, principalmente em regiões em que não se há qualquer conhecimento. Entretanto, processos e padrões destas comunidades podem ser descritos mais objetiva e corretamente, a partir do entendimento de eventos que ocorrem ao longo do tempo (Sheil *et al.* 2000; Capers *et al.* 2005).

De acordo com os resultados encontrados de que o tempo influenciou as variáveis e os parâmetros estudados, foi observado entre os intervalos sazonalidade de alguns eventos para o banco de plântulas da ReBio União. Em medições realizadas no final de estações secas foi observada uma redução da densidade total para todas as localidades. Estas baixas densidades foram influenciadas principalmente pelo aumento do número total de mortos e pela baixa entrada de recrutas na amostragem. Além disso, as taxas de crescimento para estes intervalos também se apresentaram reduzidas. A alta mortalidade de plântulas em períodos de seca vem sendo descrita em alguns trabalhos presentes na literatura (Gerhardt 1996; Sizer & Tanner 1999; Gilbert *et al.* 2001; Santos & Válio 2002), entretanto ainda são escassos trabalhos como este para florestas tropicais. Kapos (1989) evidencia em seu trabalho, em que descreve variáveis microclimáticas em fragmentos, que o nível de perturbação a poucos metros da borda e em fragmentos pequenos pode aumentar em estações secas. Assim, durante estas estações o efeito de borda pode ser mais evidente para variáveis e parâmetros das comunidades locais. Dentre estes

intervalos considerados 'ruins' para a comunidade de plântulas, o que mais se destacou foi o último (2005-1/2005-2), em que houve uma maior diminuição das densidades. Para os censos realizados após as estações chuvosas, foi encontrado um resultado contrário, em que as densidades foram mais elevadas devido à diminuição do número de mortos e ao aumento de chegada de novos indivíduos. Em Poço das Antas (unidade de conservação mais próxima) também foram observados altos valores de recrutamento no início da estação chuvosa (Silva 2003) concordando com o resultado encontrado por Garwood (1983) e Santos e Válio (2002). O quarto (2004-2/2005-1) intervalo foi aparentemente mais favorável para desenvolvimento do banco de plântulas. A importância da variabilidade temporal principalmente para o recrutamento de plântulas tem se tornado evidente, e pode promover mudanças na densidade e diversidade na comunidade (Beckage *et al.* 2005; Norden *et al.* 2007).

O caso gasoduto

A redução de densidade encontrada em gasoduto foi uma peculiaridade com relação às outras áreas. As outras localidades apresentaram certa sazonalidade com relação à densidade, apresentando períodos com mais e menos indivíduos. Entretanto, gasoduto apresentou reduções ao longo dos anos, oscilando em períodos em que houve maiores e menores diminuições. Estas alterações parecem estar relacionadas a peculiaridades e a efeitos de borda locais mais intensos.

Das quatro parcelas alocadas ao longo do gasoduto, duas (GA1 e GA4) apresentam aspectos bastante evidentes de borda florestal. Dentre estes, muitos indivíduos jovens e voçorocas no solo. Além disso, essas apresentam declividade acentuada, que parece ser um fator que aumenta as conseqüências dos efeitos de borda (observação pessoal - Capítulo 2). A parcela GA1 encontra-se no ponto mais próximo a BR-101. Assim, este outro corredor antrópico também poderia estar afetando esta parcela em particular. A parcela GA4 se encontra próxima ao limite da Reserva Biológica, que é formado por um grande vale coberto por pasto pertencente à fazenda vizinha. Este fato faz com essa parcela seja próxima à esquina do fragmento, o que pode estar ampliando a perturbação local e afetando a dinâmica da comunidade (Benitez-Malvido & Martinez-Ramos 2003a).

O tempo de criação do fragmento ou do corredor e a matriz adjacente podem influenciar a estrutura da vegetação e o microclima local (Williams-Linera 1990; Matlack 1994; Camargo & Kapos 1995; Mesquita *et al.* 1999; Harper *et al.* 2005). O corredor do gasoduto, em comparação com rede, foi criado mais recentemente e apresenta uma matriz muito distinta estruturalmente, formando um limite abrupto. Logo, este local tende a apresentar efeitos de borda mais intensos.

A variável que parece estar afetando esta diminuição de densidade de gasoduto é o número de indivíduos novos. Os valores das taxas de mortalidade e número de mortos quando comparado com as outras localidades não foram mais elevados, sendo em alguns intervalos menor. A taxa de crescimento também poderia ser um fator que estaria reduzindo as densidades encontradas. Isto porque, os indivíduos que uma vez estiveram presentes no banco de plântulas poderiam estar saindo da amostragem, devido ao tamanho maior do que é considerado nesta amostra ($DAS > 10\text{mm}$ ou altura $>$ que 1m). Porém, isto não ocorreu, pois o baixo o número de indivíduos que saíram da amostragem não foi significativo para a redução de densidade. Já o número de indivíduos novos sempre foi baixo quando comparado com as demais localidades. Assim, o fator que gera esta redução de densidade de gasoduto é o baixo recrutamento, isto é, a reduzida chegada de novos indivíduos à comunidade de plântulas local. A perda de plântulas pode afetar o recrutamento de estádios de vida posteriores, comprometendo o futuro da regeneração da floresta e a manutenção da diversidade (Benitez-Malvido 1998; Benitez-Malvido & Martinez-Ramos 2003b).

Muitos fatores podem estar relacionados a esse baixo recrutamento encontrado em gasoduto que não foram abordados neste estudo, mas que são evidenciados por outros autores. A redução da umidade do solo que pode ser gerada pelo aumento de temperatura ambiente ou pela maior concentração de clareira em locais de borda (Williams-Linera 1990; Laurance *et al.* 1998b; Didham & Lawton 1999; Duncan & Duncan 2000) pode ser limitante para a germinação de algumas espécies (Foster & Janson 1985; Benitez-Malvido 1998; Melo *et al.* 2004). A diminuição na velocidade de decomposição foliar em bordas florestais na ReBio União (Gama & Vilela 2003) gera uma camada mais espessa serrapilheira, podendo interferir na germinação e no

recrutamento de plântulas (Santos & Válio 2002). Junto a isto, a alteração de alguns processos, como fenologia, polinização e dispersão de sementes (Corlett & Turner 1997; Silva & Tabarelli 2000; Laurance *et al.* 2003) também podem alterar a comunidade de plântulas local.

Conclusões

Durante os primeiros anos de estudo foi observado um padrão geral para a localidade de interior florestal: um pequeno coeficiente de variação para os diversos parâmetros analisados. Estudos recentes vêm apontando este padrão de maior variação para descritores estudados nas comunidades em locais de floresta secundária recente, bordas florestais e fragmentos recentes e pequenos (Rodrigues 2004; Capers *et al.* 2005; Santos *et al.* 2006; Laurance *et al.* 2007). Assim, ainda que para alguns descritores da comunidade não se tenha observado diferença significativa entre os locais, esse grande coeficiente de variação nas bordas de gasoduto e rede elétrica pode ser indicativo de que a comunidade de plântulas da ReBio União está sujeita a efeitos de borda.

Alguns aspectos gerais dos efeitos de borda sobre a comunidade de plântulas na Reserva Biológica União ficaram evidentes a partir deste estudo. Interior florestal apresentou maior densidade e dinâmica, marcada pelos altos valores de mortalidade e recrutamento. As bordas florestais foram mais suscetíveis à invasão por espécies exóticas e danos, marcadas por altos valores de rebrotos. Além disso, foi encontrada maior taxa de crescimento e alta heterogeneidade das variáveis e parâmetros estudados nestes locais. Gasoduto influenciou mais a comunidade de plântulas local, que apresentou redução de densidade ao longo do estudo.

Com isso, é possível afirmar que os efeitos de borda atuam negativamente sobre a dinâmica de plântulas. Alguns estudos evidenciam que o tempo de fragmentação pode minimizar tais efeitos (Williams-Linera 1990). Entretanto, em alguns casos, principalmente quando os impactos são mantidos (limites abruptos de corredores, por exemplo), estes efeitos podem persistir (Harper *et al.* 2005). A perda de plântulas, que pode ser quase imperceptível em curto prazo, tende a gerar conseqüências dramáticas para o futuro da

diversidade em florestas tropicais (Benitez- Malvido e Martinez- Ramos, 2003b).

6- Bibliografia

- Augspurger, C.K., 1984. Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light-gaps and pathogens. *Ecology* 65(6):1705-1712.
- Augspurger, C.K.; Kitagima, K., 1992. Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distributions. *Ecology* 73(4): 1270-1284.
- Beckage, B.; Lavine, M.; Clark, J.S., 2005. Survival of tree seedlings across space and time: estimates from long-term count data. *Journal of Ecology* 93: 1177-1184.
- Begon, M.; Harper, J. L.; Townsend, C. R., 1995. *Ecology: individuals, populations and communities*. 2nd ed. Blackwell Science, Cambridge.
- Benitez-Malvido, J., 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12:380-389.
- Benitez-Malvido, J.; Martinez-Ramos, M., 2003a. Influence of edge exposure on tree seedlings recruitment in tropical forest fragments. *Biotropica* 35(4): 530-531.
- Benitez-Malvido, J.; Martinez-Ramos, M., 2003b. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17(2): 389-400.
- Bierregaard, R.O.; Lovejoy, T.E.; Kapos, V.; Santos, A.A.; Hutchings, R.W., 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42(11); 859-866.
- Boot, R.G.A., 1996. The significance of seedlings size and growth rate of tropical rain forest tree seedlings for regeneration in canopy openings. In: Swaine, M.D., (ed.) *The Ecology of Tropical Forest Tree Seedlings*. Paris, UNESCO.
- Brokaw, N., 1998. Fragments, past, present and future. *Tree* 382-383.
- Brown, N., 1996. A gradient of seedlings growth from the centre of a tropical rain forest canopy gap. *Forest Ecology and Management* 82: 239-244.
- Bruna, E.M., 1999. Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402: 139.
- Camargo, J.L.C.; Kapos, V., 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimates in central Amazonia forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Capers, R.S.; Chazdon, R.L.; Brenes, A.R.; Alvarado, B.V., 2005. Successional dynamics of woody seedlings communities in wet tropical secondary forests. *Journal of Ecology* 93:1071-1084.
- Clark, D.A. 1986. Regeneration of canopy trees in tropical wet forest. *Trends in Ecology and Evolution* 1(6): 150-154.
- Clark, D.A.; Clark, D.B., 1994. Climate induced annual variation in canopy tree growth in a Costa Rican tropical rain forest. *Journal of Tropical Rain Forest* 82(4): 865-872.
- Clark, D.B.; Clark D.A., 2000. Landscape scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management* 137:185-198.

- Connell, J.H.; Green, P.T., 2000. Seedlings dynamics over thirty two years in a tropical rain forest tree. *Ecology* 81(2): 568-584.
- Corlett, R.T.; Tuner, I.M., 1997. Long- term survival in tropical forest remnants in Singapore and Hong Kong *In: Laurance, W. F., Bierregaard-Jr, R. O., (eds.) Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities.* Chicago, Chicago University Press Tropical.
- Crawley, M.J., (1997). *Plant Ecology*. 2nd edition. Blackwell Science. Oxford.
- D'Angelo, S.A.; Andrade, A.C.S.; Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Mesquita, R.C.G., 2004. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 20: 243-246.
- Debinski, D.M.; Holt, R.D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- Delissio, L.J.; Primack, R.B.; Hall, P.; Lee, H.S., 2002. A decade of canopy tree seedling survival and growth in two Bornean rain forest: persistence and recovery from suppression. *Journal of Tropical Ecology* 18: 645-658.
- De Steven, D., 1994. Tropical tree seedling dynamics: recruitment patterns and their population consequences for three canopy species in Panama. *Journal of Tropical Ecology* 10:369-383.
- Didham, R. K.; Lawton J. H., 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31(1):17-30.
- Drake, D. R.; Pratt, L. W., 2001. Seedling mortality in Hawaiian Rain Forest: The role of small-scale physical disturbance. *Biotropica* 33(2):319-323.
- Duncan, R.S.; Duncan, V.E., 2000. Forest succession and distance from Forest Edge in an Afro-Tropical Grassland. *Biotropica* 32(1):33-41.
- Evans, G.C., 1972. The quantitative analysis of plant growth. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Fine, P.V.A., 2002. The invasibility of tropical forests by exotic plants. *Journal of Tropical Ecology* 18: 687-705.
- Foster, S.A.; Janson, C.H. 1985. The relationship between seed size and establishment conditions in tropical wood plants. *Ecology* 66(3): 773-780.
- Gabriel, M.M., 2007. Influência dos efeitos de borda nos danos físicos causados pela queda de serrapilheira em plântulas na Mata Atlântica. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Rio de Janeiro, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO).
- Gama, D. M.; Vilela, D. M., 2003. Influência da fragmentação florestal na decomposição foliar de um fragmento de Mata Atlântica na Rebio União. *Livro de resumos do VI Congresso de Ecologia (Floresta Pluvial Tropical Atlântica)*. p 214.
- Garwood, N. C., (1983) Seed germination in a Seasonal Tropical Forest in Panama: a community study. *Ecological Monographs*. 53(2):159-181.
- Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Bierregaard-Jr., R.O.; Malcolm, J.R.; Stouffer, P.C.; Vasconcelos, H.L.; Laurance, W.F.; Zimmerman, B.; Tocher, M.; Borges, S., 1999.

- Matrix habitat species richness in tropical forest remnants. *Conservation Biology* 91:223-229.
- Gascon, C.; Williamson, G.B.; Fonseca, G.A.B., 2000. Receding edges and vanishing fragments. *Science* 288:1356-1358.
- Gerhardt, K., 1996. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management* 82: 33-48.
- Gilbert, G.S.; Harms, K.E.; Hamill, D.N.; Hubbell, S.P., 2001. Effects of seedlings size, El Niño drought, seedlings density, and distance to nearest conspecific adult on 6-year survival *Ocotea whitei* seedlings in Panamá. *Oecologia* 127: 509-516.
- Harper, J. L., 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, London.
- Harper, K.A.; Macdonald, E.; Burton, P.J.; Chen, J.; Brosfokske, K.D.; Saurders, S.C.; Euskirchen, E.S.; Roberts D.; Jaiteh M.S.; Essen, P.A., 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragments landscape. *Conservation Biology* 19(3): 768-782.
- IBAMA. Disponível em: www.ibama.gov.br/ Acesso em: 16 de agosto de 2006.
- Kapos, V.; Wandelli, E.; Camrigo, J.L.; Ganade, G., 1997. Edge related changes in Environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazônia *In*: Laurance, W. F., Bierregaard-Jr, R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago, Chicago University Press Tropical.
- Klein, B. C., (1989) Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology* 70(6):1715-1725.
- Laurance, W. F., 2000. Do edge effects occur over large spatial scales?. *Trends in Ecology and Evolution*. 15:132-134.
- Laurance, W.F.; Yensen, E., 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Conservation Biology* 55:77-92.
- Laurance, W.F.; Bierregaard Jr., R. O., 1997 A crisis in the making *In*: Laurance, W. F., Bierregaard-Jr, R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago, Chicago University Press Tropical
- Laurance, W. F.; Laurance, S. G.; Ferreira, L. V.; Rankin de Merona, J. M.; Gascon, C.; Lovejoy, T. E., 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278:1117-1118.
- Laurance, W. F.; Ferreira, L. V.; Rankin de Merona, J. M.; Laurance, S. G., 1998a. Rain Forest Fragmentation and the Dynamics of Amazonian Tree Communities. *Ecology* 79(6):2032-2040.
- Laurance, W. F.; Ferreira, L. V.; Rankin de Merona, J. M.; Laurance S. G.; Hutchings, R. W.; Lovejoy, T. E., 1998b. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12:460-464.

- Laurance, W.F.; Pérez-Salicrup, D.; Delemônica, P.; Fearnside, P.M.; D'Angelo, S.; Jerozolinski, A.; Pohl, L.; Lovejoy, T.E., 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82(1):105-116.
- Laurance, W.F.; Merona, J.M.R.; Andrade, A.; Laurance, S.G.; D'Angelo, S.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L., 2003. Rain forest fragmentation and phenology of Amazonian tree communities. *Journal of Tropical Ecology* 19:343-347.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R.; Hartshorn, G.S., 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 73:915-924.
- Mack, A.L., 1998. The potential impact of small-scale physical disturbance on seedlings in Papuan Rainforest. *Biotropica* 30(4): 547-552.
- Matlack, G.R., 1994. Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and successional time. *Journal of Ecology* 82:113-123.
- Melo F.P.L.; Aguiar Neto, A.V. de; Simabukuru, E.A.; Tabarelli, M., 2004. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: Ferreira, A.G., Borghetti, F. *Germinação do básico ao aplicado*. São Paulo, Artmed Editora S.A.
- Mesquita, R.C.G.; Delamônica, P.; Laurance, W.F., 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91:129-134.
- Milton, K.; Laca, E.A.; Demment, W., 1994. Successional patterns of mortality and growth of large trees in a Panamanian lowland forest. *Journal of Ecology* 82:79-87.
- Morellato, L.P.C.; Haddad, C.F.B., 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b):786-792.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Murcia, C., 1996. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. In: Schellas, J. & Greenberg, R., *Forest Patches in Tropical landscape*, Island Press. Washington.
- Murren, C.J., 2002. Effect of habitat fragmentation on pollination: pollinators, pollinia viability and reproductive success. *Journal of Ecology* 90:100-107.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nascimento, H.E.M., Laurance, W.F., 2004. Biomass dynamics in amazonian forest fragments. *Ecological Applications* 14(4):S127-S138.
- Nicotra A.B.; Chazdon, R.L.; Iriarte, S.V.B., 1999. Spatial heterogeneity of light and woody seedlings regeneration in tropical wet forests. *Ecology Society of America* 80:1908-1926.
- Norden, N.; Chave, J.; Caubere, A.; Châtelet P.; Ferroni, N.; Forget, P.-M.; Thábaud, C., 2007. Is temporal variation of seedlings communities determined by environment or by seed arrival? A test in a neotropical forest. *Journal of Ecology* 1: 1-10.
- Oliveira-Filho, A.T., Mello, J.M., Scolforo, J.R., 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987–1992). *Plant Ecology* 131: 45-

66.

- Philips, O.L.; Gentry, A.H., 1994. Increasing turnover through time in tropical forest. *Science* 263: 954-958.
- Pimm, S.L., 1998. The forest fragment classic. *Nature* 393:23-24.
- Pohlman, C. L.; Turton, S.M.; Goosem, M., 2007. Edge effects of linear openings on tropical rain forest understory microclimate. *Biotropica* 39(1): 62-71.
- Poorter, L.; Arets, E.J.M.N., 2003. Light environment and tree strategies in a Bolivian tropical moist forest: an evaluation of the light partitioning hypothesis. *Plant Ecology* 166: 295-306.
- Radambrasil, 1983. Levantamento de recursos naturais, v.32, folha S/F. 23/24. Rio de Janeiro/Vitória. Ministério das Minas e Energias, Rio de Janeiro.
- Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A. S., (eds.) 2003. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendação de políticas públicas. MMA/SBF.
- Rodrigues, P. J. F. P., 2004. A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na Mata Atlântica fragmentada. Tese de doutorado, Campos dos Goytacases, Universidade Estadual Norte Fluminense- UENF.
- Sahai, H.; Ageel, M.I., 2000. *The analysis of variance: fixed, random and mixed models*. Birkhäuser, Boston.
- Santos, S. L.; Válio I. F. M., 2002. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. *Revista Brasileira de Botânica* 25(1):89-92.
- Santos, K. dos; Kinoshita, L.S.; Santos, F.A.M. dos, 2007. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeast Brazil. *Biological Conservation* 135: 268-277.
- Scariot, A., 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 32: 662-669.
- Sih, A., B. G.; Luikart, G., 2000. Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends in Ecology and Evolution* 15:132-134.
- Silva, D.C., 2003. Morfologia, recrutamento e estabelecimento de plântulas em comunidades em regeneração da Reserva Biológica de Poço das Antas- Silva Jardim, RJ. Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro, Museu Nacional- Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Silva J.M.C. da; Taberelli M., 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72-74.
- Sizer, N.; Tanner, E.V.J., 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91:135-142.
- Sizer, C.N.; Tanner, E.V.J.; Ferraz, I.D.K, 2000. Edges effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16: 853-863.
- Sheil, D.; Burslem, D.; Alder, D., 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology* 83: 331-333.

- Sheil, D.; May, R.M., 1996. Mortality and Recruitment Rate Evaluations in heterogeneous tropical ecology. *Journal of Ecology* 84:91-100.
- Sheil, D.; Jennings, S.; Savill, P., 2000. Long term permanent plot observation of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 16:765-800.
- SOS Mata Atlântica. Disponível em: www.sosmatatlantica.org.br/ Acesso em: 14 de setembro de 2006.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D.; Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3:359-366.
- Turner, I. M., 1990. Tree seedling growth and survival in a Malasian Rain Forest. *Biotropica*. 22(2):146-154.
- Turton, S. M.; Freiburger, H. J., 1997 Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland Northeastern Australia. In: Laurance, W. F., Bierregaard-Jr, R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: Chicago University Press Tropical.
- Welden, C.W.; Hewett, S.W.; Hubbell, S.P.; Foster, R.B., 1991. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a neotropical forest. *Ecology* 72(1): 35-50.
- Whitmore, T.C.; Brown, N.D.; Swaine, M.D.; Kennedy, D.; Goodwin-Bailey, C.I. & Gong, W.-K., 1993. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in Bornean tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 9:131-151.
- Whitmore, T.C., 1997. Tropical forest disturbance, disappearance and species loss. In: Laurance, W. F., Bierregaard-Jr, R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: Chicago University Press Tropical.
- Williams-Linera, G., 1990. Vegetation Structure and Environmental Conditions of Forest Edges in Panama. *Journal of Ecology* 78: 356-373.
- Williams-Linera, G.; Dom'inguez-Gastelu; Garcia-Zurita, M.E., 1998. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology* 12(5): 1091-1102.
- Zar, J. H., 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Tabela 1. Sumário de resultados da comunidade de plântulas (diâmetro ≤ 10mm; altura ≤ 1m) das localidades Interior (IN), bordas de Gasoduto (GA) e Rede Elétrica (RE), nos anos 2000, 2001, 2004-1 (março), 2004-2 (novembro), 2005-1 e 2005-2 na Reserva Biológica União-RJ.

| Localidade | IN | | | | Média± dp | GA | | | | Média± dp | RE | | | | Média± dp | ANOVA | |
|-------------------|-------|-------|-------|-------|--------------|-------|-------|-------|-------|--------------|-------|--------|-------|-------|--------------|------------------------|--|
| | Sítio | Ec | Glg | Gpt | Reri | Ga1 | Ga2 | Ga3 | Ga4 | Re1 | Re2 | Re3 | Re4 | | Nested Anova | | |
| Densidade | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ano 2000 | 14.4 | 11.6 | 13.5 | 9 | 12.1a | 3 | 11.8 | 15.9 | 6.5 | 9.3b | 7.5 | 9.5 | 6.6 | 3 | 6.7b | F(2,108)=4.64; p<.01* | |
| | ±8.2 | ±3.8 | ±8.8 | ±6.3 | ±6.8 | ±3.2 | ±4.4 | ±20.8 | ±5 | ±8.4 | ±4.3 | ±7.5 | ±3.3 | ±2.1 | ±4.3 | | |
| ano 2001 | 13.8 | 8.7 | 11.4 | 6.8 | 10.2a | 2.7 | 7.5 | 10 | 3.6 | 5.9b | 6.5 | 9.8 | 6 | 3.1 | 6.4b | F(2,108)=4.56; p<.01* | |
| | ±8.2 | ±4.3 | ±9.1 | ±3.9 | ±6.4 | ±3.2 | ±3.9 | ±15.6 | ±2.5 | ±6.3 | ±4.7 | ±8.9 | ±3.3 | ±1.5 | ±4.6 | | |
| ano 2004-1 | 18.5 | 9.4 | 9.9 | 8.1 | 11.5a | 4.3 | 6 | 8.4 | 4 | 5.7b | 6.3 | 13.7 | 10.9 | 4.2 | 8.8a | F(2,108)=7.64; p<.00* | |
| | ±12.8 | ±6.9 | ±5.9 | ±5.4 | ±7.8 | ±6.9 | ±3.7 | ±6.1 | ±3.3 | ±4.9 | ±5.5 | ±9.6 | ±3.7 | ±3 | ±5.4 | | |
| ano 2004-2 | 18.1 | 7.9 | 9.2 | 6.1 | 10.3a | 4.2 | 7.6 | 7.7 | 3.1 | 5.7b | 5.9 | 8.7 | 8.3 | 3.8 | 6.7ab | F(2,108)=8.78; p<.00* | |
| | ±9.9 | ±4.7 | ±6 | ±5 | ±6.4 | ±5.1 | ±2.4 | ±4.8 | ±2.7 | ±3.8 | ±4.8 | ±6.6 | ±3.9 | ±2.2 | ±4.4 | | |
| ano2005-1 | 19.5 | 18.2 | 10.1 | 6.8 | 13.7a | 3.9 | 7.5 | 7.4 | 3.5 | 5.6b | 6.4 | 8.6 | 10.1 | 5 | 7.5c | F(2,108)=14.09; p<.00* | |
| | ±10.4 | ±17.3 | ±5.4 | ±5.9 | ±9.8 | ±4.2 | ±3.9 | ±4.6 | ±3 | ±3.9 | ±4.1 | ±5.8 | ±3.8 | ±2.4 | ±4. | | |
| ano2005-2 | 16 | 10.9 | 7.6 | 4.9 | 9.9a | 2.6 | 6.4 | 6.5 | 3.2 | 4.7b | 4.7 | 9 | 9.1 | 3.8 | 6.7a | F(2,108)=9.81; p<.00* | |
| | ±8.9 | ±9.4 | ±5 | ±3.9 | ±6.79 | ±2.8 | ±3.3 | ±3.7 | ±2.7 | ±3.1 | ±4.6 | ±6.8 | ±3.9 | ±1.9 | ±4.3 | | |
| Área Basal | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ano 2000 | 101.3 | 89.7 | 128.6 | 62.7 | 108.1 | 49.5 | 117.7 | 104.6 | 88.3 | 90 | 67.6 | 128.9 | 72.5 | 69.2 | 86.9 | F(2,108)=.67; p<.52 | |
| | ±51.4 | ±42.4 | ±68.2 | ±65.6 | ±56.8 | ±59.5 | ±69.3 | ±89.8 | ±53.8 | ±68.12 | ±69.4 | ±127.8 | ±48.3 | ±61.8 | ±76.9 | | |
| ano 2001 | 100.9 | 71.1 | 112.9 | 98.8 | 95.9 | 39.3 | 95.9 | 76.3 | 71.5 | 70.8 | 58.5 | 126.1 | 84.6 | 65.6 | 83.7 | F(2,108)=1.31; p<.28 | |
| | ±49.0 | ±43.4 | ±70.5 | ±75.1 | ±59.49 | ±57.6 | ±57.5 | ±82.4 | ±50.1 | ±61.9 | ±62.5 | ±130.3 | ±58.1 | ±56.3 | ±76.81 | | |
| ano 2004-1 | 100.7 | 75.3 | 91.6 | 82.6 | 87.5a | 27.9 | 73.9 | 40.8 | 51.5 | 48.3b | 60.9 | 130.4 | 77.1 | 62.8 | 82.8a | F(2,108)=4.94; p<.01* | |
| | ±59.6 | ±41.3 | ±67.4 | ±77.8 | ±61.5 | ±36.3 | ±47 | ±45 | ±53.9 | ±45.8 | ±70.9 | ±98.4 | ±42.7 | ±61.1 | ±68.3 | | |
| ano 2004-2 | 127.3 | 72.6 | 71.9 | 77.7 | 87.4a | 46.5 | 81.2 | 64.9 | 51.1 | 60.9b | 57.4 | 108.1 | 75.7 | 47.6 | 72.2b | F(2,108)=12.13; p<.00* | |
| | ±63.1 | ±48.2 | ±48.2 | ±77.4 | ±59.2 | ±60.7 | ±50.9 | ±63.7 | ±46.5 | ±55.3 | ±56.6 | ±98.9 | ±47.5 | ±39 | ±60.5 | | |
| ano 2005-1 | 152.5 | 95.7 | 13.8 | 62.6 | 106.1a | 44.6 | 79.3 | 66.4 | 46.3 | 59.2b | 58.1 | 116.3 | 85.2 | 37.7 | 74.3a | F(2,108)=6.18; p<.00* | |
| | ±69.1 | ±63.4 | ±79.7 | ±58.9 | ±67.8 | ±49.6 | ±42.3 | ±74.6 | ±50.6 | ±52.6 | ±54.5 | ±91.3 | ±43.9 | ±20.7 | ±54.3 | | |
| ano2005-2 | 130.9 | 67.4 | 98.5 | 55.7 | 88.1 | 31.3 | 89.7 | 57.9 | 45.4 | 56.1 | 48.9 | 129.9 | 95.6 | 43.7 | 79.4 | F(2,108)=2.78; p<.07 | |
| | ±71.8 | ±42.3 | ±72.9 | ±51.6 | ±59.5 | ±44.3 | ±61.2 | ±73.6 | ±50.2 | ±57.2 | ±52.3 | ±106.2 | ±62.8 | ±31.1 | ±63.1 | | |

| Localidade | IN | | | | Média ± dp | GA | | | | Média± dp | RE | | | | Média± dp | ANOVA Nested Anova |
|----------------------------------|------|------|------|------|---------------|------|------|------|------|--------------|------|------|------|------|--------------|------------------------|
| | EC | GLG | GPT | RERI | | GA1 | GA2 | GA3 | GA4 | | RE1 | RE2 | RE3 | RE4 | | |
| Mortas | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 3.1 | 4.3 | 6.8 | 3.9 | 4.5a | 0.7 | 3.8 | 6.7 | 2.3 | 3.4b | 2.1 | 2.2 | 1.4 | 0.5 | 1.6c | F(2,108)=16.15; p<.00* |
| | ±2.4 | ±2.1 | ±5.1 | ±3.5 | ±3.3 | ±0.8 | ±2.6 | ±8.3 | ±2.9 | ±3.7 | ±0.9 | ±2.3 | ±2.1 | ±0.7 | ±1.5 | |
| 2001/2004-1 | 5.3 | 4.3 | 5.9 | 3.8 | 4.8a | 1.6 | 4.7 | 5.5 | 2.8 | 3.7b | 2.8 | 4.4 | 1.9 | 1.1 | 2.6b | F(2,108)=6.18; p<.00* |
| | ±3.3 | ±2.4 | ±4.9 | ±2.3 | ±3.25 | ±1.9 | ±3 | ±8.5 | ±2.7 | ±4 | ±1.1 | ±4.9 | ±1.9 | ±0.9 | ±2.2 | |
| 2004-1/2004-2 | 4.9 | 2.8 | 1.1 | 1.8 | 2.7a | 1 | 0.7 | 1.8 | 0.9 | 1.1b | 0.7 | 4.8 | 1.3 | 1.3 | 2ab | F(2,108)=5.34; p<.00* |
| | ±5.9 | ±2 | ±1.6 | ±1.4 | ±2.7 | ±1.9 | ±1.1 | ±2.5 | ±0.9 | ±1.6 | ±0.9 | ±5.2 | ±1.1 | ±1.7 | ±2.2 | |
| 2004-2/2005-1 | 2 | 0.8 | 1.5 | 0.7 | 1.3a | 0.1 | 0.7 | 1.4 | 0.2 | 0.6b | 0.7 | 1.6 | 0.4 | 0.3 | 0.8ab | F(2,108)=3.51; p<.03* |
| | ±2.1 | ±0.9 | ±1.4 | ±1.3 | ±1.4 | ±0.3 | ±0.7 | ±1.2 | ±0.4 | ±0.7 | ±0.8 | ±1.8 | ±0.5 | ±0.7 | ±0.9 | |
| 2005-1/2005-2 | 2.3 | 6.4 | 2.7 | 1.7 | 3.3a | 1.3 | 2 | 1.5 | 0.7 | 1.4b | 1.3 | 1 | 1.7 | 1.6 | 1.4b | F(2,108)=6.99; p<.00* |
| | ±2.4 | ±9.1 | ±1.8 | ±1.8 | ±3.8 | ±2.9 | ±1.6 | ±2.4 | ±1.2 | ±2 | ±0.7 | ±1.1 | ±1.8 | ±1.6 | ±1.3 | |
| Taxa de Mortalidade Anual | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.2 | 0.4 | 0.5 | 0.4 | 0.4a | 0.3 | 0.3 | 0.4 | 0.3 | 0.3ab | 0.3 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2b | F(2,108)=3.75; p<.03* |
| | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.4 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.2 | |
| 2001/2004-1 | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.4 | 0.3 | 0.3 | 0.4 | 0.4 | 0.6 | 0.4 | 0.4 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.3 | F(2,108)=2.17; p<.12 |
| | ±0.1 | ±0.1 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.4 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.1 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.3 | |
| 2004-1/2004-2 | 0.3 | 0.4 | 0.2 | 0.3 | 0.3 | 0.2 | 0.1 | 0.3 | 0.3 | 0.2 | 0.2 | 0.4 | 0.2 | 0.3 | 0.3 | F(2,108)=.49; p<.6 |
| | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.4 | ±0.3 | |
| 2004-2/2005-1 | 0.3 | 0.2 | 0.3 | 0.2 | 0.3 | 0.1 | 0.2 | 0.4 | 0.1 | 0.2 | 0.3 | 0.3 | 0.1 | 0.1 | 0.2 | F(2,108)=.18; p<.83 |
| | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | |
| 2005-1/2005-2 | 0.2 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.3 | 0.1 | 0.4 | 0.3 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.2 | 0.2 | 0.4 | 0.3 | F(2,108)=1.32; p<.27 |
| | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.2 | |

| Localidade | IN | | | | Média ± dp | GA | | | | Média± dp | RE | | | | Média± dp | ANOVA Nested Anova |
|-----------------------------------|-------|-------|-------|-------|---------------|-------|-------|-------|-------|--------------|-------|-------|-------|-------|--------------|------------------------|
| | EC | GLG | GPT | RERI | | GA1 | GA2 | GA3 | GA4 | | RE1 | RE2 | RE3 | RE4 | | |
| Taxa de Mortalidade Mensal | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.2 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.2 | 0.1 | F(2,108)=.93; p<.39 |
| | ±0.02 | ±0.02 | ±0.04 | ±0.4 | ±0.03 | 0.5 | 0.0 | ±0.02 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.02 | ±0.3 | ±0.03 | ±0.4 | ±0.2 | |
| 2004-1/2004-2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.1 | F(2,108)=.32; p<.73 |
| | ±0.03 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.3 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.1 | ±0.04 | ±0.04 | ±0.02 | ±0.04 | ±0.3 | ±0.04 | |
| 2004-2/2005-1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.1 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | F(2,108)=.00; p<.99 |
| | ±0.02 | ±0.03 | ±0.04 | ±0.3 | ±0.04 | ±0.06 | ±0.3 | ±0.02 | ±0.03 | ±0.1 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.1 | ±0.3 | ±0.04 | |
| 2005-1/2005-2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.06a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.03b | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.03ab | F(2,108)=4.74; p<.01* |
| | ±0.02 | ±0.02 | ±0.04 | ±0.3 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.1 | ±0.05 | ±0.06 | ±0.06 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.03 | |
| Novos | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 3.2 | 1.8 | 4.9 | 1.8 | 2.9a | 0.6 | 0.2 | 1.5 | 0.2 | 0.6b | 1.3 | 2.9 | 0.9 | 0.7 | 1.5ab | F(2,108)=12.33; p<.00* |
| | ±2.5 | ±2.1 | ±7.8 | ±1.8 | ±3.6 | ±0.7 | ±0.4 | ±4.1 | ±0.4 | ±1.4 | ±1.2 | ±4.5 | ±1.3 | ±0.7 | ±1.9 | |
| 2001/2004-1 | 11.7 | 6.5 | 5.3 | 5.8 | 7.3a | 3.6 | 3.1 | 5.6 | 2.6 | 3.7b | 3.4 | 9.8 | 7.3 | 2.8 | 5.8ab | F(2,108)=6.9; p<.00* |
| | ±10.4 | ±6.2 | ±2.8 | ±4.4 | ±5.9 | ±6.7 | ±2.9 | ±4 | ±2.2 | ±3.9 | ±2.4 | ±7.3 | ±3.5 | ±2.8 | ±3.9 | |
| 2004-1/2004-2 | 3.3 | 0.9 | 0.9 | 1.2 | 1.6 | 1 | 2.3 | 1.9 | 0.6 | 1.5 | 0.9 | 1.5 | 0.7 | 1.8 | 1.2 | F(2,108)=.87; p<.87 |
| | ±5.6 | ±1.3 | ±0.9 | ±1.9 | ±2.4 | ±1.1 | ±2.1 | ±2.4 | ±0.7 | ±1.7 | ±0.9 | ±2 | ±0.8 | ±1.5 | ±1.3 | |
| 2004-2/2005-1 | 3 | 11.7 | 2.7 | 1.5 | 4.7a | 0.7 | 1.4 | 1.6 | 1.1 | 1.2b | 1.3 | 1.8 | 2.5 | 2.4 | 2ab | F(2,108)=7.67; p<.00* |
| | ±6.1 | ±16.3 | ±1.6 | ±1.4 | ±6.3 | ±1.3 | ±2 | ±0.8 | ±1.9 | ±1.5 | ±1.6 | ±1.8 | ±1.9 | ±2 | ±1.9 | |
| 2005-1/2005-2 | 0.1 | 0.7 | 0.7 | 0.2 | 0.4 | 0 | 0.9 | 0.5 | 0.4 | 0.5 | 0.1 | 1.4 | 1.3 | 0.3 | 0.8 | F(2,108)=2.09; p<.13* |
| | ±0.3 | ±1.3 | ±1.3 | ±0.6 | ±0.9 | 0 | ±0.9 | ±0.7 | ±0.7 | ±0.6 | ±0.3 | ±1.7 | ±0.9 | ±0.5 | ±0.9 | |

| Localidade | IN | | | | Média ±dp | GA | | | | Média ±dp | RE | | | | Média ±dp | ANOVA Nested Anova |
|------------------------------------|-------|-------|-------|-------|--------------|-------|-------|-------|-------|--------------|-------|-------|-------|-------|--------------|-----------------------|
| | Sítio | EC | GLG | GPT | | RERI | GA1 | GA2 | GA3 | | GA4 | RE1 | RE2 | RE3 | | |
| Taxa de Recrutamento Anual | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.2a | 0.2 | 0.02 | 0.04 | 0.02 | 0.1b | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.2ab | F(2,108)=9.47; p<.00* |
| | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.03 | ±0.1 | ±0.04 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | |
| 2001/2004-1 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.3 | 0.2 | 0.2 | F(2,108)=2.58; p<.08 |
| | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | |
| 2004-1/2004-2 | 0.2 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.3 | 0.1 | 0.1 | 0.4 | 0.2 | F(2,108)=1.12; p<.33 |
| | ±0.3 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0 | ±0.1 | ±0.3 | ±0.2 | |
| 2004-2/2005-1 | 0.2 | 0.7 | 0.6 | 0.5 | 0.5a | 0.3 | 0.4 | 0.5 | 0.6 | 0.3b | 0.3 | 0.3 | 0.5 | 0.4 | 0.5ab | F(2,108)=5.91; p<.00* |
| | ±0.3 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.4 | ±0.3 | |
| 2005-1/2005-2 | 0 | 0.01 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.03 | 0.2 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | F(2,108)=2.44; p<.09 |
| | ±0 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.1 | ±0 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | |
| Taxa de Recrutamento Mensal | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.02 | 0.01 | 0.02 | 0.02 | 0.02a | 0.02 | 0 | 0 | 0 | 0.01b | 0.01 | 0.02 | 0.01 | 0.02 | 0.02ab | F(2,108)=9.75; p<.00* |
| | ±0.02 | ±0.01 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.02 | ±0.02 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.02 | |
| 2004-1/2004-2 | 0.02 | 0.02 | 0.01 | 0.02 | 0.02 | 0.03 | 0.01 | 0.01 | 0.05 | 0.04 | 0.04 | 0.06 | 0.02 | 0.02 | 0.04 | F(2,108)=1.06; p<.34 |
| | ±0.04 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.04 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.05 | ±0.05 | ±0.05 | ±0.08 | ±0.02 | ±0.03 | ±0.05 | |
| 2004-2/2005-1 | 0.03 | 0.2 | 0.08 | 0.07 | 0.08a | 0.07 | 0.05 | 0.07 | 0.1 | 0.05b | 0.05 | 0.05 | 0.06 | 0.08 | 0.08ab | F(2,108)=5.78; p<.00* |
| | ±0.04 | ±0.1 | ±0.05 | ±0.05 | ±0.06 | ±0.11 | ±0.04 | ±0.05 | ±0.1 | ±0.07 | ±0.07 | ±0.05 | ±0.04 | ±0.1 | ±0.09 | |
| 2005-1/2005-2 | 0 | 0 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0 | 0.02 | 0.02 | 0.01 | 0.01 | 0 | 0.02 | 0.02 | 0.02 | 0.01 | F(2,108)=2.54; p<.08 |
| | ±0 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.03 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.01 | ±0.02 | ±0 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.03 | ±0.01 | |

| Localidade | IN | | | | Média ± dp | GA | | | | Média± dp | RE | | | | Média± dp | ANOVA Nested Anova |
|--|-------|-------|-------|-------|---------------|-------|------|-------|------|--------------|------|------|------|-------|--------------|------------------------|
| | EC | GLG | GPT | RERI | | GA1 | GA2 | GA3 | GA4 | | RE1 | RE2 | RE3 | RE4 | | |
| Taxa de Crescimento em Área Basal | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Anual Positiva | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.1a | 0.2 | 0.3 | 0.1 | 0.2 | 0.2a | 0.2 | 0.3 | 0.3 | 0.4 | 0.3b | F(2,108)=4.33; p<.02* |
| | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.7 | ±0.3 | |
| 2001/2004-1 | 0.2 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.2ab | 0.3 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.2a | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.0 | 0.1b | F(2,108)=4.65; p<.01* |
| | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.4 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.02 | ±0.1 | |
| 2004-1/2004-2 | 0.4 | 0.4 | 0.9 | 0.2 | 0.5 | 0.3 | 0.2 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.2 | 0.6 | 0.4 | 0.1 | 0.3 | F(2,108)=1.91; p<.15 |
| | ±0.2 | ±0.4 | ±0.4 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.4 | ±0.7 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.6 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.3 | |
| 2004-2/2005-1 | 0.9 | 1.0 | 1.3 | 0.8 | 1.0 | 0.6 | 0.2 | 0.8 | 0.3 | 0.7 | 0.5 | 0.9 | 0.7 | 1.5 | 0.9 | F(2,108)=.75; p<.48 |
| | ±0.3 | ±0.7 | ±0.6 | ±1.3 | ±0.7 | ±0.6 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.4 | ±0.7 | ±0.4 | ±2.9 | ±1.1 | |
| 2005-1/2005-2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.04a | 0.3 | 0.3 | 0.4 | 0.4 | 0.4b | 0.6 | 0.5 | 0.8 | 0.6 | 0.6b | F(2,108)=13.99; p<.00* |
| | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.23 | ±0.9 | ±0.5 | ±1.1 | ±0.3 | ±0.5 | ±0.4 | ±0.6 | |
| Anual Negativa | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | F(2,108)=2.17; p<.12 |
| | ±0.1 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0.02 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | |
| 2001/2004-1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.02a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.00b | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.00b | F(2,108)=5.63; p<.00* |
| | 0.1 | ±0.04 | ±0.1 | ±0 | ±0.04 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | |
| 2004-1/2004-2 | 0.4 | 0.2 | 0.6 | 0.3 | 0.4a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.01b | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1b | F(2,108)=11.26; p<.00* |
| | ±0.86 | 0.2 | ±0.5 | ±0.6 | ±0.5 | ±0.12 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0.03 | ±0.4 | ±0.1 | ±0.1 | ±0 | ±0.2 | |
| 2004-2/2005-1 | 0.5 | 0.3 | 1.3 | 0.4 | 0.6ab | 0.1 | 0.3 | 0.0 | 0.8 | 0.3a | 0.7 | 1.0 | 0.7 | 0.8 | 0.8b | F(2,108)=3.25; p<.04* |
| | ±0.5 | ±0.4 | ±0.7 | ±0.4 | ±0.5 | ±0.3 | ±0.5 | ±0 | ±2.2 | ±0.7 | ±0.7 | ±1.2 | ±0.9 | ±0.9 | ±0.9 | |
| 2005-1/2005-2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0a | 0.1 | 0.3 | 0.4 | 0.2 | 0.4b | 0.3 | 0.4 | 0.5 | 0.2 | 0.2b | F(2,108)=22.74; p<.00* |
| | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.19 | ±0.2 | |

| Localidade | IN | | | | Média ± dp | GA | | | | Média± dp | RE | | | | Média± dp | ANOVA Nested Anova |
|--|-------|-------|-------|-------|---------------|-------|------|-------|------|--------------|------|------|------|-------|--------------|------------------------|
| | EC | GLG | GPT | RERI | | GA1 | GA2 | GA3 | GA4 | | RE1 | RE2 | RE3 | RE4 | | |
| Taxa de Crescimento em Área Basal | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Anual Positiva | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.1a | 0.2 | 0.3 | 0.1 | 0.2 | 0.2a | 0.2 | 0.3 | 0.3 | 0.4 | 0.3b | F(2,108)=4.33; p<.02* |
| | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.7 | ±0.3 | |
| 2001/2004-1 | 0.2 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.2ab | 0.3 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.2a | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.0 | 0.1b | F(2,108)=4.65; p<.01* |
| | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.4 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.02 | ±0.1 | |
| 2004-1/2004-2 | 0.4 | 0.4 | 0.9 | 0.2 | 0.5 | 0.3 | 0.2 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.2 | 0.6 | 0.4 | 0.1 | 0.3 | F(2,108)=1.91; p<.15 |
| | ±0.2 | ±0.4 | ±0.4 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.4 | ±0.7 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.6 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.3 | |
| 2004-2/2005-1 | 0.9 | 1.0 | 1.3 | 0.8 | 1.0 | 0.6 | 0.2 | 0.8 | 0.3 | 0.7 | 0.5 | 0.9 | 0.7 | 1.5 | 0.9 | F(2,108)=.75; p<.48 |
| | ±0.3 | ±0.7 | ±0.6 | ±1.3 | ±0.7 | ±0.6 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.4 | ±0.7 | ±0.4 | ±2.9 | ±1.1 | |
| 2005-1/2005-2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.04a | 0.3 | 0.3 | 0.4 | 0.4 | 0.4b | 0.6 | 0.5 | 0.8 | 0.6 | 0.6b | F(2,108)=13.99; p<.00* |
| | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.23 | ±0.9 | ±0.5 | ±1.1 | ±0.3 | ±0.5 | ±0.4 | ±0.6 | |
| Anual Negativa | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | F(2,108)=2.17; p<.12 |
| | ±0.1 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0.02 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | |
| 2001/2004-1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.02a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.00b | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.00b | F(2,108)=5.63; p<.00* |
| | 0.1 | ±0.04 | ±0.1 | ±0 | ±0.04 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0 | |
| 2004-1/2004-2 | 0.4 | 0.2 | 0.6 | 0.3 | 0.4a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.01b | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1b | F(2,108)=11.26; p<.00* |
| | ±0.86 | 0.2 | ±0.5 | ±0.6 | ±0.5 | ±0.12 | ±0 | ±0 | ±0 | ±0.03 | ±0.4 | ±0.1 | ±0.1 | ±0 | ±0.2 | |
| 2004-2/2005-1 | 0.5 | 0.3 | 1.3 | 0.4 | 0.6ab | 0.1 | 0.3 | 0.0 | 0.8 | 0.3a | 0.7 | 1.0 | 0.7 | 0.8 | 0.8b | F(2,108)=3.25; p<.04* |
| | ±0.5 | ±0.4 | ±0.7 | ±0.4 | ±0.5 | ±0.3 | ±0.5 | ±0 | ±2.2 | ±0.7 | ±0.7 | ±1.2 | ±0.9 | ±0.9 | ±0.9 | |
| 2005-1/2005-2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0a | 0.1 | 0.3 | 0.4 | 0.2 | 0.4b | 0.3 | 0.4 | 0.5 | 0.2 | 0.2b | F(2,108)=22.74; p<.00* |
| | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.4 | ±0.19 | ±0.2 | |

| Localidade | IN | | | | Média ±dp | GA | | | | Média ±dp | RE | | | | Média ±dp | ANOVA Nested Anova |
|--------------------------------------|-------|------|------|-------|--------------|------|------|-------|-------|--------------|-------|-------|------|-------|--------------|-----------------------|
| | EC | GLG | GPT | RERI | | GA1 | GA2 | GA3 | GA4 | | RE1 | RE2 | RE3 | RE4 | | |
| Taxa de Crescimento em Altura | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Anual Positiva | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | F(2,108)=.82; p<.44 |
| | ±0.03 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | |
| 2001/2004-1 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.0 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | F(2,108)=.92; p<.4 |
| | ±0.2 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.03 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | |
| 2004-1/2004-2 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.4 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | F(2,108)=.89; p<.42 |
| | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.8 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.5 | ±0.1 | ±0.5 | ±0.3 | |
| 2004-2/2005-1 | 0.4 | 0.3 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.2 | 0.4 | 0.4 | 0.2 | 0.3 | 0.6 | 0.5 | 0.2 | 0.2 | 0.4 | F(2,108)=1.09; p<.84 |
| | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.9 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.03 | ±0.4 | ±0.4 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | |
| 2005-1/2005-2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.4 | 0.3a | 0.2 | 0.5 | 0.2 | 0.2 | 0.3a | 0.2 | 0.3 | 0.7 | 8.6 | 2.5b | F(2,108)=3.43; p<.04* |
| | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.5 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.5 | ±0.1 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.9 | ±14.9 | ±4.0 | |
| Anual Negativa | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.1 | 0.0 | 0.2 | 0.0 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.0 | 0.1 | 0.1 | 0.0 | 0.5 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | F(2,108)=2.2; p<.12 |
| | ±0.2 | ±0.1 | ±0.3 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.5 | ±0.2 | ±0.04 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.04 | ±0.5 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.2 | |
| 2001/2004-1 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.0 | 0.1 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.1 | F(2,108)=.3; p<.74 |
| | ±0.02 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.1 | ±0 | ±0.1 | ±0.1 | ±0.03 | ±0.04 | ±0.1 | ±0.03 | ±0.1 | ±0.04 | ±0.1 | |
| 2004-1/2004-2 | 0.1 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.3 | 0.0 | 0.1 | 0.1 | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.0 | 0.2 | F(2,108)=3.1; p<.06 |
| | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.02 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.4 | ±0.1 | ±0.2 | |
| 2004-2/2005-1 | 0.5 | 0.9 | 0.4 | 0.4 | 0.6 | 0.3 | 1.1 | 0.3 | 0.1 | 0.4 | 0.2 | 0.6 | 0.5 | 0.4 | 0.4 | F(2,108)=.38; p<.69 |
| | ±0.3 | ±2.1 | ±0.4 | ±0.3 | ±0.8 | ±0.4 | ±1.3 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.5 | ±0.3 | ±0.6 | ±0.6 | ±0.5 | ±0.5 | |
| 2005-1/2005-2 | 0.2 | 0.2 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | 0.2 | F(2,108)=1.01; p<.36 |
| | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.1 | ±0.2 | ±0.2 | ±0.3 | ±0.2 | ±0.9 | ±0.4 | |

| Localidade | IN | | | | Média ± dp | GA | | | | Média± dp | RE | | | | Média± dp | ANOVA Nested Anova | |
|--------------------------------------|-------|-------|-------|-------|---------------|-------|-------|-------|-------|--------------|-------|-------|-------|-------|--------------|-----------------------|--|
| | EC | GLG | GPT | RERI | | GA1 | GA2 | GA3 | GA4 | | RE1 | RE2 | RE3 | RE4 | | | |
| Taxa de Crescimento em Altura | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mensal Positiva | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | F(2,108)=.82; p<.44 | |
| | ±0.00 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.03 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | | |
| 2004-1/2004-2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | F(2,108)=1.67; p<.19 | |
| | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.02 | | |
| 2004-2/2005-1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | F(2,108)=1.8; p<.34 | |
| | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.1 | ±0.03 | ±0.02 | ±0.03 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | | |
| 2005-1/2005-2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.02a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.02a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 | 0.2b | F(2,108)=3.2; p<.04* | |
| | ±0.01 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.04 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.04 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.03 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.03 | ±1.3 | ±0.02 | | |
| Mensal Negativa | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | F(2,108)=2.22; p<.12 | |
| | ±0.01 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.04 | ±0.02 | ±0.00 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.00 | ±0.04 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.02 | | |
| 2004-1/2004-2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | F(2,108)=3.12; p<.06 | |
| | ±0.01 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.00 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.02 | ±0.03 | ±0.00 | ±0.02 | | |
| 2004-2/2005-1 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | F(2,108)=.48; p<.62 | |
| | ±0.02 | ±0.18 | ±0.03 | ±0.03 | ±0.1 | ±0.03 | ±0.1 | ±0.03 | ±0.02 | ±0.05 | ±0.02 | ±0.05 | ±0.05 | ±0.04 | ±0.04 | | |
| 2005-1/2005-2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | F(2,108)=2.15; p<.12 | |
| | ±0.01 | ±0.02 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.01 | ±0.02 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.01 | ±0.00 | ±0.01 | |

| Localidade | IN | | | | Média± dp | GA | | | | Média± dp | RE | | | | Média± dp | ANOVA Nested Anova |
|------------------------|-------|------|------|------|--------------|------|------|------|------|--------------|------|------|------|------|--------------|-----------------------|
| | Sítio | Ec | Glg | Gpt | | Reri | Ga1 | Ga2 | Ga3 | | Ga4 | Re1 | Re2 | Re3 | | |
| Não encontradas | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000/2001 | 0.5 | 0.5 | 0.1 | 0.3 | 0.4ab | 0.2 | 0.7 | 0.6 | 0.8 | 0.6a | 0.1 | 0.3 | 0.1 | 0.1 | 0.2b | F(2,108)=3.34; p<.04* |
| | ±0.7 | 0.7 | 0.3 | 0.7 | ±0.6 | ±0.4 | ±1.3 | ±0.9 | ±1 | ±0.9 | ±0.3 | ±0.9 | ±0.3 | ±0.3 | ±0.5 | |
| 2001/2004-1 | 2.4 | 2 | 1 | 0.9 | 1.6a | 0.6 | 0.4 | 2.2 | 0.3 | 0.9b | 0.8 | 1.5 | 0.6 | 0.5 | 0.9b | F(2,108)=5.98; p<.00* |
| | ±1.5 | ±1.6 | ±0.8 | ±1.3 | ±1.3 | ±0.7 | ±0.7 | ±3.5 | ±0.7 | ±1.4 | ±1.3 | ±2.2 | ±0.8 | ±0.7 | ±1.3 | |
| 2004-1/2004-2 | 2.1 | 1.4 | 1.4 | 1.7 | 1.7 | 0.7 | 0.6 | 3 | 0.8 | 1.3 | 1.3 | 3.4 | 2.2 | 1.2 | 2 | F(2,108)=2.49; p<.09 |
| | ±1.1 | ±1.2 | ±1.4 | ±1.6 | ±1.3 | ±1.3 | ±0.7 | ±4.6 | ±0.8 | ±1.8 | ±1.3 | ±3.2 | ±2.9 | ±1.9 | ±2.3 | |
| 2004-2/2005-1 | 2.5 | 2.9 | 2.6 | 2.3 | 2.3 | 1.5 | 1.2 | 3.5 | 1.3 | 1.9 | 1.5 | 3.4 | 2.8 | 1.9 | 2.4 | F(2,108)=1.84; p<.16 |
| | ±1.8 | ±2.5 | ±0.9 | ±1.9 | ±1.8 | ±2.3 | ±1.2 | ±4.1 | ±0.8 | ±2.1 | ±1.4 | ±3.1 | ±2 | ±2.1 | ±2.1 | |
| 2005-1/2005-2 | 3.8 | 3.6 | 2.2 | 2.4 | 3 | 1.5 | 1.4 | 3.5 | 1.3 | 1.9 | 1.7 | 3.5 | 3.3 | 1.8 | 2.6 | F(2,108)=3.13; p<.05* |
| | ±3 | ±3.2 | ±0.9 | ±2.5 | ±2.4a | ±2 | ±1.3 | ±3.5 | ±0.9 | ±1.9b | ±1.7 | ±3.1 | ±2.4 | ±1.8 | ±2.2ab | |
| Rebrotos (n) | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | 0.4 | 0.1 | 0.3 | 0.4 | 0.3a | 0.3 | 0.1 | 0.6 | 0.9 | 0.5ab | 0.6 | 0.6 | 1.6 | 0.7 | 0.9b | F(2,108)=4.16; p<.02* |
| | ±0.7 | ±0.3 | ±0.5 | ±0.5 | ±0.5 | ±0.5 | ±0.3 | ±1.1 | ±0.9 | ±1.1 | ±1.1 | ±0.9 | ±1.6 | ±0.7 | ±0.7 | |

Os valores de F marcados (*) indicam que há diferença significativa entre as localidades. As médias das respectivas localidades seguidas pela mesma letra (a ou b) nas linhas não diferem significativamente (teste Tukey; $p < 0.05$) através de Two-Way Anovas Hierárquicas (sítio aninhado em localidade).

Capítulo 2

A influência da abertura do dossel e da declividade sobre a densidade da comunidade de plântulas em locais de borda e interior florestal na Reserva Biológica União-RJ.

Aluna: Mariana de Andrade Iguatemy

Orientador: Fernando Roberto Martins

Dissertação de Mestrado
apresentada no Curso de Pós
Graduação em Biologia Vegetal na
Universidade Estadual de Campinas
(Unicamp).

Resumo

A fragmentação tem como principais conseqüências a redução de áreas florestadas e os efeitos de borda que incidem sobre os remanescentes. O tempo de criação, a matriz de entorno, a topografia local e a abertura do dossel podem influenciar o padrão de respostas dos efeitos de borda local. Este estudo avaliou a influência da abertura do dossel e da declividade das áreas sobre a densidade de plântulas da comunidade, em locais de interior e borda florestal na Reserva Biológica União- RJ. Foram realizadas comparações entre as comunidades de plântulas localizadas em bordas artificiais formados por dois corredores desmatados, Rede Elétrica (RE) e Gasoduto (GA), em contraste com o Interior (IN) a mais de 400 m de qualquer borda. *Plots* permanentes de 2x1 m foram alocados, de forma aleatória estratificada dentro de cada parcela de 20x50 m, sendo que em cada localidade foram estabelecidas 4 parcelas em distintos sítios. Nos *plots* foram avaliadas as densidades de plântulas e as declividades e aberturas de dossel. Interior e rede apresentaram maior densidade e menor abertura de dossel. As declividades foram mais elevadas para interior e gasoduto. A declividade influenciou negativamente a densidade de plântulas da comunidade. Em rede e principalmente em gasoduto, esta influência foi mais acentuada. A abertura do dossel foi mais elevada em bordas de gasoduto. Somente em interior, a densidade de plântulas foi positivamente influenciada pela abertura de dossel, possivelmente devido à limitação de entrada de luz inerente a estes locais. É possível concluir que rede elétrica está mais tamponada do que gasoduto. A densidade de plântulas em bordas é mais controlada pela declividade dos locais do que pela abertura de dossel. Assim, ambientes com alta declividade devem ter prioridades para preservação e conservação, pois os efeitos de borda sobre a densidade de plântulas nestes locais atuam mais intensamente, reduzindo futuras gerações.

Abstract

The fragmentation has as main consequences the reduction of forested areas and the edge effects that happen on the remainders. The time of creation, habitat matrix, local topography and canopy opening can influence the pattern of answers of the local edge effects. This study evaluated the influence of the canopy opening and the slope on seedling communities' density, both in: interior places and forest edges in Reserva Biológica União-RJ. Comparisons were made between seedling communities located in artificial edges formed by two deforested corridors: power line and gas duct, in contrast with the Interior of the forest, located at 400m from any edge. Permanent plots having 2x1m were placed in a stratified random manner within each 20x50m parcel. These parcels were evenly distributed between the localities, which had four parcels in each. In the plots, the density of seedlings, the slopes and the canopy openings had been evaluated. Interior and power line had presented greater density and less canopy opening. The slopes were higher in the interior of the forest and in gas duct. The slope influenced the density of seedlings community in a negative way. In power line and mainly in gas duct, this influence was greater. The canopy opening was larger at the gas duct edges. And only at interior, the density of seedlings was positively influenced by the canopy opening. This pattern was possible due to the limited light that penetrates these places. According to these results, it's possible to conclude that power line appears to be more neutralized than gas duct. The seedlings' density on the edges is more controlled by the slope of the places than by canopy opening. Like that, environments with high slopes must have preservation and conservation priorities, since edge effects on the seedlings' density in these localities act more intensively, reducing future generations.

1- Introdução

Grande parte dos remanescentes florestais de ambientes tropicais se encontra em locais com alta declividade que apresentam inacessibilidade ou áreas com baixa produtividade (Laurance *et al.* 1997). A Mata Atlântica brasileira, que atualmente se apresenta altamente fragmentada, possui apenas 7% de sua cobertura original (SOS Mata Atlântica 2006). Esta é considerada um dos 25 pontos quentes mundiais, pois concentra alta diversidade com grande ocorrência de espécies endêmicas, e está altamente ameaçada (Myers *et al.* 2000). As principais causas desse processo de fragmentação envolvem práticas agrícolas, exploração de espécies animais e vegetais, construção de rodovias e o grande crescimento urbano desordenado (Morellato & Haddad 2000; Myers *et al.* 2000; Rambaldi & Oliveira 2003).

A fragmentação florestal tem como principais conseqüências a redução de áreas e os efeitos de borda que irão incidir sobre os remanescentes (Laurance e Yensen 1991; Murcia 1995; Laurance & Bierregard 1997; Harper *et al.* 2005). Estes efeitos ocorrem em resposta à interação de dois sistemas adjacentes, que em geral, são estruturalmente distintos. Os efeitos de borda podem alterar processos e padrões bióticos e abióticos dos fragmentos (Bierregaard *et al.* 1992; Murcia 1995; Harper *et al.* 2005).

O tempo de criação e matriz de entorno, por exemplo, são fatores importantes e que podem alterar as respostas das comunidades. Em geral, quanto mais antigo o fragmento ou a criação do corredor, menores serão os impactos aos organismos remanescentes. Assim, com o tempo, as alterações causadas pelo limite tendem a se tornar mais amenas e as diferenças entre locais protegidos e bordas se tornam mais sutis (Williams-Linera 1990; Matlack 1994; Camargo & Kapos 1995; Laurance *et al.* 1998b; Brokaw 1998; Sizer & Taner 1999; Scariot 2000). A matriz de entorno exerce grande influência sobre os remanescentes, com isso, quanto maior a diferença estrutural entre estes, maiores serão os efeitos de borda (Mesquita *et al.* 1999; Didham & Lawton 1999; Gascon *et al.* 2000; Laurance 2000; Harper *et al.* 2005).

A topografia do local fragmentado também pode influenciar a intensidade dos efeitos de borda (Laurance & Yensen 1991; Laurance *et al.* 1998; Harper *et*

al. 2005). A alta declividade de alguns locais pode atuar sobre processos demográficos de recrutamento, mortalidade e crescimento (Gale 2000), governando a diversidade e produtividade de florestas tropicais (Lieberman *et al.* 1985; Takyu *et al.* 2002; Kubota *et al.* 2004). Isto ocorre em resposta às condições edáficas estressantes e as sensibilidades aos distúrbios naturais que estes locais estão suscetíveis (Lieberman *et al.* 1985; Valencia *et al.* 2004).

As mudanças microclimáticas a que estão submetidos os remanescentes são as primeiras alterações que em geral ocorrem (Harper *et al.* 2005). Estas estão relacionadas, por exemplo, ao aumento da entrada de luz, devido à maior abertura de dossel e à entrada de luz lateral (Turton & Freiburger 1997), aumento da temperatura e diminuição da umidade do ar e do solo (Kapos 1989, Williams-Linera 1990; Camargo & Kapos 1995; Didham & Lawton 1999; Gascon *et al.* 2000; Pohlman *et al.* 2007). A abertura de dossel, por exemplo, que gera maior entrada de luz, pode conseqüentemente alterar a temperatura e umidade do ar e do solo. Com isso, nota-se que muitas variáveis são dependentes uma das outras (Whitmore *et al.* 1993; Turton e Freiburger 1997).

A maioria do sub-bosque é caracterizada por apresentar baixa viabilidade de luz (Trichon *et al.* 1998), assim este recurso é considerado um dos mais limitados para o estabelecimento e crescimento de plântulas (Kabakoff & Chazdon 1996; Nicotra *et al.* 1999). Entretanto, o aumento excessivo da abertura do dossel em locais próximos a bordas florestais pode alterar muitas respostas das comunidades vegetais. Aumento das taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento de algumas espécies podem ser citados como exemplos dessas mudanças na vegetação (Tuner 1990; Laurance *et al.* 1997; Laurance *et al.* 1998; Poorter & Arets 2003; Capers *et al.* 2005; Harper *et al.* 2005).

Nesse contexto, organismos de tamanhos reduzidos tendem a ser mais frágeis (Harper 1977; Tuner 1990; Augspurger & Kitagima 1992; Sizer & Tanner 1999; Gilbert *et al.* 2001) e conseqüentemente mais susceptíveis a tais efeitos de borda e suas conseqüências. Além disso, esses indivíduos são usualmente mais abundantes do que as de outros estádios de vida e formam o estrato de regeneração da floresta (Clark 1986; De Steven 1994; Benitez-Malvido 1998; Sizer & Tunner 1999).

2- Objetivo

Avaliar a influência da abertura do dossel e da declividade das áreas sobre a densidade de plântulas da comunidade em locais de interior e borda florestal de diferentes idades e matrizes da Mata Atlântica na Reserva Biológica União, no centro-norte do estado do Rio de Janeiro.

2.1- Objetivos específicos e hipóteses

- Avaliar possíveis diferenças entre a densidade de plântulas, abertura do dossel e declividade em locais de bordas antrópicas (gasoduto e rede elétrica) e interior florestal. Os efeitos de borda podem alterar variáveis como abertura de dossel e densidade de plântulas.

- Avaliar como e se há influência da abertura de dossel e da declividade sobre a densidade de plântulas em locais de bordas antrópicas (gasoduto e rede elétrica) e interior florestal. A densidade de plântulas pode ser influenciada pela abertura do dossel e pela declividade do local.

3- Métodos

3.1- Área de estudo

(*Vide 3.1 no Capítulo 1*)

3.2- Experimento

Foram estabelecidas parcelas permanentes de 20 x 50m em localidades de bordas artificiais de rede elétrica (localidade: RE; parcelas: RE1, RE2, RE3, e RE4) e de gasoduto (localidade: GA; parcelas: GA1, GA2, GA3 e GA4). Tais parcelas foram alocadas longitudinalmente às bordas. As parcelas controle localizam-se no interior florestal a mais de 400 m de qualquer borda (localidade: IN; parcelas: IN1/EC, IN2/GLG, IN3/GPT e IN4/RERI). Durante a escolha do local foi evitada a proximidade com possíveis clareiras e regiões de topo de morro ou vales, logo, as parcelas localizam-se lateralmente aos morros. As parcelas foram

subdivididas internamente em quadrados de 5 x 5 m e, em cada conjunto de 4 quadrados contíguos, foram alocados de forma aleatória *plots* permanentes de 2 x 1 m para a amostragem de plântulas (sendo 10 *plots*/parcela, totalizando 40 *plots* por localidade) (Vide Figura 5 no Capítulo 2).

Foram consideradas plântulas arbóreas todos os indivíduos com DAS (diâmetro à altura do solo) até 10 mm e/ou altura até 1 m. A densidade de plântulas dentro desses *plots* foi anotada.

Fotografias hemisféricas foram obtidas para que fosse avaliada a abertura do dossel acima de cada *plot*, nas respectivas localidades (Figura 1). Este procedimento foi realizado utilizando uma máquina fotográfica Nikon Coolpix 990, acoplada a lente olho-de-peixe Nikon 8mm, com 180° de angulação. A máquina fotográfica foi apoiada em um tripé posicionado no centro do *plot* entre 50 e 60 cm acima do solo, sempre voltada para norte. As fotos foram tiradas entre 6 e 8 horas da manhã, após as 16 horas ou durante dias completamente nublados.



Figura 1. Exemplo de fotografia hemisférica em que foi avaliada a abertura do dossel de cada *plot* de plântulas (2x1m) na Reserva Biológica União- RJ.

A declividade de cada *plot* foi avaliada com o auxílio de um clinômetro. As visadas entre um ponto e outro foram de cinco metros de distância, e entre esta distância se encontravam os *plots*.

3.3- Análises dos dados

As fotografias hemisféricas, utilizadas para verificar a abertura do dossel em cada plot foram analisadas com auxílio do programa Gap Light Analyser 2.0 (Frazer *et al.* 1999).

Sendo a abertura de dossel um descritor representado por porcentagem, foi necessária a transformação em arco seno com unidade em graus para que se procedessem as análises de comparação entre as localidades (Zar 1999).

Os parâmetros e variáveis que não apresentaram distribuição normal foram transformados $[\log_{10}(\text{variável}+1)]$ para que tivessem distribuições normais ou próximas desta. Entretanto, os resultados contidos em tabelas estão representados pelos valores sem transformação (Zar 1999). Anteriormente às análises paramétricas, foram feitos testes de homogeneidade de variâncias (teste de Levene) e de normalidade (teste de Shapiro - Wilk) (Zar 1999).

As comparações entre as localidades, para densidade, abertura de dossel e declividade, dentro de cada período foram feitas utilizando análises paramétricas, Anova aninhada (em que sítios estão aninhados em localidades) com testes posteriores tipo Tukey (HSD para n_s iguais; $p < 0,05$) (Sahai & Ageel 2000). Assim, todos os resultados apresentados foram equivalentes ao que ocorre em 2 m² (um plot de 2 x 1m).

A relação e influência da abertura do dossel e da declividade sobre a densidade de plântulas foram calculadas a partir de regressões lineares para a comunidade como um todo. Em situações em que essa relação se confirmou, foi utilizada a análise de covariância (ANCOVA) com testes posteriores de Scheffé. Posteriormente aos procedimentos descritos acima, foram feitas regressões lineares para cada localidade (interior, bordas de rede elétrica e gasoduto), em que foi possível observar a influência de cada parâmetro (abertura do dossel e declividade) nas respectivas localidades.

4- Resultados

Descrição das localidades

As localidades estudadas tiveram declividades distintas e interior e gasoduto apresentaram maior declividade, representada por valores mais altos para esta variável quando comparado com rede elétrica ($F(2,108)= 9,04$; $p=,00$). A densidade de indivíduos foi maior para as localidades de interior florestal e borda de rede elétrica ($F(2,108)= 8,6$; $p=,00$). Entretanto, estas duas localidades apresentaram uma menor abertura de dossel quando comparado a borda de gasoduto ($F(2,108)= 8,23$; $p=,00$) (Tabela 1).

Tabela 1. Declividade, densidade e abertura de dossel média das localidades Interior florestal e bordas de Rede Elétrica e Gasoduto na Reserva Biológica União-RJ.

| Variáveis | Declividade | Densidade | Abertura dossel |
|---------------|------------------------|-----------------------|-------------------------|
| Localidades | | | |
| Interior | 31,7 ±3,3 ^a | 9,9 ±6,8 ^a | 5,29 ±0,92 ^a |
| Rede Elétrica | 29,4 ±3 ^b | 6,7 ±4,3 ^a | 5,22 ±0,89 ^a |
| Gasoduto | 33 ±3,5 ^a | 4,7 ±3,1 ^b | 5,98 ±1,12 ^b |
| Anova | F= 9,0; p=,0 | F= 8,6; p=,0 | F= 8,2; p=,0 |

Unidades: declividade- graus; densidade- indivíduos por *plot* e abertura do dossel- porcentagem de abertura. As médias das respectivas localidades nas colunas seguidas pela mesma letra não diferiram significativamente (Teste Tukey, $p= 0,05$) através de Anovas Hierárquicas (sítio aninhado em localidade).

Densidade x Declividade

A declividade teve um efeito negativo sobre a densidade de plântulas ($F=6,55$; $p=0,01$). A partir dos resultados encontrados na ANCOVA foi observado que 42% ($R=0,42$) da comunidade é influenciada pela declividade ($F=4,66$; $p=0,03$). As localidades não apresentaram influência sobre a densidade ($F=0,4$; $p=0,67$). A relação entre declividade e localidade também não interferiu na resposta da comunidade ($F=0,53$; $p=0,59$).

Interior florestal e rede elétrica foram semelhantes com relação as suas distribuições de densidade ao longo da declividade ($S=1,09$; $p=0,73$), sendo gasoduto a localidade que se diferenciou (gasoduto e rede elétrica: $S=4,86$; $p=0,00$ e gasoduto e interior: $S=3,76$; $p=0,01$).

Em locais de borda, a diminuição da densidade de plântulas foi mais acentuada do que em interior florestal (Figura 2). As densidades em rede elétrica e principalmente em gasoduto foram influenciadas pela declividade (rede elétrica: $R=0,39$; $F=6,6$; $p=0,01$ e gasoduto: $R=0,44$; $F=9,24$; $p=0,00$). Contudo, para interior florestal não foi observada interferência significativa da declividade sobre a densidade de plântulas ($R=0,05$; $F=0,08$; $p=0,78$).

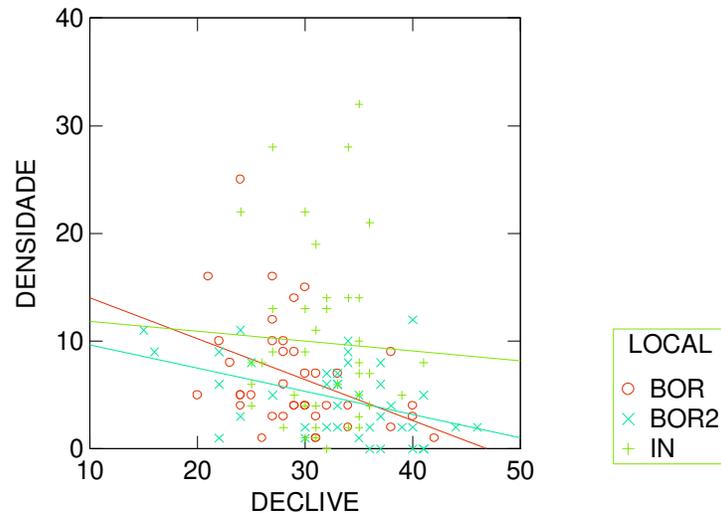


Figura 2. Regressão da densidade de plântulas da comunidade (em 2m²) vs. a declividade (em graus) para interior e bordas florestais na Reserva Biológica União- RJ. BOR- Rede elétrica, linha vermelha; BOR2- Gasoduto, linha azul e IN- Interior, linha verde. Densidade x declividade- $R=0.42$; $F=4.66$; $p=0.03$ / Interior x rede elétrica- $S=1.09$; $p=0.73$; gasoduto x rede elétrica- $S=4.86$; $p=0.00$; gasoduto x interior: $S=3.76$; $p=0.01$.

Densidade x Abertura do dossel

A abertura do dossel não influenciou a densidade de plântulas na comunidade ($R=0.06$; $F=0.46$; $p=0.5$). Entretanto, quando foram consideradas as localidades separadamente, foi observado que a abertura do dossel influencia positivamente apenas a densidade em interior florestal ($R=0.4$; $F=7.27$; $p=0.13$). Para as demais localidades, não foi observada relação significativa com esta variável.

5- Discussão

Descrição das variáveis nas localidades

Algumas características como densidades relativamente altas de plântulas (Turton & Freiburger 1997; Benitez-Malvido 1998; Nicotra *et al.* 1999; Benitez-Malvido & Martinez-Ramos 2003; Capers *et al.* 2005) e menores aberturas de dossel são esperadas em ambientes mais protegidos (Williams-Linera 1990; Trichon *et al.* 1998; Capers *et al.* 2005), assim como observado no Interior florestal e na rede elétrica. O corredor de gasoduto foi criado há

aproximadamente 25 anos, sendo mais recente quando comparado a rede elétrica. Além disso, gasoduto apresenta sua matriz muito distinta estruturalmente da vegetação remanescente, formando um limite abrupto que aumenta a entrada de luz lateral. O tempo de criação do limite, e a matriz do entorno podem influenciar a estrutura e composição da vegetação e o microclima, sendo locais mais recentes e com maior diferença entre a matriz e a vegetação remanescente mais atingidos por efeitos de borda locais (Williams-Linera 1990; Matlack 1995; Camargo & Kapos 1995; Didham & Lawton, 1999; Mesquita *et al.* 1999; Harper *et al.* 2005). Possivelmente, devido a estes fatores gasoduto apresentou menores valores de densidade e maiores valores de abertura de dossel.

Nicotra *et al.* (1999) observaram que a menor densidade em florestas secundárias recentes pode ser resultado em parte da diminuição dos níveis de luz, quando comparado com estádios sucessionais mais iniciais. Assim, as densidades poderiam voltar a aumentar durante a sucessão devido ao aumento da complexidade estrutural e da heterogeneidade do ambiente de luz. Entretanto, foi observado que durante os dois últimos anos gasoduto apresentou uma redução de densidade (Iguatemy, capítulo 1) e valores mais elevados de abertura de dossel. Isto pode ser um indicativo de que esta localidade se assemelha a ambientes em fase inicial de sucessão ecológica, evidenciando efeitos de borda mais intensos neste local.

O outro fator que pode ter gerado essa maior abertura do dossel em gasoduto é a estrutura das árvores do local (Kabakoff & Chazdon 1996; Trichon *et al.* 1998; Montgomery & Chazdon 2001). Interior florestal apresenta maior área basal de árvores quando comparado com gasoduto, e rede elétrica não se diferencia dessas duas localidades. A maior proporção de árvores com diâmetros elevados em interior florestal justificaria esta maior área basal (Rodrigues 2004). Assim, o grande tronco destas árvores nas imagens analisadas poderia reduzir a abertura do dossel local (Trichon *et al.* 1998).

Apesar de interior florestal apresentar menor abertura de dossel, alguns autores afirmam que esse local compõe um ambiente bastante heterogêneo com relação a esta variável (Trichon *et al.* 1998; Nicotra *et al.* 1999) como citado anteriormente. Isto seria conseqüência da maior representação de ambientes escuros e grande dispersão de clareiras, comuns de locais

protegidos em ambientes tropicais (Kapos *et al.* 1997; Trichon *et al.* 1998; Nicotra *et al.* 1999). Entretanto, não foi observada grande variação na abertura de dossel para interior florestal, marcada pelo baixo valor do desvio. Este resultado pode em parte estar relacionado à proximidade dos *plots* de plântulas em que foram feitas as fotografias. A dependência espacial da abertura do dossel é grande, principalmente para locais de estádios sucessionais tardios (Trichon *et al.* 1998; Nicotra *et al.* 1999).

As clareiras podem em alguns casos se tornar ambientes mais protegidos semelhantes a bordas florestais. Além disso, a vegetação imediatamente acima da câmera, que gera um impacto predominante na medição, também pode levar à confusão nos resultados encontrados (Trichon *et al.* 1998; Montgomery & Chazdon 2001). Rede elétrica tem um sub-bosque denso, com muitas palmeiras compondo o ambiente, que se tornou evidente em muitas fotografias analisadas. Clareiras naturais foram abertas em duas parcelas (IN1/EC e IN4/RERI) de interior florestal durante o intervalo de estudo. Assim, estes fatores podem ter levado rede elétrica e interior apresentarem resultados semelhantes.

As variáveis do microclima em geral são fortemente correlacionadas (ex. temperatura e umidade do ar e solo), sendo todas dependentes da radiação solar (Whitmore *et al.* 1993) e conseqüentemente da abertura do dossel. O efeito de borda tem como primeira e importante conseqüência a alteração do microclima nos ambientes (Kapos 1989, Camargo & Kapos 1995; Didham & Lawton 1999; Harper *et al.* 2005). Apesar deste estudo não ter analisado características do microclima, é possível que com a maior abertura do dossel em gasoduto, este local apresente outras alterações ambientais, que podem conseqüentemente reduzir a germinação local.

A declividade em alguns locais pode afetar a sensibilidade a distúrbios naturais, gerando, por exemplo, um maior número de clareiras (Lieberman *et al.* 1985). Como interior e gasoduto foram locais que apresentaram maiores valores para declividade, é esperado que estes locais estejam mais suscetíveis a esses distúrbios. Os efeitos de borda podem alterar o microclima, e segundo Kapos *et al.* (1997) é possível que locais próximos ao limite tenham maiores áreas cobertas por clareiras. Estes fatores corroboram os resultados encontrados para gasoduto, de valores mais elevados para abertura de dossel.

Densidade x Declividade

Altas declividades podem alterar negativamente algumas características do solo, como a concentração de nutrientes e a umidade (Takyu *et al.* 2002; Enoki & Abe 2004; Kubota *et al.* 2004). Em consequência disto, é esperado que fatores ecológicos e taxonômicos, como abundância, estrutura, composição e diversidade de espécies, também sejam negativamente alterados (Lieberman *et al.* 1985; Takyu *et al.* 2002; Enoki & Abe 2004; Aiba *et al.* 2004; Kubota *et al.* 2004). Assim, a influência negativa da declividade sobre a densidade de plântulas na Rebio União era esperada.

No estudo com plântulas artificiais, nas mesmas parcelas, foi observado que o dano físico por arrasto foi diretamente relacionado com a declividade do local (Gabriel 2007). Mack (1998) ainda observou que plântulas são mais danificadas em locais com maior declividade. Estes dois resultados indicam que estes locais podem apresentar maiores chances de danos para as plântulas podendo conseqüentemente, aumentar os valores de mortalidade. Segundo Mack (1998) espécies que têm crescimento rápido de raiz e hastes resilientes tem maiores chances de se estabelecerem nestes locais. Isto pode levar a certa preferência de espécies por determinados habitats devido a essa variação espacial, que pode gerar uma distinção na abundância de espécies em todo ambiente (Lieberman *et al.* 1985; Enoki & Abe 2004; Valencia *et al.* 2004).

Alguns estudos já afirmavam que a topografia poderia influenciar os efeitos de borda local, entretanto sem evidências empíricas (Laurance & Yensen 1991; Laurance *et al.* 1998; Harper *et al.* 2005). Com o resultado observado nas localidades de borda florestal, é possível afirmar que os efeitos de borda podem atuar mais incisivamente em locais com maior declividade.

Densidade x Abertura do dossel

A entrada de luz, gerada pela abertura do dossel, pode ser considerada um recurso limitado para o estabelecimento e crescimento de plântulas em florestas tropicais (Kabakoff & Chazdon 1996). Na comunidade de plântulas da Rebio União, a abertura do dossel não interferiu na densidade, entretanto, quando consideradas as localidades separadamente, interior apresentou relação positiva entre estas variáveis. A entrada de luz em locais próximos a

limites florestais não deve ser considerada recurso escasso devido à entrada de luz lateral, a estrutura da vegetação e a maior probabilidade e concentração de clareiras nestes locais, que os tornariam mais abertos (Williams-Linera 1990; Kapos *et al.* 1997; Kabakoff & Chazdon 1996; Trichon *et al.* 1998; Montgomery & Chazdon 2001; Capers *et al.* 2005). Possivelmente em consequência disto, a densidade de plântulas em bordas não apresentou relação com abertura do dossel.

A entrada de luz gerada pela menor abertura do dossel em locais protegidos, como interior florestal, por exemplo, pode ser um recurso limitado (Kabakoff & Chazdon 1996). Esse fator pode controlar alguns eventos locais como recrutamento, crescimento de algumas espécies e riqueza (Delissio *et al.* 2002; Poorter & Arets 2003). Assim, a relação positiva entre densidade e abertura de dossel em interior florestal pode ser um evento comum.

Conforme esperado, a localidade de borda florestal mais recente e com matriz mais diferenciada apresentou menor densidade e maior abertura do dossel gerado pelos dos efeitos de borda que atuam sobre este local (Gasoduto). Neste contexto, rede elétrica parece estar mais tamponada do que gasoduto por apresentar maior densidade e menor abertura de dossel se assemelhando ao interior florestal. Além disso, essa localidade apresentou menores valores de declividade, o que pode estar levando a densidades semelhantes a interior, uma vez que altas declividades geram menores densidades de plântulas. De modo geral, a densidade de plântulas em bordas na Rebio União é mais controlada pela declividade dos locais do que pela abertura de dossel. A influência negativa sobre a densidade de plântulas das altas declividades atua mais intensamente em bordas, o que indica a importância de priorizar a preservação e conservação de ambientes com estas características.

6- Bibliografia

Aiba, S.I.; Kitayama, K.; Takyu, M. 2004. Habitat associations with topography and canopy structure of tree species in a tropical montane forest on Mount Kinabalu, Borneo. *Plant Ecology* 174: 147-161.

- Augspurger, C.K.; Kitagima, K., 1992. Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distributions. *Ecology* 73(4): 1270-1284.
- Beckage, B.; Lavine, M.; Clark, J.S. 2005. Survival of tree seedlings across space and time: estimates from long-term count data. *Journal of Ecology* 93: 1177-1184.
- Benitez-Malvido, J., 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12:380-389.
- Benitez-Malvido, J.; Martinez-Ramos, M., 2003. Influence of edge exposure on tree seedlings recruitment in tropical forest fragments. *Biotropica* 35(4): 530-531.
- Bierregaard, R.O.; Lovejoy, T.E.; Kapos, V.; Santos, A.A.; Hutchings, R.W., 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42(11); 859-866.
- Camargo, J.L.C.; Kapos, V., 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimates in central Amazonia forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Capers, R.S.; Chazdon, R.L.; Brenes, A.R.; Alvarado, B.V., 2005. Successional dynamics of woody seedlings communities in wet tropical secondary forests. *Journal of Ecology* 93:1071-1084.
- Clark, D.A. 1986. Regeneration of canopy trees in tropical wet forest. *Trends in Ecology and Evolution* 1(6): 150-154.
- Connell, J.H.; Green, P.T. 2000. Seedlings dynamics over thirty two years in a tropical rain forest tree. *Ecology* 81(2): 568-584.
- Delissio, L.J.; Primack, R.B.; Hall, P.; Lee, H.S., 2002. A decade of canopy tree seedling survival and growth in two Bornean rain forest: persistence and recovery from suppression. *Journal of Tropical Ecology* 18: 645-658.
- De Steven, D., 1994. Tropical tree seedling dynamics: recruitment patterns and their population consequences for three canopy species in Panama. *Journal of Tropical Ecology* 10:369-383.
- Didham, R. K.; Lawton J. H., 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31(1):17-30.
- Enoki, T.; Abe, A. 2004. Saplings distribution in relation to topography and canopy openness in an evergreen broad leaved forest. *Plant Ecology* 17: 283-291.
- Gabriel, M.M., 2007. Influência dos efeitos de borda nos danos físicos causados pela queda de serrapilheira em plântulas na Mata Atlântica. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Rio de Janeiro, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO).
- Gale, N., 2000. The relationship between canopy gaps and topography in a Western Ecuadorian rain forest. *Biotropica* 32:653-661.
- Gascon, C.; Williamson, G.B.; Fonseca, G.A.B., 2000. Receding edges and vanishing fragments. *Science* 288:1356-1358.
- Gilbert, G.S., Harms; K.E., Hamill; D.N., Hubbell; S.P., 2001. Effects of seedlings size, El Niño drought, seedlings density, and distance to nearest conspecific adult on 6-year survival *Ocotea whitei* seedlings in Panamá. *Oecologia* 127: 509-516.

- Harper, K.A.; Macdonald, E.; Burton, P.J.; Chen, J.; Brosnoff, K.D.; Saunders, S.C.; Euskirchen, E.S.; Roberts D.; Jaiteh M.S.; Essen, P.A., 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragments landscape. *Conservation Biology* 19(3): 768-782.
- Kabakoff, R.P.; Chazdon, R.L. 1996. Effects of canopy species dominance on understorey light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 12: 779-788.
- Kapos, V., 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5:173-185.
- Kapos, V.; Wandelli, E.; Camargo, J.L.; Ganade, G., 1997. Edge related changes in Environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazônia In: Laurance, W. F., Bierregaard-Jr, R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago, Chicago University Press Tropical.
- Kubota, Y.; Murata, H.; Kikuzawa, K. 2004. Effects of topographic heterogeneity on tree species richness and stand dynamics in a subtropical forest in Okinawa Island, southern Japan. *Journal of Ecology* 92: 230-240.
- IBAMA. Disponível em: www.ibama.gov.br/ Acesso em: 16 de agosto de 2006.
- Laurance, W. F., 2000. Do edge effects occur over large spatial scales?. *Trends in Ecology and Evolution*. 15:132-134.
- Laurance, W.F.; Yensen, E., 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Conservation Biology* 5:77-92.
- Laurance, W.F.; Bierregaard Jr., R. O., 1997 A crisis in the making In: Laurance, W. F., Bierregaard-Jr, R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago, Chicago University Press Tropical.
- Laurance, W. F.; Laurance S. G.; Ferreira, L. V.; Rankin de Merona J. M.; Gascon, C.; Lovejoy T. E., 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278:1117-1118.
- Laurance, W. F.; Ferreira, L. V.; Rankin de Merona, J. M.; Laurance, S. G., 1998a. Rain Forest Fragmentation and the Dynamics of Amazonian Tree Communities. *Ecology* 79(6):2032-2040.
- Lieberman, M.; Lieberman, D.; Hartshorn, G.S.; Peralta, R. 1985. Small scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. *Journal of Ecology* 73(2): 505-516.
- Mack, A.L., 1998. The potential impact of small-scale physical disturbance on seedlings in Papuan Rainforest. *Biotropica* 30(4): 547-552.
- Matlack, G.R., 1994. Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and successional time. *Journal of Ecology* 82:113-123.
- Mesquita, R.C.G.; Delamônica, P.; Laurance, W.F., 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91:129-134.
- Montgomery, R.A.; Chazdon, R.L. 2001. Forest structure, canopy architecture, and light

- transmittance in tropical wet forest. *Ecology* 82(10): 2707-2718.
- Morellato, L.P.C.; Haddad, C.F.B., 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b):786-792.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Nicotra A.B.; Chazdon, R.L.; Iriarte, S.V.B. (1999). Spatial heterogeneity of light and woody seedlings regeneration in tropical wet forests. *Ecology* 80:1908-1926.
- Pohlman, C. L.; Turton, S.M.; Goosem, M., 2007. Edge effects of linear openings on tropical rain forest understory microclimate. *Biotropica* 39(1): 62-71.
- Poorter, L.; Arets, E.J.M.N. (2003). Light environment and tree strategies in a Bolivian tropical moist forest: an evaluation of the light partitioning hypothesis. *Plant Ecology*. 166: 295-306.
- Radambrasil, 1983. Levantamento de recursos naturais, v.32, folha S/F. 23/24. Rio de Janeiro/Vitória. Ministério das Minas e Energias, Rio de Janeiro.
- Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A. S., (eds.) 2003. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendação de políticas públicas. MMA/SBF.
- Rodrigues, P. J. F. P., 2004. A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na Mata Atlântica fragmentada. Tese de doutorado, Campos dos Goytacases, Universidade Estadual Norte Fluminense- UENF.
- Sahai, H.; Ageel, M.I., 2000. *The analysis of variance: fixed, random and mixed models*. Birkhäuser, Boston.
- Sizer, N.; Tanner, E.V.J., 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91:135-142.
- Takyu, M.; Aiba, S.I.; Kitayama, K., 2002. Effects of topography on tropical lower montane forests under different geological conditions on Mount Kinabalu, Borneo. *Plant Ecology* 159: 35-49.
- Terborgh, J.; Mathews, J., 1999. Partitioning of the understorey light environment by two Amazonian treelets. *Journal of Tropical Ecology*. 15: 751-763.
- Trichon, V.; Walter, J.M.N.; Laumonier, Y., 1998. Identifying spatial patterns in the tropical rain forest structure using hemispherical photographs. *Plant Ecology* 137: 227-244.
- Turner, I. M., 1990. Tree seedling growth and survival in a Malasian Rain Forest. *Biotropica*. 22(2):146-154.
- Turton, S. M.; Freiburger, H. J., 1997 Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland Northeastern Australia. In: Laurance, W. F., Bierregaard-Jr, R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: Chicago University Press Tropical.
- Valencia, R.; Foster, R.B.; Villa, G.; Condit, R.; Svenning, J.C.; Hernández, C.; Romoleroux, K.; Losos, E.; Magard, E.; Balslev, H., 2004. Tree species distribution

and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in eastern Ecuador. *Journal of Ecology* 92:214-229.

Whitmore, T.C.; Brown, N.D.; Swaine, M.D.; Kennedy, D.; Goodwin-Bailey, C.I.; Gong, W.K., 1993. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in a Bornean tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 9: 131-151.

Williams-Linera, G., 1990. Vegetation Structure and Environmental Conditions of Forest Edges in Panama. *Journal of Ecology* 78: 356-373.

Zar, J. H., 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Conclusão geral

Alguns aspectos gerais dos efeitos de borda sobre a comunidade de plântulas na Reserva Biológica União foram descritas neste estudo. Interior florestal apresentou maior densidade e dinâmica, marcada pelos altos valores de mortalidade e recrutamento durante todo o período de estudo. Apesar das densidades terem sido sempre elevadas, este resultado não se repetiu para os valores de área basal, devido ao tamanho reduzido das plântulas que compunham o banco nesta localidade. Possivelmente por este mesmo motivo foram observados altos valores de mortalidade (Augspurger 1984; Turner 1990; De Steven 1994). Entretanto, o recrutamento de novos indivíduos sempre foi elevado, garantindo uma maior densidade neste local.

A abertura do dossel influenciou positivamente a densidade de plântulas em interior florestal. Entretanto, gasoduto foi a localidade que apresentou valores mais elevados para esta variável. Esta influência positiva da abertura de dossel em ambientes protegidos pode estar relacionada à limitação desse recurso nestes locais (Kabakoff & Chazdon 1996). Com isso, a partir do momento em que há entrada de luz, gerada pela abertura do dossel, existe um aproveitamento máximo disso pela comunidade local.

As bordas florestais foram mais susceptíveis à invasão por espécies exóticas (Matlack 1995; Debinski & Holt 2000; Fine 2002), o que gerou alta densidade para algumas localidades, levando a semelhança com interior. Os danos de plântulas também foram comuns em bordas, marcadas por altos valores de rebrotos encontrados nestas localidades. Contudo, esses danos parecem ter ocorrido posteriormente, uma vez que experimentos com plântulas artificiais durante o mesmo intervalo não notaram diferença entre as localidades (Gabriel 2007). As taxas de crescimento foram mais elevadas em bordas. Muitos estudos apontam que locais com maior abertura de dossel, e conseqüentemente maior entrada de luz, apresentam valores mais elevados para este parâmetro (Sizer & Tanner 1990; De Steven 1994; Tuner 1999; Poorter & Arets 2003; Capers *et al.* 2005). Apesar de não ter sido testada a relação das taxas de crescimento com a abertura de dossel em bordas florestais, é possível que estes fatores estejam relacionados.

De acordo com o resultado encontrado de que o tempo influenciou as variáveis e os parâmetros estudados, foi observada entre os intervalos sazonalidade de alguns eventos para o banco de plântulas da ReBio União. Em medições realizadas no final de estações secas, foi observada uma redução da densidade total para todas as localidades, em consequência de maior número de mortos e menor recrutamento (Gerhardt 1996; Sizer & Tanner 1999; Gilbert *et al.* 2001; Santos & Válio 2002). Para os censos realizados após as estações chuvosas, foi encontrado resultado contrário, em que as densidades foram mais elevadas devido à diminuição do número de mortos e ao aumento do recrutamento. Assim, a comunidade varia seu padrão de respostas dependendo da época do ano. Por isso, estudos de dinâmica de comunidades são de grande relevância para que se compreendam processos e padrões das comunidades locais (Connell & Green 2000).

As variáveis e parâmetros estudados em bordas florestais apresentaram alta heterogeneidade marcada pelos altos valores de desvios. Esta alta heterogeneidade, já observada em outros estudos de fragmentação (Rodrigues 2004; Capers *et al.* 2005; Santos *et al.* 2006, Laurance *et al.* 2007), parece ser mais uma resposta das comunidades aos efeitos de borda local. Assim, mesmo que não se observem diferenças significativas entre locais com diferentes históricos de uso, idade ou tamanho, tem se notado este tipo de resposta. Então, esta alta heterogeneidade em locais fragmentados emerge como um padrão para Mata Atlântica.

Gasoduto influenciou mais a comunidade de plântulas local, que apresentou redução de densidade ao longo do estudo. Os valores de mortalidade quando comparado com as demais localidades não foram mais elevados, sendo em alguns intervalos menor. A variável que parece estar afetando esta diminuição de densidade de gasoduto é o número de indivíduos novos. Também foi observado que o aumento da declividade em ambientes de borda florestal influencia negativamente a densidade de plântulas. Assim, este seria mais um fator que reduziria a densidade em gasoduto, uma vez que esta localidade apresentou valores elevados para esta variável.

Rede elétrica quando comparada com gasoduto parece estar mais tamponada com relação aos efeitos de borda local. Isto possivelmente está relacionado à maior idade de criação deste corredor (Williams-Linera 1990;

Camargo & Kapos 1995; Sizer & Taner 1999); ao limite mais sutil formado entre o corredor e o fragmento, devido à vegetação que compõem a matriz (Mesquita *et al.* 1999; Didham & Lawton 1999; Laurance 2000); e a menor declividade nesta área.

Com isso, é possível afirmar que os efeitos de borda atuam negativamente sobre a comunidade de plântulas. Alguns estudos evidenciam que o tempo de fragmentação pode minimizar tais efeitos (Williams-Linera 1990). Entretanto, em alguns casos, principalmente quando os impactos são mantidos (limites abruptos de corredores, por exemplo), estes efeitos podem persistir (Harper *et al.* 2005). Além disso, ambientes com alta declividade devem ter prioridades para preservação e conservação, pois os efeitos de borda atuam mais intensamente sobre a densidade de plântulas nestes locais, reduzindo futuras gerações. A perda de plântulas, que pode ser quase imperceptível em curto prazo, tende a gerar conseqüências dramáticas para o futuro da diversidade em florestas tropicais (Benitez- Malvido e Martinez-Ramos, 2003). Neste contexto, estudos com banco de plântulas em paisagens fragmentadas apresentam extrema relevância para a conservação dos remanescentes em ambientes tropicais.

Referências Bibliográficas

- Augspurger, C.K., 1984. Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light-gaps and pathogens. *Ecology* 65(6):1705-1712.
- Benitez-Malvido, J.; Martinez-Ramos, M., 2003. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17(2): 389-400.
- Camargo, J.L.C.; Kapos, V., 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimates in central Amazonia forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Debinski, D.M.; Holt, R.D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- Didham, R. K.; Lawton J. H., 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31(1):17-30.
- Fine, P.V.A., 2002. The invasibility of tropical forests by exotic plants. *Journal of Tropical Ecology* 18: 687-705.
- Gabriel, M.M., 2007. Influência dos efeitos de borda nos danos físicos causados pela queda de serrapilheira em plântulas na Mata Atlântica. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas). Rio de Janeiro, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO).

- Gerhardt, K., 1996. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management* 82: 33-48.
- Gilbert, G.S.; Harms, K.E.; Hamill, D.N.; Hubbell, S.P., 2001. Effects of seedlings size, El Niño drought, seedlings density, and distance to nearest conspecific adult on 6-year survival *Ocotea whitei* seedlings in Panamá. *Oecologia* 127: 509-516.
- Harper, K.A.; Macdonald, E.; Burton, P.J.; Chen, J.; Brosnoks, K.D.; Saunders, S.C.; Euskirchen, E.S.; Roberts D.; Jaiteh M.S.; Essen, P.A., 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragments landscape. *Conservation Biology* 19(3): 768-782.
- Kabakoff, R.P.; Chazdon, R.L. 1996. Effects of canopy species dominance on understorey light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 12: 779-788.
- Laurance, W. F., 2000. Do edge effects occur over large spatial scales?. *Trends in Ecology and Evolution*. 15:132-134.
- Laurance, W. F.; Nascimento H. E. M.; Laurance S. G.; Andrade A.; Ewers R. M.; Harms K. E.; Luizão R. C. C.; Ribeiro J. E., 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS ONE* 2:e1017.
- Matlack, G.R., 1994. Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and successional time. *Journal of Ecology* 82:113-123.
- Mesquita, R.C.G.; Delamônica, P.; Laurance, W.F., 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91:129-134.
- Poorter, L.; Arets, E.J.M.N., 2003. Light environment and tree strategies in a Bolivian tropical moist forest: an evaluation of the light partitioning hypothesis. *Plant Ecology* 166: 295-306.
- Santos, S. L.; Válio I. F. M., 2002. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. *Revista Brasileira de Botânica* 25(1):89-92.
- Rodrigues, P. J. F. P., 2004. A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na Mata Atlântica fragmentada. Tese de doutorado, Campos dos Goytacases, Universidade Estadual Norte Fluminense- UENF.
- Santos, K. dos; Kinoshita, L.S.; Santos, F.A.M. dos, 2007. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeast Brazil. *Biological Conservation* 135: 268-277.
- Sizer, N.; Tanner, E.V.J., 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91:135-142.
- Turner, I. M., 1990. Tree seedling growth and survival in a Malasian Rain Forest. *Biotropica*. 22(2):146-154.
- Williams-Linera, G., 1990. Vegetation Structure and Environmental Conditions of Forest Edges in Panama. *Journal of Ecology* 78: 356-373.