

**Efeito da Remoção da Serrapilheira no Estabelecimento de Plântulas
de Espécies Nativas da Mata Atlântica em Plantios de Eucalipto
Corymbia citriodora (Hook) L. A. Johnson & K. D. Hill na Reserva
Biológica União, Rio das Ostras, RJ.**

ANA CAROLINA CAETANO RIBEIRO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO (UNEF)

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

FEVEREIRO - 2007

**Efeito da Remoção da Serrapilheira no Estabelecimento de Plântulas
de Espécies Nativas da Mata Atlântica em Plantios de Eucalipto
Corymbia citriodora (Hook) L. A. Johnson & K. D. Hill na Reserva
Biológica União, Rio das Ostras, RJ.**

ANA CAROLINA CAETANO RIBEIRO

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

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Trindade Nascimento

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

FEVEREIRO – 2007

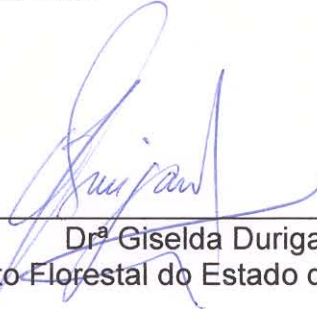
Efeito da Remoção da Serrapilheira no Estabelecimento de Plântulas de Espécies Nativas da Mata Atlântica em Plantios de Eucalipto *Corymbia citriodora* (Hook) L. A. Jonhson & K. D. Hill na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ.

ANA CAROLINA CAETANO RIBEIRO


Dissertação apresentada ao Centro de Bociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 26 de Fevereiro de 2007

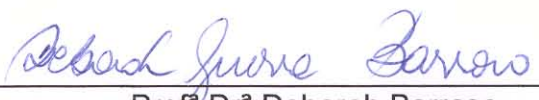
Comissão examinadora:



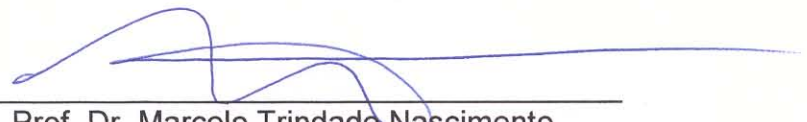
Dr^a Giselda Durigan
Instituto Florestal do Estado de São Paulo



Prof^a Dr^a Dora Villela
Laboratório de Ciências Ambientais (CBB/UENF)



Prof^a Dr^a Deborah Barroso
Laboratório de Produção Vegetal (CCTA/UENF)



Prof. Dr. Marcelo Trindade Nascimento
Laboratório de Ciências Ambientais (CBB/UENF) - Orientador

A Deus, à minha família e a Leandro, dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Marcelo Trindade Nascimento, pela orientação, pelo incentivo e amizade.

A FAPERJ e CNPq pelo apoio financeiro e pela bolsa de mestrado

Ao Ibama pelo apoio logístico, bem como aos funcionários e amigos que trabalham na Reserva União, por todo apoio e amizade, sempre estando dispostos a nos ajudar na realização deste trabalho.

Aos técnicos, Heuzenil, Helmo, Gérson e Vanderlei, que sempre me acompanhavam sem medirem esforços nos dias de trabalho no campo.

Ao meu amigo Vinícios, pela ajuda com coleta de dados, pelo companheirismo no campo e por toda a ajuda durante esse trabalho.

Aos amigos Helber e Cristina, que me acompanharam e me ajudaram inúmeras vezes na manutenção das parcelas de remoção da serrapilheira.

Aos amigos de trabalho e da Ecologia Vegetal (Marcela, Giselle, Ana Paula, Anandra e Maurício), pelo companheirismo no trabalho e amizade.

A todos os amigos da Pós-graduação que de alguma maneira estiveram ligados a mim e a meu trabalho, em especial à Cláudia.

À Edilma, excelente pessoa e uma secretária muito eficiente, a quem eu sempre recorria para uso do telefone, empréstimo de material para campo e etc.

À professora Ilana R. Zalmon, pela revisão da dissertação e pela compreensão e dedicação com que o fez.

Às professoras Dora Villela, Deborah Barroso e a Dr^a Giselda Durigan, por aceitarem meu convite para banca, sacrificando horas de descanso em véspera de carnaval para lerem a dissertação.

Ao Sr. Euclides e à Dona Elenice (Leninha) pelo apoio, pela companhia e amizade. O Sr. Euclides sempre nos socorrendo quando precisávamos de alguma coisa, seja para uso pessoal ou no trabalho e Dona Leninha pelo carinho e dedicação nos cuidados da casa e da alimentação.

A meus pais, Lenício e Denise, aos quais nunca poderia deixar de agradecer, pelo incentivo, dedicação, compreensão e pelas orações, que sei que foram feitas para que eu pudesse superar todos os obstáculos. Meus irmãos, Maria Fernanda e Lenício

Júnior, também tiveram um importante papel na minha formação, sempre atendendo meus pedidos de silêncio nos momentos de estudo. Sou grata também a Fábio, meu cunhado, que diverte quem quer que esteja a seu lado, com seu bom humor e alto astral, me fazendo descontrair e ter estímulo para seguir em frente.

Não poderia deixar de agradecer ao meu namorado, Leandro, pelo incentivo, pela ajuda, pela compreensão quando não podíamos nos encontrar por estar envolvida com minhas obrigações da UENF.

E é claro, agradeço a Deus, pelos dias de vida e saúde que me foram concedidos para que eu pudesse concluir o curso. Agradeço a Ele por me reerguer sempre que me achava incapaz de superar momentos difíceis, por estar sempre a meu lado e por ouvir e atender minhas orações nos momentos de alegria e desespero.

SUMÁRIO

Lista de figuras.....	viii
Lista de tabelas.....	xii
Resumo.....	xiii
Abstract.....	xv
1.Introdução.....	1
2.Metodologia.....	6
1.Área de estudo.....	6
2.Seleção dos plantios.....	8
3.Alocação das parcelas.....	12
4.Amostragem dos indivíduos.....	13
5.Análise dos dados.....	14
3.Resultados.....	16
1.Riqueza, diversidade e densidade de espécies.....	16
2.Recrutamento.....	26
3.Mortalidade.....	29
4.Crescimento.....	33
4.Discussão.....	41
1.Riqueza, diversidade e densidade de espécies.....	41
2.Recrutamento.....	44
3.Mortalidade.....	45
4.Crescimento.....	46
5.Conclusão.....	48
6.Sugestões.....	49
7.Referências bibliográficas.....	50
8.Apêndice.....	59

Lista de figuras

- Figura 1 – Mapa de localização da Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ, com foto da entrada da reserva com acesso à sede.....7
- Figura 2 – Temperatura média e pluviosidade mensal na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ. Dados coletados pela equipe do Programa de Translocação da Associação Mico-leão-dourado.....8
- Figura 3 – Imagem satélite mostrando os plantios de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Reserva Biológica União, Rio das Ostras-RJ, utilizados para estudos. Os plantios selecionados para o presente estudo, PJ (Plantio Jovem) e PV (Plantio Velho), estão indicados pelas setas e identificados respectivamente como Plantio 3 e Plantio 1. Os Plantios 2, 4 e 5 são outros plantios de eucalipto da mesma espécie onde outros trabalhos foram realizados.....10
- Figura 4 – Aspecto geral do Plantio Velho (PV) de eucalipto, *Corymbia citriodora*, localizado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras-RJ.....11
- Figura 5 – Aspecto geral do Plantio Jovem (PJ) de eucalipto, *Corymbia citriodora*, localizado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras-RJ.....11
- Figura 6 – Esquema de uma parcela alocada nos plantios de eucalipto *Corymbia citriodora*, na Reserva União, Rio das Ostras - RJ, onde foi feita a remoção da serrapilheira.....12
- Figura 7 – Aspectos geral dos plantios de eucalipto, *Corymbia citriodora*, estudados e localizados na Reserva Biológica União, Rio das Ostras-RJ. (A) Parcela do Plantio Velho antes da remoção da serrapilheira; (B) Parcela do Plantio Velho sete dias após a remoção da serrapilheira; (C) Parcela do Plantio Jovem antes da remoção da serrapilheira e (D) Parcela do Plantio Jovem logo após a remoção da serrapilheira.....13

Figura 8 – Plântulas de *Myrsine coreacea* amostradas nas parcelas de remoção da serrapilheira do Plantio Jovem de eucalipto, *Corymbia citriodora*, localizado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras-RJ.....14

Figura 9 – Espécies nativas da Mata Atlântica de maior representatividade nos plantios de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ. (A) Plântulas de *Myrsine coreacea* amostrada em uma parcela de remoção de serrapilheira do Plantio Jovem (PJ) com 13 anos, (B) Plântula de *Siparuma guianensis* e (C) Plântulas de *Xylopia sericea*, ambas amostradas em parcelas de remoção de serrapilheira do Plantio Velho (PV), com 36 anos.....19

Figura 10 – Curvas de rarefação para riqueza de espécies no primeiro (setembro/04) e último (março/06) censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho (com 36 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ.....20

Figura 11 – Curvas de rarefação para riqueza de espécies no primeiro (setembro/04) e último (março/06) censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ.....21

Figura 12 – Curvas de rarefação para diversidade de espécies no primeiro (setembro/04) e último (março/06) censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho (com 36 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ.....22

Figura 13 – Curvas de rarefação para diversidade de espécies no primeiro (setembro/04) e último (março/06) censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho (com 36 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ.....23

Figura 14 – Valores medianos de densidade de plântulas por parcela (50m²) nos quatro censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....24

Figura 15 – Valores medianos de densidade de plântulas de *Xylopia sericea*, *Siparuna guianensis* e da demais espécies amostradas por parcela (50m²) nos quatro censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho de eucalipto *Corymbia citriodora* (com 36 anos) localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....25

Figura 16 – Valores medianos do recrutamento de plântulas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....27

Figura 17 – Valores medianos de recrutamento de plântulas de *Xylopia sericea*, *Siparuna guianensis* e demais espécies nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho de eucalipto de *Corymbia citriodora* (com 36 anos) localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....28

Figura 18 – Valores medianos da taxa de mortalidade de plântulas nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....30

Figura 19 – Valores medianos da taxa de mortalidade de plântulas de *Xylopia sericea*, *Siparuna guianensis* e demais espécies amostradas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho de eucalipto *Corymbia citriodora* (com 36 anos) localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....31

Figura 20 – Sobrevivência das plântulas amostradas em setembro/2004 nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto <i>Corymbia citriodora</i> localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....	32
Figura 21 – Distribuição diamétrica das plântulas amostradas na parcela controle e de remoção dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto <i>Corymbia citriodora</i> localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....	35
Figura 22 – Distribuição em altura das plântulas amostradas na parcela controle e de remoção dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto <i>Corymbia citriodora</i> localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....	36
Figura 23 – Valores medianos do crescimento relativo em diâmetro da base (RGR_D) das plântulas amostradas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho de eucalipto <i>Corymbia citriodora</i> (com 36 anos) localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....	37
Figura 24 – Valores medianos do crescimento relativo em diâmetro da base (RGR_D) das plântulas de <i>Xylopia sericea</i> , <i>Siparuna guianensis</i> e demais espécies amostradas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto <i>Corymbia citriodora</i> localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....	38
Figura 25 – Valores medianos do crescimento relativo em altura (RGR_H) das plântulas amostradas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto <i>Corymbia citriodora</i> localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....	39
Figura 26 – Valores medianos do crescimento relativo em altura (RGR_H) das plântulas de <i>Xylopia sericea</i> , <i>Siparuna guianensis</i> e demais espécies amostradas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho de eucalipto <i>Corymbia citriodora</i> (com 36 anos) localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.....	40

Lista de Tabelas

Tabela 1 – Espécies de plântulas amostradas em 250m² (0,025 ha) nos quatro censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos dois plantios de eucalipto selecionados, Plantio Velho (PV) com 36 anos e Plantio Jovem (PJ) com 13 anos. (C) parcelas controle e (R) parcelas de remoção de serrapilheira.....18

Tabela 2 – Riqueza e diversidade (Índice de Shannon(H')) de espécies de plântulas amostradas em 250m² (0,025 ha) no primeiro (setembro/2004) e quarto (março/2006) censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos dois plantios de eucalipto selecionados, Plantio Velho (PV) com 36 anos e Plantio Jovem (PJ) com 13 anos.....19

Tabela 3 – Número de Plântulas amostradas em 250m² (0,025 ha) nos quatro censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos dois plantios de eucalipto selecionados, Plantio Velho (PV) com 36 anos e Plantio Jovem (PJ) com 13 anos.....19

Tabela 4 – Comparação da riqueza e diversidade de espécies (H') amostradas nos plantios de eucalipto, *Corymbia Citriodora*, localizados na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ, com outros plantios de eucalipto. Plantio Jovem (PJ) com 13 anos e Plantio Velho (PV) com 36 anos. (LI) limite de inclusão, (H') Índice de diversidade de Shannon, (h) altura, (Dap) Diâmetro a altura do peito, cerca de 1,30m de altura e (Cap) Circunferência a altura do peito.....43

Resumo

Plantações florestais são utilizadas para facilitar a regeneração de espécies nativas. Os plantios de eucalipto produzem uma serrapilheira rica em resíduos com baixa qualidade nutricional e elevados conteúdos de compostos recalcitrantes e pobre em N e P, produz compostos alelopáticos e funciona como anti-microbiótico. O presente estudo teve por objetivo verificar o efeito da remoção da camada de serrapilheira de plantios de *C. Citriodora* no estabelecimento de plântulas de espécies nativas da Mata Atlântica. A hipótese testada estabelece que o recrutamento e o estabelecimento de plântulas seriam mais efetivos nas áreas onde a camada de serrapilheira foi removida. O estudo foi realizado na Reserva Biológica União, estado do Rio de Janeiro, Brasil. A REBIO UNIÃO possui uma área total de 3.121,21 ha, sendo 2.400 ha cobertos por Floresta Atlântica e cerca de 215 ha cobertos por plantios de eucaliptos. Dois plantios de eucalipto foram selecionados: Plantio Velho (PV com 38 anos) e Plantio Jovem (PJ com 15 anos), ambos sem práticas silviculturais desde 1996 (cerca de 10 anos). Foram alocadas aleatoriamente cinco parcelas controle (10 m x 20 m) em cada plantio, totalizando uma área de 2000 m² (0,2 ha). Ao lado de cada parcela controle foi montada uma parcela de 5 m x 20 m para remoção da serrapilheira, totalizando 1000 m² (0,1 ha). A serrapilheira foi removida com ancinhos e a manutenção era mensal. Todas as plântulas entre 5 e 50 cm de altura foram amostradas em quatro sub-parcelas de 2,5 m x 5,0 m. Foram realizados 4 censos: set/04, mar/05, set/05 e mar/06. A regeneração de espécies nativas foi baixa em ambos os plantios. O recrutamento foi significativamente mais efetivo nas parcelas de remoção do PV (Mann-Whitney, p=0,02; 0,01 e 0,01 no 2º, 3º e 4º censos respectivamente). No PJ, não foi observada diferença significativa no recrutamento entre remoção e controle. Para o PV, duas espécies (*Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis*) ocorreram com grande número de indivíduos, representando 71% e 14%, respectivamente do total de plântulas amostradas em mar/06 nas parcelas de remoção. A taxa de mortalidade tendeu ser maior nas parcelas controle em ambos os plantios. No PJ, as plântulas amostradas nas parcelas de remoção apresentaram maior sobrevivência do que no controle. A remoção da serrapilheira não mostrou efeito na taxa de crescimento relativo das plântulas nem em altura e nem em diâmetro. Os resultados sugerem que a remoção da serrapilheira dos

plantios estudados favoreceu a regeneração de espécies nativas, provavelmente devido a exclusão da barreira física (camada de serrapilheira) e química (alelopatia).

Palavras-chave: Regeneração, serrapilheira, eucalipto, Mata Atlântica.

Abstract

To recover degraded areas forest plantations are used to facilitate the regeneration of native species. The main aim of this study was to verify the effect of the litter removal of *Corymbia citriodora* stands on the establishment of native seedlings of Atlantic Forest tree species. The hypothesis that the recruitment and the establishment of seedlings would be more effective in the areas where the litter layer was removed was tested. The study was carried out at the União Biological Reserve, Rio de Janeiro state, Brazil. The REBIO UNIÃO has an area of 3.121 ha, being 2.400 ha covered by Atlantic Forest and about 215 ha of eucalyptus plantations. Two eucalyptus stands were selected due to age of the plantation: an Old Stand (OS, with 38 years old) and Young Stand (YS, with 15 years old), both without silvicultural practices since 1996 (c. 10 years). Five plots of 20 m X 10 m were randomly sampled with a total area of 2000 m² (0.2 ha). Beside each control plot, a plot of 5 m x 20 m was established with its litter being removed, totalizing 1000 m² (0.1 ha). A wooden rake was used for the litter removal and the maintenance was monthly. All seedlings between 5 and 50 cm tall had been tagged in four sub-plots of 5.0 m x 2.5 m. Four census were done: set/04, mar/05, set/05 and mar/06. The regeneration of native species was low in both stands. However, recruitment was significantly more effective in the litter removal plots of the OS (Mann-Whitney, $p < 0.02$). Two species (*Xylopia sericea* and *Siparuna guianensis*) occurred with great number of individuals in both treatments, representing in march 2006 about 71 % and 14 %, respectively, of the total seedlings in the litter removal plots. In the YS, recruitment was not affected by litter removal. The mortality rate tended to be higher in control plots in both stands. Litter removal showed no effect on relative growth rate of seedlings for both height and diameter. The results suggest that litter removal favored the regeneration of native species probably due to exclusion of physical (litter cover) and chemical (allelopathy) barriers.

Key words: regeneration, litter removal, eucalyptus, Atlantic Forest.

1. Introdução

A Mata Atlântica cobria originalmente todo o estado do Rio de Janeiro, sendo que hoje está reduzida a 19,19% de sua área original (Fundação SOS Mata Atlântica, 2002). Em geral, as matas até a cota de 100 m foram substituídas por pastagens e plantações com a vegetação remanescente altamente fragmentada e distribuída, em sua maior parte, em fragmentos com áreas geralmente inferiores a 100 ha, localizados principalmente em propriedades privadas. Apenas uma fração permaneceu intacta ou sofreu pouca perturbação antrópica (Fundação SOS Mata Atlântica, 2002).

Plantações florestais estão sendo utilizadas visando facilitar a regeneração de espécies nativas, recuperando deste modo, determinadas áreas degradadas. Esta atitude pode representar uma alternativa viável, mitigando os custos do reflorestamento com os créditos advindos dos plantios florestais (Lima, 1996). Porém, a substituição de ambientes naturais heterogêneos pela introdução de uma monocultura, é relatada por Villela *et al.* (2001), como causa de problemas ambientais relacionados, principalmente, com nutrientes do solo.

Segundo Lima (1996), *Eucalyptus* é o gênero florestal mais cultivado do mundo devido à sua alta capacidade de adaptação a sítios diversos, aliada à sua alta taxa de crescimento e desenvolvimento. Em uma recente revisão taxonômica, várias espécies do gênero *Eucalyptus*, inclusive a *E. citriodora*, foram incluídas em um novo gênero, *Corymbia*, passando então a *Corymbia citriodora* (Hook) L. A. Jonhson & K. D. Hill (Jonhson e Hill, 1995). *C. citriodora* é uma espécie de ocorrência natural da Austrália, caracterizada por apresentar um porte médio, chegando algumas vezes a 50m de altura e 1,2m de diâmetro. Sua madeira tem alta densidade ($0,99 \text{ g cm}^{-3}$) sendo indicada para plantios de uso múltiplo (Vieira, 2004). Atualmente, a área estimada de plantio de *C. citriodora* no Brasil é de 85.000 ha, com maior concentração nos estados de Minas Gerais e São Paulo. Esta espécie de eucalipto é amplamente difundida entre pequenos e médios proprietários rurais, devido à qualidade da madeira e à possibilidade de manejo (Vieira, 2004).

O eucalipto é altamente eficiente na absorção de nutrientes e na produção de biomassa vegetal, devido à sua elevada eficiência fotossintética (Lima, 1996). As folhas de *C. citriodora* são ricas em óleos essenciais, podendo conter também

diversos princípios ativos (Morton, 1981). A origem biossintética dos óleos essenciais do eucalipto relaciona-se com seu metabolismo secundário, que confere à planta a capacidade de adaptação às diversas condições ambientais (Vitti e Brito, 2003). Esses autores, mencionam que especificamente no caso dos eucaliptos, a ocorrência do óleo essencial estaria relacionada com a defesa da planta contra insetos, resistência ao frio no estágio de plântula, ao efeito alelopático e à retenção de água. Estes resultados porém, dependem ainda de estudos mais comprobatórios. Os óleos essenciais de eucalipto são usados basicamente na medicina, indústria e perfumaria. *C. citriodora* é a principal espécie explorada no Brasil pela indústria de perfumaria, fazendo parte da composição de perfumes para diversos fins, sendo mais utilizado nos produtos de limpeza como sabão e desinfetante (Vitti e Brito, 2003).

Os plantios de eucalipto possuem a característica de produzir uma serrapilheira rica em resíduos com baixa qualidade nutricional e elevados conteúdos de compostos recalcitrantes como lignina e polifenóis (Attiwill e Adams, 1993). Além de rica em tais compostos, a serrapilheira produzida por eucaliptos é pobre em N e P, o que torna sua decomposição lenta, uma vez que reduz a fauna do solo (Louzada *et al.*, 1997), produz compostos alelopáticos e funciona como anti-microbiótico (Sanginga e Swift, 1992 ; Ferreira e Aquila, 2000). Nishimura *et al.* (1984) comprovaram o poder alelopático do composto p-mentano-3,8-diol, encontrado principalmente em folhas maduras de *C. Citriodora*, sobre a germinação e o crescimento de espécies como *Lactuca sativa* L. Cv. Wayahead (alface), *Lepidium sativum* L. (agrião), *Setaria viridis* L. ("green foxtail") e *Lepidium sativum* L. (capim "barnyard").

Costa (2002), estudando a decomposição de serrapilheira em florestas plantadas de *Eucalyptus grandis*, *C. citriodora* e em fragmentos de Mata Atlântica, observou que os plantios e rebrotas de eucaliptos acumularam maior quantidade de serrapilheira que as florestas nativas e que a qualidade química desta serrapilheira nos plantios de eucalipto mostrou baixo potencial de decomposição devido aos altos níveis de lignina e polifenóis, além das baixas concentrações de N e P. Já nas florestas nativas, esse acúmulo de serrapilheira ocorria somente devido aos altos teores de lignina. Os elevados teores de polifenóis também foram observados por Froufe (2003) em folhas senescentes de eucalipto, ao compará-lo com folhas de

pupunha, uma palmeira perene da região tropical, e com folhas da serrapilheira da Mata Atlântica em virtude da eficiente ciclagem bioquímica. A serrapilheira relativamente pobre de plantios de eucalipto contribui muito pouco para a reposição de nutrientes ao solo (Gama-Rodrigues e Barros, 2002).

A ausência da camada de serrapilheira pode causar grandes efeitos nas propriedades físicas e químicas do solo através da compactação, escoamento, erosão, lixiviação (Gonzalez e Zou, 1999). Gomez *et al.* (2002) mencionam que a compactação do solo impede o desenvolvimento e a expansão das raízes das plantas, prejudicando assim a absorção de nutrientes e, conseqüentemente, a produtividade. Willms *et al.* (1986) mostraram também que a ausência da camada de serrapilheira provoca redução na capacidade de retenção de água no solo, e grandes variações de temperatura (Ponge *et al.*, 1993) e que tais variações podem ser bastante drásticas, podendo afetar o balanço de carbono na floresta, influenciando na taxa de decomposição e ciclagem de nutrientes (Ogee e Brunet, 2002).

A espessura da camada de matéria orgânica que se forma na superfície do solo diminui com a remoção da camada de serrapilheira (Dzwonko e Gawronski, 2002), e uma ou mais décadas podem ser necessárias para que a camada de matéria orgânica deste solo seja recuperada após a remoção da serrapilheira ter cessado (Mo *et al.*, 2003). Segundo os autores, o aumento dos níveis do conteúdo de carbono do solo foi detectado após 10-15 anos da remoção ter sido cessada.

Como a remoção da serrapilheira afeta as comunidades microbianas e causa redução da respiração do solo, observa-se uma redução da matéria orgânica nas camadas superficiais do solo (Vasconcelos *et al.*, 2004). Em um experimento com remoção de serrapilheira na floresta amazônica, Vasconcelos *et al.* (2004) observaram após um ano, uma redução de 28% na respiração microbiana do solo e Li *et al.* (2004) após sete anos de estudo com remoção de serrapilheira em uma floresta tropical úmida, observou uma redução de 54% na respiração do solo. Já Fisk e Fahey (2001), em seu estudo de oito anos de duração, mencionam um pequeno efeito da remoção da serrapilheira na respiração microbiana.

A quantidade de nutrientes disponíveis pode ser afetada pela remoção da serrapilheira de maneira direta, pela remoção do material que seria decomposto, e indireta, pela redução da disponibilidade de nutrientes para o solo (Sayer, 2005). Em

estudos na Europa Central, com longo período de remoção da serrapilheira de florestas de *Pynus*, observou-se declínio na concentração de nutrientes no solo e uma redução de 26% em média no P total, enquanto a disponibilidade do P foi reduzida em 45% (Sayer, 2005).

A serrapilheira fornece habitat e substrato para microrganismos, influencia a diversidade de espécies vegetais e sua natural heterogeneidade promove a coexistência de espécies, facilitando ou suprimindo a germinação de sementes e a emergência de plântulas (Facelli e Pickett, 1991; Barritt e Facelli, 2001). Em um estudo na Mata de Santa Genebra, uma floresta estacional semidecidual, em Campinas, SP, Santos e Válio (2002) observaram um aumento significativo no recrutamento de plântulas em áreas onde a serrapilheira havia sido removida, quando comparado ao recrutamento de plântulas nas áreas intactas da mata, sugerindo um efeito inibitório da camada de serrapilheira sobre a regeneração. Entretanto, Sayer (2005) menciona que em estudos com longo tempo de remoção de serrapilheira realizados em florestas de *Pynus* localizadas na Europa, geralmente após 15 anos, mostram uma redução na taxa de crescimento dos indivíduos em diâmetro e altura.

Em adição aos efeitos químicos, a serrapilheira afeta fisicamente a germinação e o desenvolvimento de plântulas sendo por isso considerada um importante fator na determinação de uma comunidade vegetal (Santos e Válio, 2002). A serrapilheira pode representar um obstáculo para que as raízes das plântulas alcancem o solo, pode reduzir a temperatura e evaporação de água, aumentando a umidade do solo ou do contrário, pode algumas vezes funcionar como obstáculo, diminuindo a entrada de água de chuva no solo, e em uma clareira, por exemplo, pode funcionar como um filtro de luz afetando a germinação de sementes de espécies sensíveis à luminosidade (Scariot, 2000). Em uma plantação de *Eucalyptus saligna* na África do Sul, foi observada a formação de uma camada orgânica de 20cm, desenvolvida durante 20 anos sobre solos degradados. Resultados semelhantes comprovam um acúmulo de cerca de quatro vezes mais na superfície do solo sob plantios de *Eucalyptus saligna* quando comparados ao acúmulo sobre solos de pastagens (Souza e Davide, 2001).

Alguns estudos apóiam o uso de plantios de eucalipto como forma de recuperação de áreas degradadas, uma vez que, atuariam como facilitadores da

regeneração de espécies nativas, como observado por Feyera *et al.* (2002). Espécies nativas regenerando no sub-bosque de plantios de eucalipto foram observadas por vários autores, como Calegario *et al.* (1993); Tabarelli *et al.* (1993); Silva Júnior *et al.* (1995); Durigan *et al.* (1997); Carneiro (2002); Sartori *et al.* (2002) e Néri *et al.* (2005). Entretanto, os resultados obtidos nos plantios de *C. citriodora* localizados na Reserva Biológica União, RJ, não corroboram estes estudos. Rabelo (2003) estudando a florística e estrutura da regeneração de espécies nativas da mata atlântica nestes plantios verificou que a regeneração tem sido muito lenta e com baixa diversidade de espécies. Após três anos de realização deste estudo, Evaristo (2006) estudando a dinâmica desta mesma comunidade, verificou a permanência não só da baixa diversidade, mas também de baixa densidade de indivíduos nativos e baixa riqueza de espécies.

Desta forma, este trabalho teve por objetivo verificar o efeito da remoção da camada de serrapilheira de plantios de *C. citriodora* no estabelecimento de plântulas de espécies nativas da Mata Atlântica, testando a hipótese de que o recrutamento e o estabelecimento de plântulas sejam mais efetivos nas áreas em que a camada de serrapilheira tenha sido removida.

2. Metodologia

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Biológica União (Rebio União), localizada na Região Centro-Norte Fluminense, sob as coordenadas geográficas 22° 27' 30" S e 42° 02' 15" W (Figura 1). Sua área pertence a três municípios, Rio das Ostras, Casimiro de Abreu e Macaé. A Rebio União foi criada em maio de 1998 e possui uma área total de 3.121,21 há, sendo 2.400 ha cobertos por Floresta Atlântica. Esta floresta está dividida pela BR-101 em duas partes de aproximadamente 500 ha ao sul e 1.900 ha ao norte da rodovia. Com poucas áreas abertas e com cerca de 10% de mata periodicamente inundada, a Rebio União possui ainda cerca de 215 ha de sua área coberta por plantios de eucalipto de diferentes idades (alguns destes plantios já possui considerável sub bosque, em outros predomina o sapê, *Imperata brasiliensis*) e 300 ha em pastagens e campos. Possui ainda cerca de 46 ha de área industrial (casas, escritórios, pátio para tratamento de moirões, na maioria desativados) e 160,21 ha de áreas de interceptação (estradas, linhas de torres com energia elétrica de alta tensão, gasoduto, torre de comunicação da Embratel, etc.). Antes de sua criação, as terras da Rebio União pertenciam à Fazenda União, de propriedade da Rede Ferroviária Federal (RFFSA), cuja principal atividade era a produção de dormentes de eucalipto para sustentação das ferrovias.

O clima predominante na região da Rebio União é tropical úmido com uma temperatura média anual de 24°C, pluviosidade em torno de 2200 mm ano⁻¹, sendo a maior parte concentrada entre os meses de outubro e março (Figura 2). A vegetação, segundo a classificação do IBGE (Veloso *et al.*, 1991), na Rebio União é caracterizada pelas formações de terra baixa e submontana, sendo classificada como Floresta Ombrófila Densa (Rodrigues, 2004).

A Rebio União pertence à Unidade Geomorfológica Colinas e Maciços Costeiros (RadamBrasil, 1983). É de perfil arredondado, comum às “meias laranjas” e baixadas aluvionares, encharcáveis na época chuvosa. Os solos das regiões de mata da Rebio União são classificados como Cambissolo (mata de morrote) e Gleissolo (mata alagada) (Miranda *et al.*, 2007).

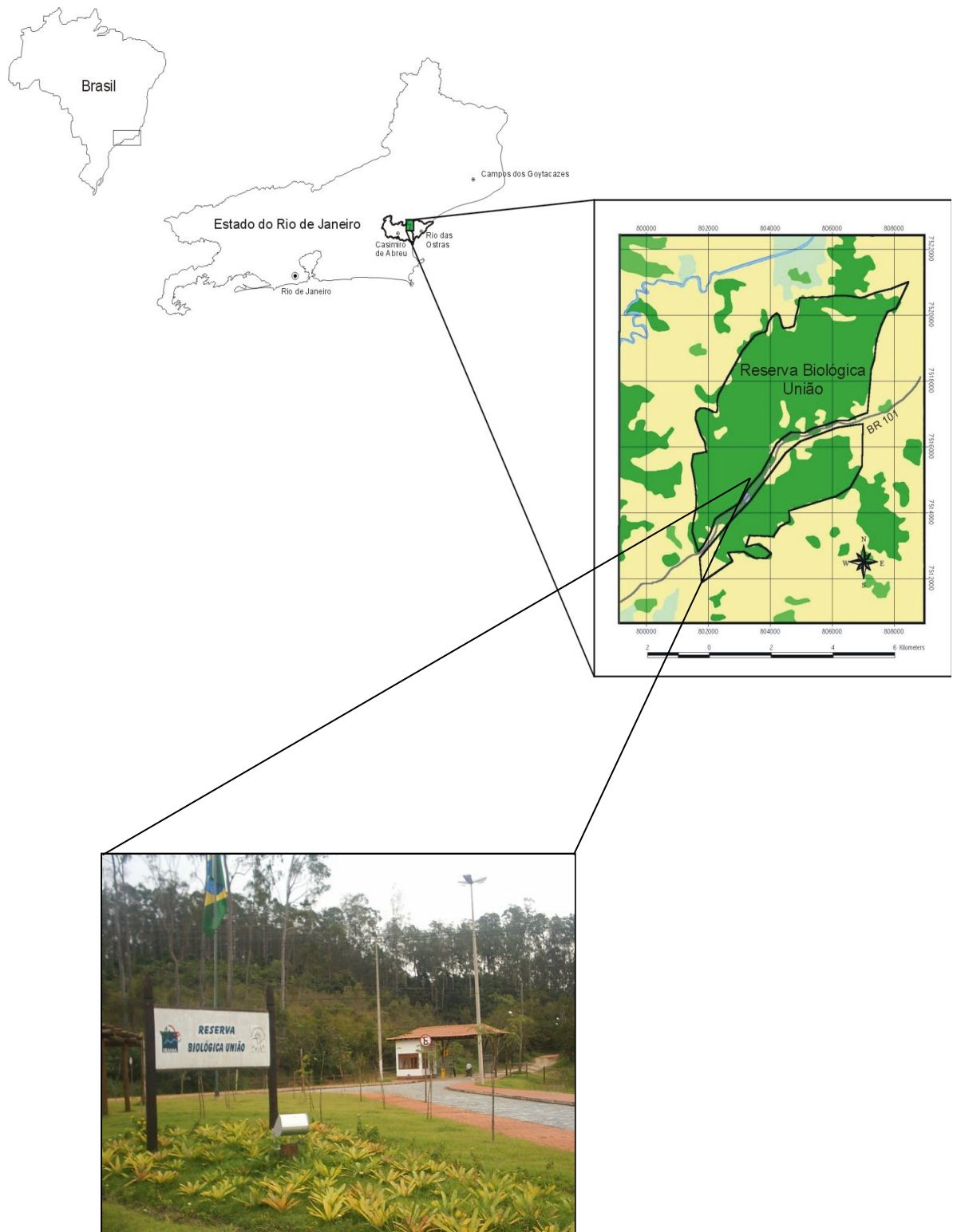


Figura 1 – Mapa de localização da Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ, com foto da entrada da reserva com acesso à sede.

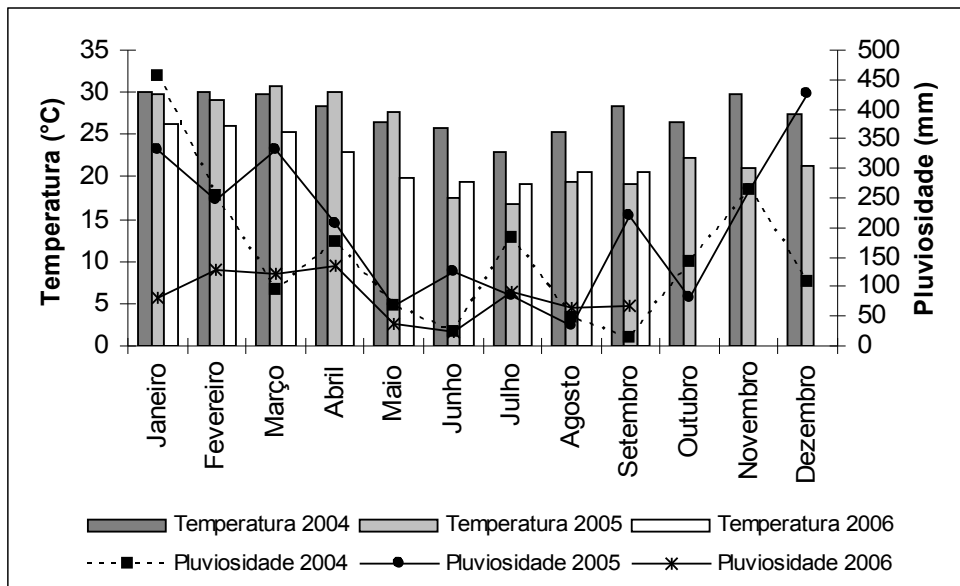


Figura 2 – Temperatura média e pluviosidade mensal na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ. Dados coletados pela equipe do Programa de Translocação da Associação Mico-leão-dourado.

2.2 - Seleção dos plantios

Dentro do domínio da REBIO UNIÃO, dois plantios de eucalipto foram selecionados: Plantio Velho (PV), estabelecido em 1968 (38 anos) e Plantio Jovem (PJ), estabelecido em 1991 (15 anos), todos com pelo menos dez anos de abandono, ou seja, sem prática de atividades silviculturais desde 1996 e distantes cerca de no máximo 400 m de um fragmento de mata nativa (figura 3). Além de possuírem idades diferentes, esses plantios também diferem quanto ao histórico de uso do solo e práticas silviculturais como roçado, desbaste, capina manual. No momento da implementação destes plantios foi realizada, adubação com NPK e capina química. Miranda *et.al.* (2007) classificou os solos dos plantios de eucalipto como argissolo vermelho-amarelo distrófico latossólico, em estágio avançado de intemperismo e por isso, ao longo do tempo, perderam sua fertilidade devido à solubilização e remoção de seus nutrientes. Villela *et al.* (2001) encontraram uma concentração de N total significativamente maior no solo superficial do PV (0,31%) e da mata nativa (0,24%) que no solo do PJ (0,13%) e dos outros dois plantios de *C. citriodora* por eles estudados, onde encontraram valores de 0,16 e 0,15% de N. Neste mesmo estudo, os autores encontraram uma atividade microbiana mais intensa nos solos do PV e da mata nativa, o que torna a razão C/N menor nestes

locais que no PJ. Para o PV a razão C/N foi de 8,85, para mata nativa foi de 11,03 e para o PJ foi de 17,56.

O PV (Figura 4) é o plantio mais próximo de uma área de mata nativa, cerca de 300m, seus indivíduos apresentam um espaçamento de 3m x 3m. Neste plantio, o dossel possui cerca de 75% de cobertura vegetal. O conteúdo de água no solo está em torno de 14,84% (Evaristo, V. T.; dados coletados em setembro/2005 e ainda não publicados) e a camada de serrapilheira deste plantio atinge quatro centímetros de altura (Evaristo, 2006). O autor amostrou uma densidade de 980 ind ha⁻¹ de árvores nativas (\geq 5cm de DAP, diâmetro do caule a cerca de 1,3m do solo) neste plantio e uma densidade de jovens (< 5cm de DAP) também nativos de 7660 ind ha⁻¹. A incidência de radiação solar neste plantio em média é de 372 μ mols, uma luminosidade três vezes maior que na área de mata nativa (Ribeiro, 2004) e com uma temperatura média de 31,5°C. Os dados de Tesch (2005) mostram que, neste plantio, dentro da produção anual de serrapilheira (abril/2004 a abril/2005), 70,3% da fração folhas, corresponde a folhas de *C. citriodora*.

O PJ (Figura 5) está localizado em um morrote, próximo à BR 101 e distante da mata nativa cerca de 400m. Os eucaliptos deste plantio possuem espaçamento 1,5m x 3m. Já foi utilizado anteriormente como pasto e atualmente possui uma alta densidade de sapê (*Imperata brasiliensis*). O dossel deste plantio é bastante aberto, em torno de 20% de cobertura vegetal apenas. O solo contém 13,77% de água (Evaristo, V. T.; dados coletados em setembro/2005 e ainda não publicados). A camada de serrapilheira atinge cerca de dois centímetros de altura (Evaristo, 2006). De acordo com os dados retratados pelo autor, não existem indivíduos nativos adultos neste plantio, apenas indivíduos jovens em uma densidade de 1140 ind ha⁻¹. Neste plantio a luminosidade é de cerca de 706 μ mols, seis vezes maior que na mata nativa (Ribeiro, 2004), e a temperatura média de 33,5°C, ultrapassando 40°C em dias de verão. Dentro da fração folhas, na produção anual de serrapilheira (abril/2004 a abril/2005), no PJ, 99,2% das folhas correspondem a a folhas de *C. citriodora*.



Figura 3 – Imagem satélite mostrando os plantios de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Reserva Biológica União, Rio das Ostras-RJ, utilizados para estudos. Os plantios selecionados para o presente estudo, PJ (Plantio Jovem) e PV (Plantio Velho), estão indicados pelas setas e identificados respectivamente como Plantio 3 e Plantio 1. Os Plantios 2, 4 e 5 são outros plantios de eucalipto da mesma espécie onde outros trabalhos foram realizados.



Figura 4 – Aspecto geral do Plantio Velho (PV) de eucalipto, *Corymbia citriodora*, localizado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras-RJ



Figura 5 – Aspecto geral do Plantio Jovem (PJ) de eucalipto, *Corymbia citriodora*, localizado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras-RJ.

2.3 - Alocação das parcelas

Foram alocadas cinco parcelas controle de 10m x 20m em cada um dos dois plantios totalizando uma área de 2000 m² (0,2 ha). Ao lado de cada uma das 10 parcelas controles foi montada uma parcela de 5m x 20m para a remoção da camada de serrapilheira, uma área total de 1000 m² (0,1 ha). Um corredor de isolamento com um metro de largura foi construído ao redor de cada uma das parcelas para que não houvesse interferência da parcela vizinha (Figura 6). As parcelas alocadas para remoção da serrapilheira foram subdivididas em 8 subparcelas de 2,5m x 5m. Em agosto/2004, a camada de serrapilheira foi removida com ancinhos de jardinagem e espalhada na área do plantio (Figura 7). A manutenção das parcelas era feita manualmente e, em alguns locais, com o uso de ancinho em intervalos mensais.

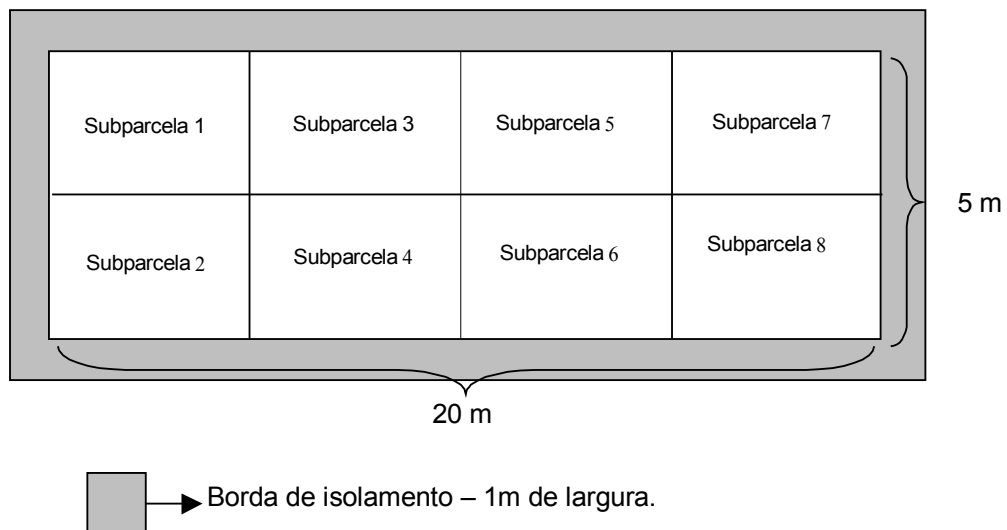


Figura 6 – Esquema de uma parcela alocada nos plantios de eucalipto *C. citriodora*, na Reserva União, Rio das Ostras - RJ, onde foi feita a remoção da serrapilheira.



Figura 7 – Aspectos geral dos plantios de eucalipto, *Corymbia citriodora*, estudados e localizados na Reserva Biológica União, Rio das Ostras-RJ. (A) Parcela do Plantio Velho antes da remoção da serrapilheira; (B) Parcela do Plantio Velho sete dias após a remoção da serrapilheira; (C) Parcela do Plantio Jovem antes da remoção da serrapilheira e (D) Parcela do Plantio Jovem logo após a remoção da serrapilheira.

2.4 - Amostragem dos indivíduos

Para a amostragem de plântulas em cada uma das parcelas controle e de remoção da serrapilheira foi realizado um sorteio de quatro sub-parcelas (2,5 m x 5,0 m cada). Todas as plântulas com altura entre 5 e 50cm foram amostradas. Todos os indivíduos foram marcados e identificados com plaquetas de alumínio numeradas. As plântulas tiveram o DAB (diâmetro da base) medido com paquímetro e altura com fita métrica (Figura 8). Os indivíduos foram mapeados, fotografados com máquina digital e coletas fora das parcelas foram realizadas visando facilitar a identificação das plântulas. A identificação foi feita com base nas fotos e por comparação com foliário do herbário da UENF. Os censos para remedição das plântulas foram realizados semestralmente entre agosto de 2004 e março de 2006, totalizando

quatro censos. Para avaliação do recrutamento e da mortalidade, foram considerados os censos de mar/2005, set/2005 e mar/2006 (três censos)



Figura 8 – Plântulas de *Myrsine coreacea* amostradas nas parcelas de remoção da serrapilheira do Plantio Jovem de eucalipto, *Corymbia citriodora*, localizado na Reserva Biológica União, Rio das Ostras-RJ.

2.5. Análise dos dados

O índice de diversidade de Shannon (H') foi calculado conforme Brower e Zar (1984). As diferenças na diversidade (H') e riqueza de espécies entre tratamentos (controle e remoção) foram avaliadas através do cálculo de curvas de rarefação (Sanders, 1968), com 1000 iterações, através do programa Ecosim (Gotelli & Entsminger 2001).

A taxa de mortalidade foi calculada segundo Sheil *et al.* (1995):

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

Onde:

m = taxa anual de mortalidade;

N_1 = Número de sobreviventes;

N_0 = Número inicial de indivíduos;

t = tempo decorrido em anos.

Foram calculadas curvas de sobrevivência para as plântulas amostradas em setembro/2004 (primeira coorte) nas parcelas controle e de remoção de serrapilheira

dos dois plantios, considerando a porcentagem de sobreviventes nos três censos posteriores.

O crescimento relativo dos indivíduos, em diâmetro e altura, foi calculado através das seguintes fórmulas (Hunt, 1990):

$$\text{RGR}_D = (\log D_{t_2} - \log D_{t_1}) / (t_2 - t_1)$$

e

$$\text{RGR}_H = (\log H_{t_2} - \log H_{t_1}) / (t_2 - t_1)$$

Onde:

RGR_D = Taxa do crescimento relativo em diâmetro;

RGR_H = Taxa do crescimento relativo em altura;

D_{t_1} = Medida do diâmetro no primeiro levantamento;

D_{t_2} = Medida do diâmetro no segundo levantamento;

H_{t_1} = Medida da altura no primeiro levantamento;

H_{t_2} = Medida da altura no segundo levantamento;

t_1 = Período em que o primeiro levantamento foi realizado;

t_2 = Período em que o segundo levantamento foi realizado.

Para verificar a existência de diferenças entre as parcelas de remoção da serrapilheira e as parcelas controle quanto à densidade, mortalidade, recrutamento e crescimento, foi utilizado o teste de Mann-Whitney (U) (Zar, 1996).

3. Resultados

3.1. Riqueza, diversidade e densidade de espécies

No Plantio Velho (PV) foram amostradas 15 espécies nas parcelas de remoção de serrapilheira e 10 espécies nas parcelas controle no primeiro censo (setembro/2004). No Plantio Jovem (PJ), o número de espécies amostradas no mesmo censo foi menor, com cinco espécies nas parcelas de remoção da serrapilheira e seis espécies nas parcelas controle (Tabelas 1 e 2). No quarto censo (março/2006) foram amostradas 12 espécies nas parcelas de remoção e 10 nas parcelas controle do PV, já para o PJ foram amostradas neste mesmo censo, quatro espécies nas parcelas de remoção e nove espécies nas parcelas controle (Tabelas 1 e 2). Algumas plântulas não puderam ser identificadas algumas vezes por não possuir folhas nem em número e/ou tamanho suficientes para seu reconhecimento, outras vezes as plântulas apresentavam folhas muito danificadas e muitas delas morreram antes mesmo que a identificação pudesse ser realizada.

A suficiência amostral foi confirmada pela assíntota das curvas de rarefação calculadas, tanto para a riqueza quanto para a diversidade de espécies (H'), para os dois plantios estudados. A remoção da camada de serrapilheira provocou uma diminuição na riqueza e diversidade de espécies tanto no PV (Figura 10 e 12), quanto no PJ (Figura 11 e 13) principalmente no último censo.

A densidade média de plântulas nos dois primeiros censos foi semelhante entre as parcelas controle e as de remoção de serrapilheira, tanto no Plantio Velho (PV), com 36 anos (Figura 14A) quanto no Plantio Jovem (PJ), com 13 anos (Figura 14B). Nos dois plantios, observa-se um aumento da densidade de plântulas nas parcelas de remoção da serrapilheira durante o período de estudo, enquanto nas parcelas controle os valores foram praticamente constantes.

Após 18 meses de experimento de remoção da serrapilheira, o número de plântulas amostradas nas parcelas de remoção da serrapilheira ($N = 548$ no PV, $N = 58$ no PJ) foi superior ao amostrado nas parcelas controle ($N = 295$ no PV, $N = 31$ no PJ) (Tabela 3).

A densidade de plântulas de *Xylopia sericea* (Annonaceae) (Figura 9), espécie de maior representatividade no PV, tanto no controle (48% dos indivíduos

em setembro/2004 e 55% em março/2006), quanto na remoção (55% dos indivíduos em setembro/2004 e 71% em março /2006), aumentou com a remoção da serrapilheira (Figura 14A). A densidade da segunda espécie de maior representatividade no PV, *Siparuna guianensis* (Siparunaceae) (Figura 9), 15,8% no controle e 13,7% nas parcelas de remoção em setembro/04 e 15,9% e 18,8% respectivamente em março/06, após o segundo censo (março/2005) aumentou com a remoção da serrapilheira, enquanto no controle foi observado uma redução na sua densidade, apesar não existir diferença significativa (Figuras 15B). A densidade das outras espécies de plântulas amostradas nas parcelas de remoção de serrapilheira do PV, incluindo as não identificadas, permaneceu praticamente constante durante o período de estudo e inferior a densidade das demais espécies amostradas nas parcelas controle deste plantio, entretanto devido o aumento da densidade das duas espécies mais representativas, a porcentagem de indivíduos das demais espécies diminuiu principalmente nas parcelas de remoção onde em setembro/2004 estes representavam 31,3% da comunidade e em março/2006 representavam 10,2%. No controle a porcentagem destes indivíduos também sofreu redução, porém menor que na remoção representando 36,2% da comunidade em setembro/2004 e 29,1% em março/2006 (Figuras 15C).

No PJ, *Myrsine coreacea* (Figura 9) foi a espécie de maior representatividade, com seis indivíduos (43%) em setembro/2004 e 46 indivíduos (79%) em março/2006 nas parcelas de remoção da serrapilheira. Nas parcelas controle, esta espécie foi amostrada somente em março/2006 com quatro indivíduos (13%) do total de plântulas amostradas. Devido a amostragem de um número muito pequeno de indivíduos de *Myrsine coreacea* nas parcelas do PJ, não foi possível realizar outras análises como recrutamento, mortalidade e crescimento para esta população.

Tabela 1 – Espécies de plântulas amostradas em 250m² (0,025 ha) nos quatro censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos dois plantios de eucalipto selecionados, Plantio Velho (PV) com 36 anos e Plantio Jovem (PJ) com 13 anos. (C) parcelas controle e (R) parcelas de remoção de serrapilheira.

Plantio Velho	Set/04		Mar/05		Set/05		Mar/06	
	C	R	C	R	C	R	C	R
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart. (Sapindaceae)	2	7	3	9	2	12	3	10
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A. St.-Hil. (Erythroxilaceae)	10	-	11	-	11	-	13	-
Indeterminada sp07	-	1	-	1	-	2	-	1
Indeterminada sp08	-	27	-	7	-	8	-	4
Indeterminada sp09	-	3	-	2	-	2	-	2
Indeterminada sp10	-	1	-	1	-	-	-	-
Indeterminada sp11	-	1	-	-	-	-	-	-
Indeterminada sp12	-	2	-	2	-	2	-	1
Indeterminada sp13	-	1	-	1	-	-	-	-
Indeterminada sp14	-	1	-	1	-	2	-	1
Indeterminada sp15	-	4	-	4	-	3	-	2
Indeterminada sp16	1	-	2	-	2	-	-	-
Indeterminada sp17	1	-	1	-	1	-	1	-
Indeterminada sp18	2	-	1	-	2	-	1	-
Indeterminada sp19	-	-	-	-	-	4	-	-
Indivíduos não identificados	84	32	106	34	59	27	32	28
<i>Jacaranda</i> sp (Bignoniaceae)	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Lacistema pubescens</i> Mart. (Lacistemataceae)	13	1	16	1	17	2	20	4
<i>Matayba</i> sp (Sapindaceae)	3	-	3	-	2	-	3	-
Melastomataceae sp	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC. (Myrtaceae)	13	1	12	1	10	1	13	1
Myrtaceae sp	-	1	-	2	-	1	-	-
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl. (Siparunaceae)	57	36	78	43	63	93	47	103
<i>Talisia coriacea</i> Radlk. (Sapindaceae)	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil. (Annonaceae)	174	143	196	401	166	452	161	390
Total	360	262	429	510	335	612	295	548
Plantio Jovem	Set/04		Mar/05		Set/05		Mar/06	
	C	R	C	R	C	R	C	R
Alecrim	-	1	-	1	-	1	-	-
Euphorbiaceae sp1	-	5	-	5	-	5	-	6
Indeterminada sp1	5	-	6	-	5	-	5	-
Indeterminada sp2	2	-	2	-	1	-	1	-
Indeterminada sp3	1	-	1	-	1	-	1	-
Indeterminada sp4	-	-	1	-	1	-	1	-
Indeterminada sp5	1	-	1	-	1	-	1	-
Indeterminada sp6	-	-	-	-	3	-	2	-
Indivíduos não identificados	16	-	10	-	14	-	14	-
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult. (Myrsinaceae)	-	6	-	16	-	41	4	46
Myrtaceae sp1	-	1	-	1	-	2	-	3
<i>Talisia coriacea</i> Radlk. (Sapindaceae)	1	-	1	-	1	-	1	-
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl. (Siparunaceae)	1	-	1	-	1	-	1	-
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil. (Annonaceae)	-	1	-	2	-	2	-	3
Total	27	14	23	25	28	51	31	58

Tabela 2 – Riqueza e diversidade (Índice de Shannon(H')) de espécies de plântulas amostradas em 250m² (0,025 ha) no primeiro (setembro/2004) e quarto (março/2006) censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos dois plantios de eucalipto selecionados, Plantio Velho (PV) com 36 anos e Plantio Jovem (PJ) com 13 anos.

Locais	Riqueza		H'	
	Set/2004	Mar/2006	Set/2004	Mar/2006
Remoção PV	15	12	1,53	0,96
Controle PV	10	10	1,44	1,41
Remoção PJ	5	4	1,29	0,72
Controle PJ	6	9	1,16	1,75

Tabela 3 – Número de Plântulas amostradas em 250m² (0,025 ha) nos quatro censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos dois plantios de eucalipto selecionados, Plantio Velho (PV) com 36 anos e Plantio Jovem (PJ) com 13 anos.

Locais	Número de plântulas			
	Set/2004	Mar/2005	Set/2005	Mar/2006
Remoção PV	262	510	612	548
Controle PV	360	429	335	295
Remoção PJ	14	25	51	58
Controle PJ	27	23	28	31



Figura 9 – Espécies nativas da Mata Atlântica de maior representatividade nos plantios de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ. (A) Plântulas de *Myrcine coreacea* amostrada em uma parcela de remoção de serrapilheira do Plantio Jovem (PJ) com 13 anos, (B) Plântula de *Siparuna guianensis* e (C) Plântulas de *Xylopiia sericea*, ambas amostradas em parcelas de remoção de serrapilheira do Plantio Velho (PV), com 36 anos.

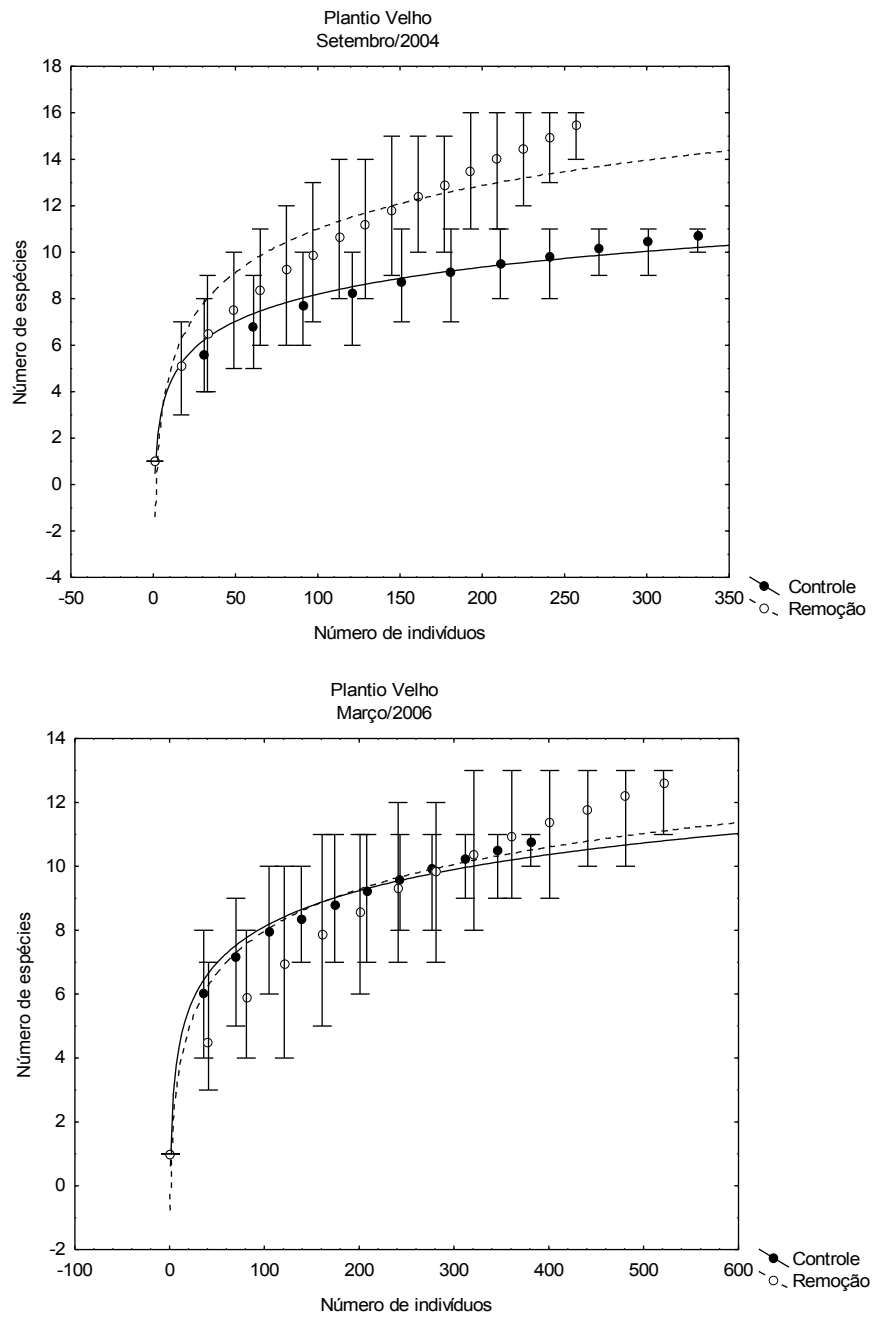


Figura 10 – Curvas de rarefação para riqueza de espécies no primeiro (setembro/04) e último (março/06) censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho (com 36 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

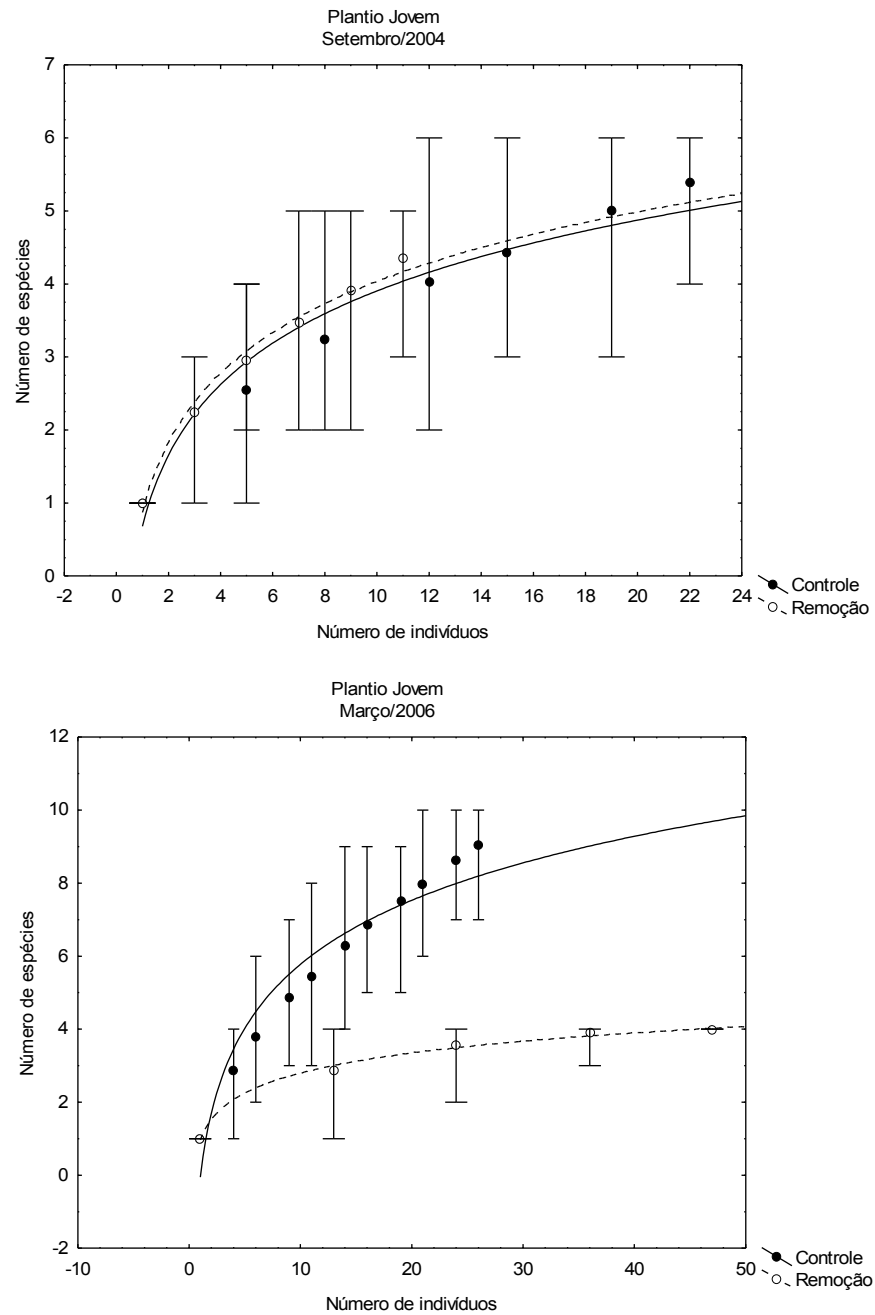


Figura 11 – Curvas de rarefação para riqueza de espécies no primeiro (setembro/04) e último (março/06) censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

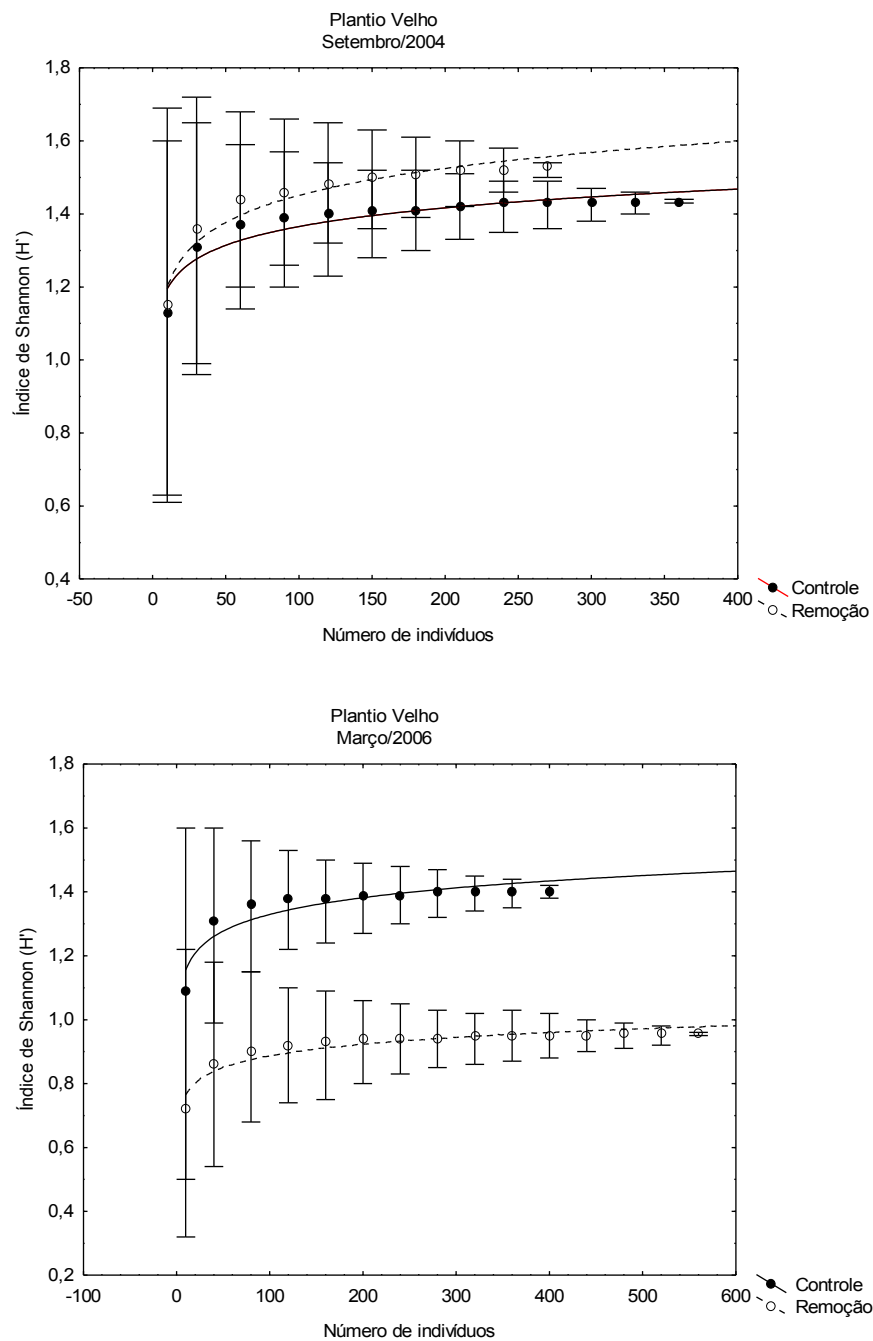


Figura 12 – Curvas de rarefação para diversidade de espécies no primeiro (setembro/04) e último (março/06) censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho (com 36 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

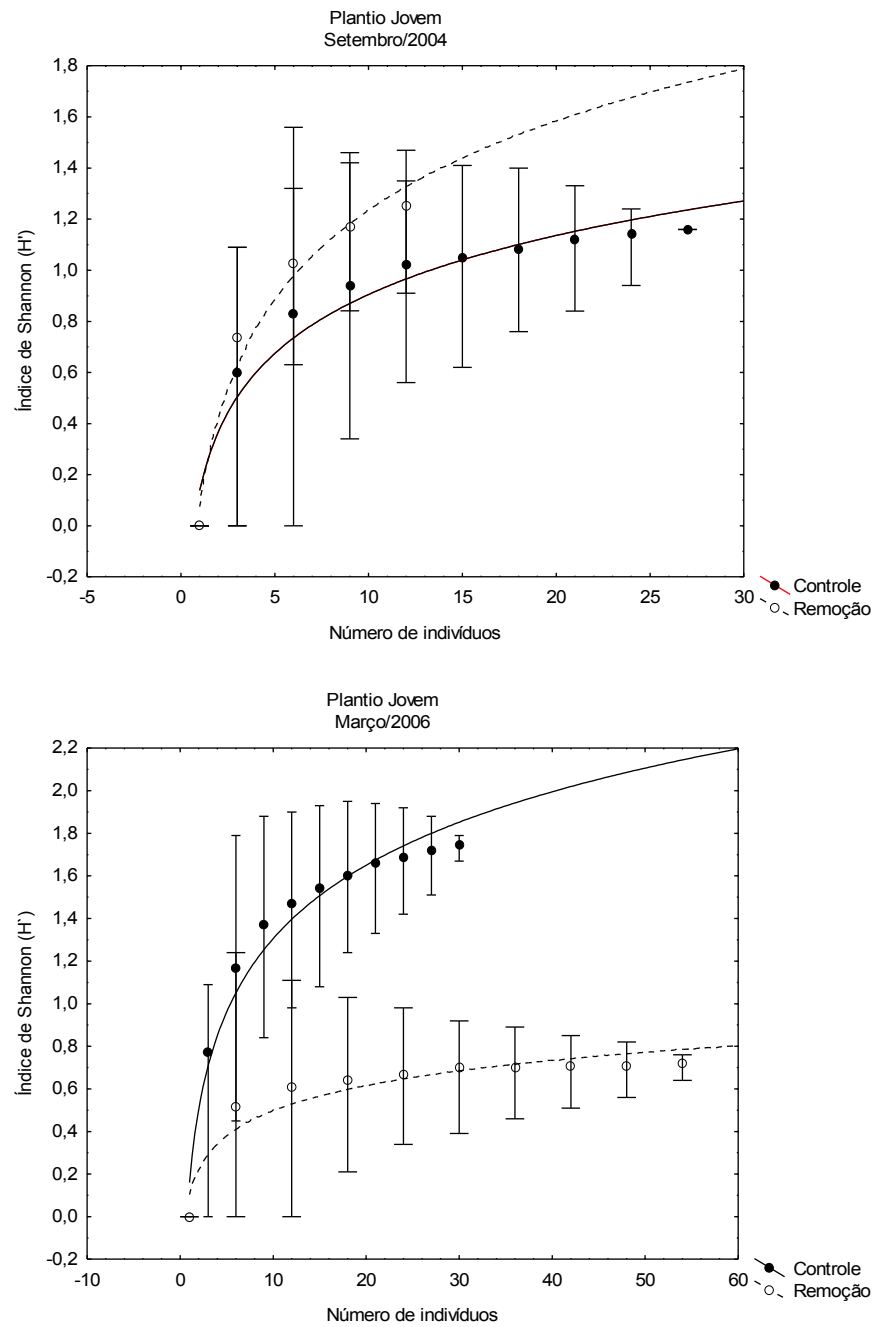


Figura 13 – Curvas de rarefação para diversidade de espécies no primeiro (setembro/04) e último (março/06) censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho (com 36 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

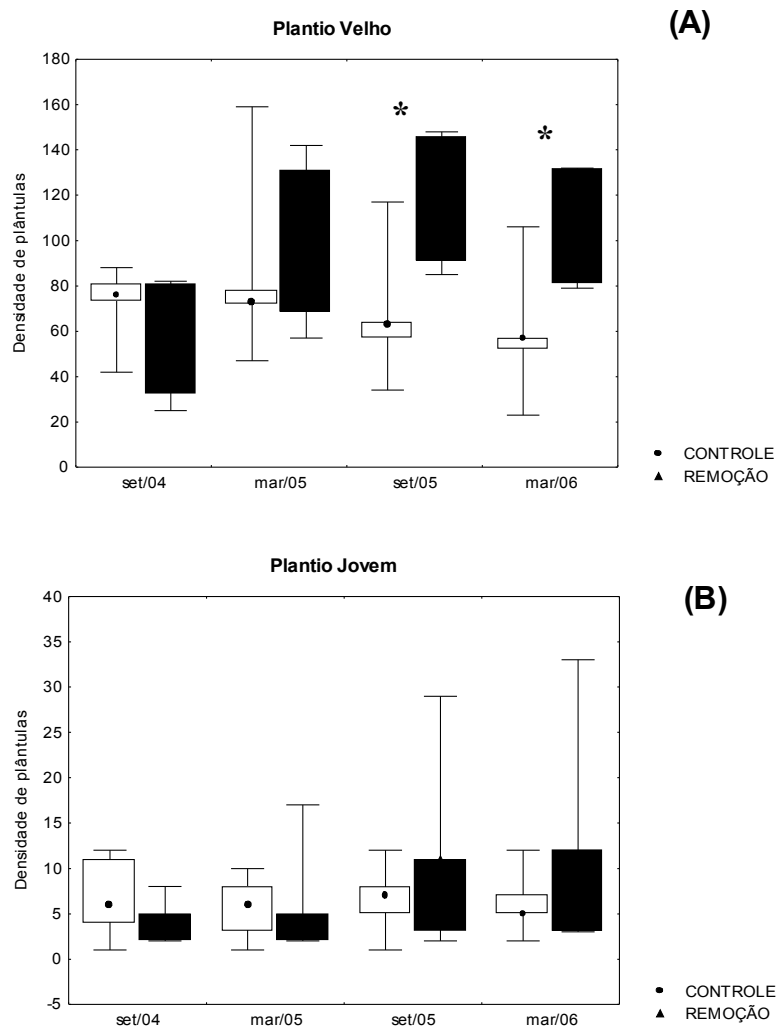


Figura 14 – Valores medianos de densidade de plântulas por parcela ($50m^2$) nos quatro censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ. (*) Representa diferença significativa entre controle e remoção no mesmo censo ao nível de significância de 0,05 (Mann-Whitney). Box: Intervalo interquartiles, Barras: valores mínimo e máximo.

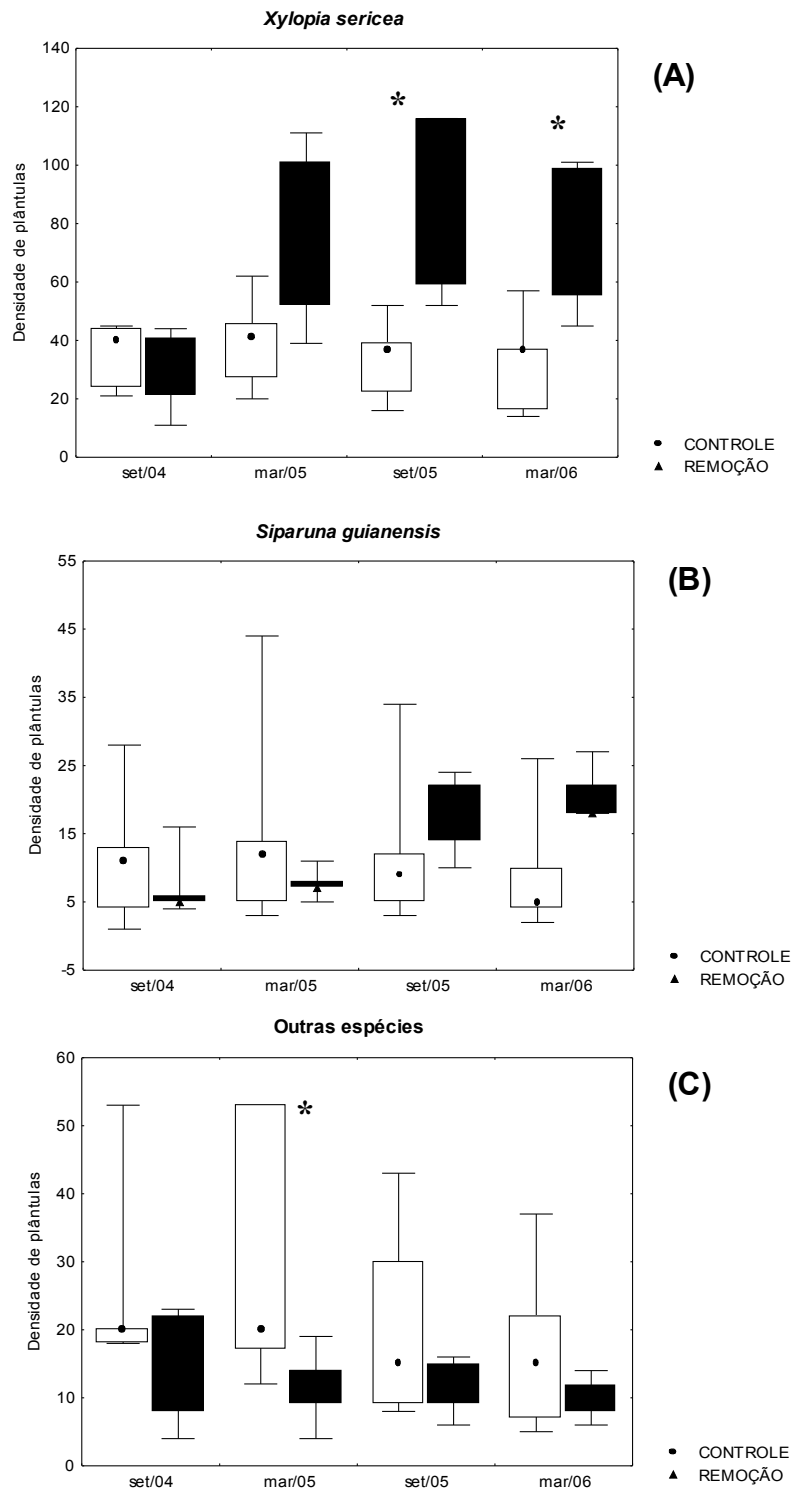


Figura 15 – Valores medianos de densidade de plântulas de *Xylopia sericea*, *Siparuna guianensis* e da demais espécies amostradas por parcela (50m²) nos quatro censos realizados nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho de eucalipto *Corymbia citriodora* (com 36 anos) localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

(*) Representa diferença significativa entre controle e remoção no mesmo censo ao nível de significância de 0,05 (Mann-Whitney). Box: Intervalo interquartiles, Barras: valores mínimo e máximo.

3.2. Recrutamento

O recrutamento foi significativamente mais efetivo nas parcelas de remoção de serrapilheira do PV ($U = 2,0$ e $p = 0,02$ no segundo censo; $U = 1,0$ e $p = 0,016$ no terceiro e $U = 1,0$ e $p = 0,01$ no quarto censo) durante todo o período de estudo (Figura 16A). No PJ, não se observa diferença significativa no recrutamento de plântulas entre as parcelas de remoção e as controle. Entretanto, em setembro/2005, ocorreu um aumento no recrutamento de plântulas nas parcelas de remoção de serrapilheira em relação ao censo anterior (Figura 16B). Esse fato, porém não foi observado novamente em março de 2006.

Em decorrência do baixo número de plântulas regenerando no PJ (23 indivíduos no segundo censo, 51 no terceiro e 57 no quarto censo nas parcelas de remoção, 23, 28 e 26 indivíduos no segundo, terceiro e quarto censos respectivamente nas parcelas controle), não foi possível realizar uma abordagem ao nível específico. Entretanto para o PV, *Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis* ocorreram com grande número de indivíduos, representando 26,1% e 71,7%, respectivamente, do recrutamento em março/2005, nas parcelas controle. Nas parcelas de remoção da serrapilheira, no mesmo censo, *X. sericea* apresentou um recrutamento de 69% e *S. guianensis* de 60,7%. Foi observado que o recrutamento de *X. sericea* foi maior nas parcelas de remoção de serrapilheira no segundo censo ($U = 0,0$ e $p=0,009$), aproximando-se do controle apenas no censo posterior (Figura 17A). O recrutamento de plântulas *S. guianensis* também foi mais efetivo nas parcelas de remoção de serrapilheira. Apenas no segundo censo (março/2005), os valores nas parcelas controle e de remoção estiveram próximos (Figura 17B), sendo significativamente diferentes nos censos posteriores (Mann-Whitney, $p=0,009$ e $0,007$, no terceiro e quarto censos respectivamente). Assim como observados para as espécies mais representativas do PV, o recrutamento de plântulas das demais espécies amostradas foi favorecido pela remoção da serrapilheira, mas diferença significativa foi observada somente em março/2006 (Mann-Whitney, $p=0,008$) (Figura 17C).

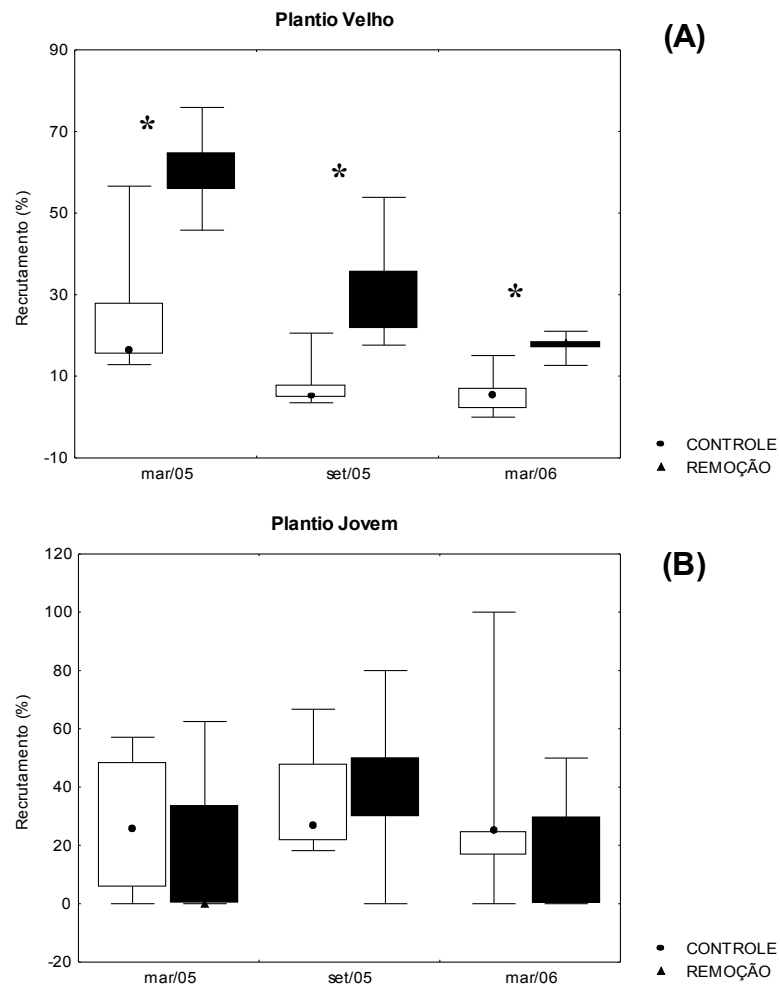


Figura 16 – Valores medianos do recrutamento de plântulas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ. (*) Representa diferença significativa entre controle e remoção no mesmo censo ao nível de significância de 0,05 (Mann-Whitney). Box: Intervalo interquartiles, Barras: valores mínimo e máximo.

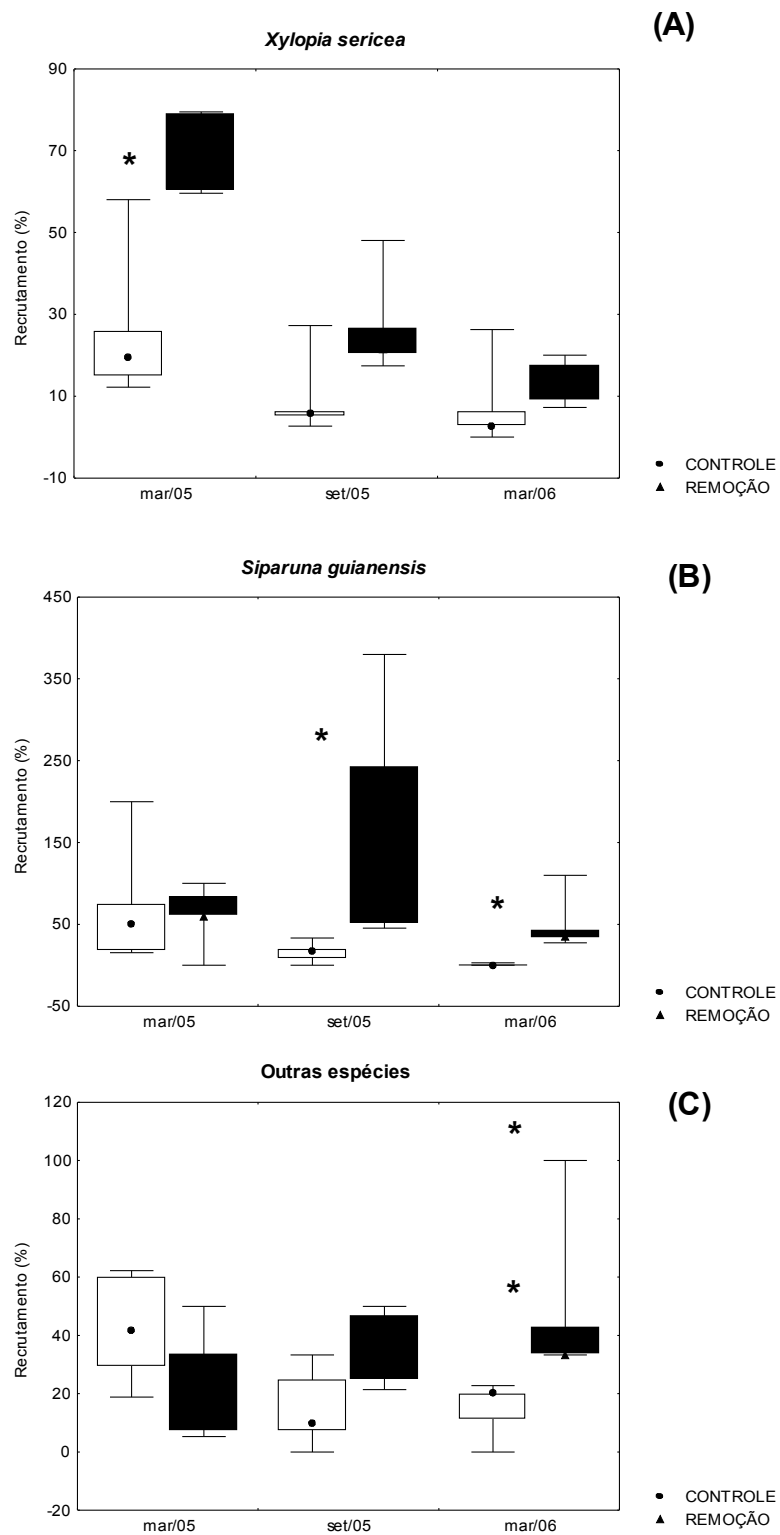


Figura 17 – Valores medianos de recrutamento de plântulas de *Xylopia sericea*, *Siparuna guianensis* e demais espécies nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho de eucalipto de *Corymbia citriodora* (com 36 anos) localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

(*) Representa diferença significativa entre controle e remoção no mesmo censo ao nível de significância de 0,05 (Mann-Whitney). Box: Intervalo interquartiles, Barras: valores mínimo e máximo.

3.3. Mortalidade

As taxas de mortalidade diminuíram entre março/2005 e março/2006 nos dois tratamentos tanto para o PV quanto para o PJ com valores entre 30% em março/2005 e próximos a 15% em março/2006 (Figura 18A e B). As comunidades de plântulas amostradas nos plantios apresentaram uma mortalidade maior nas parcelas controle do que nas parcelas de remoção da serrapilheira. Entretanto uma diferença significativa no PV foi observada apenas em setembro/2005 ($U = 2$ e $p = 0,02$) (Figura 18A) e no PJ em março/2005 ($U = 3,0$ e $p = 0,03$) (Figura 17B). Em relação às espécies mais representativas, até o terceiro censo (setembro/2005), não foi observada diferença significativa na mortalidade para plântulas de *Xylopia sericea* entre as parcelas controle e de remoção do PV, ocorrendo um aumento significativo no quarto censo apenas nas parcelas de remoção (março/2006) (Mann-Whitney, $p=0,02$) (Figura 19A). Em relação às plântulas de *Siparuna guianensis*, amostradas no PV, foi observada maior mortalidade (embora não significativa) nas parcelas de remoção da serrapilheira em março/2005 e em março/2006. Em setembro/2005, ocorreu um aumento na mortalidade de plântulas desta espécie nas parcelas controle, fazendo com que os valores se iguallassem (Figura 19B). As demais espécies apresentaram taxa de mortalidade similar nas parcelas controle e de remoção de serrapilheira durante todo o período de estudo (Figura 19C).

No PV não foi observada diferença na sobrevivência entre as comunidades de plântulas amostradas no primeiro censo (coorte de setembro/2004) nas parcelas controle e de remoção (Figura 20A). No PJ as plântulas amostradas nas parcelas de remoção da serrapilheira apresentaram maior sobrevivência que as plântulas amostradas nas parcelas controle (Figura 20B). É importante ressaltar que o baixo número de plântulas amostras no PJ pode superestimar a taxa de sobrevivência neste plantio. As plântulas de *X. sericea* apresentaram maior sobrevivência nas parcelas de remoção (Figura 20C), enquanto *S. guianensis* apresentou maior sobrevivência nas parcelas controle, mostrando que as duas espécies reagiram de modo diferente aos tratamentos.

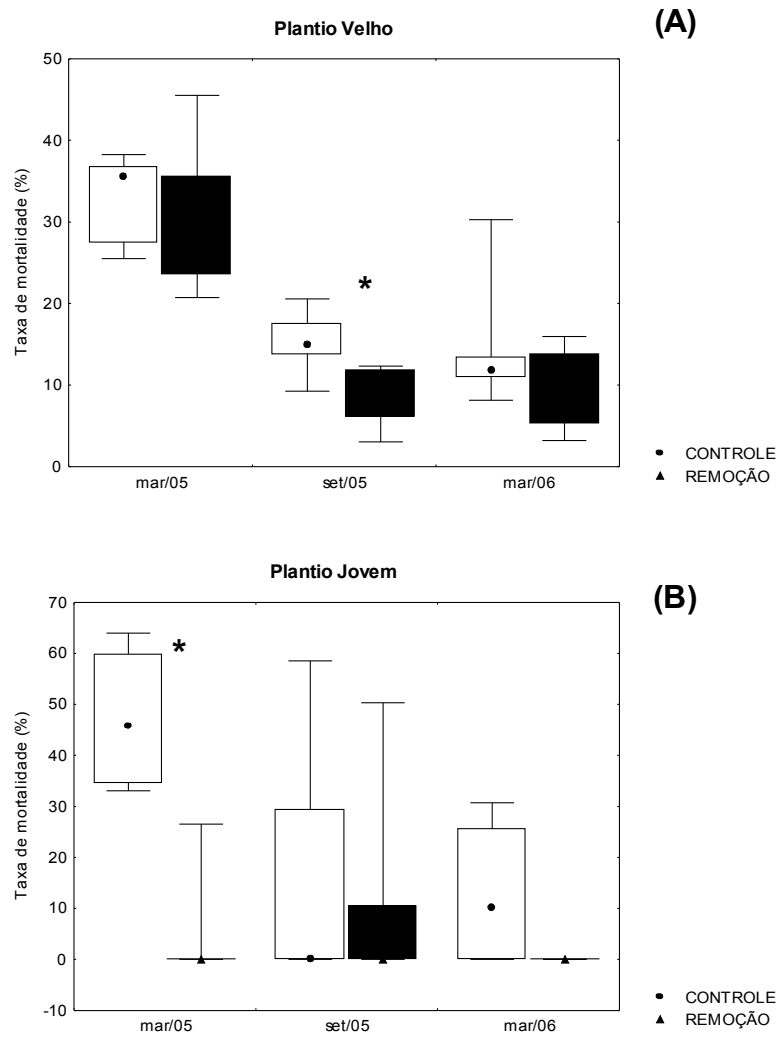


Figura 18 – Valores medianos da taxa de mortalidade de plântulas nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

(*) Representa diferença significativa entre controle e remoção no mesmo censo ao nível de significância de 0,05 (paramétrico Mann-Whitney). Box: Intervalo interquartéis, Barras: valores mínimo e máximo.

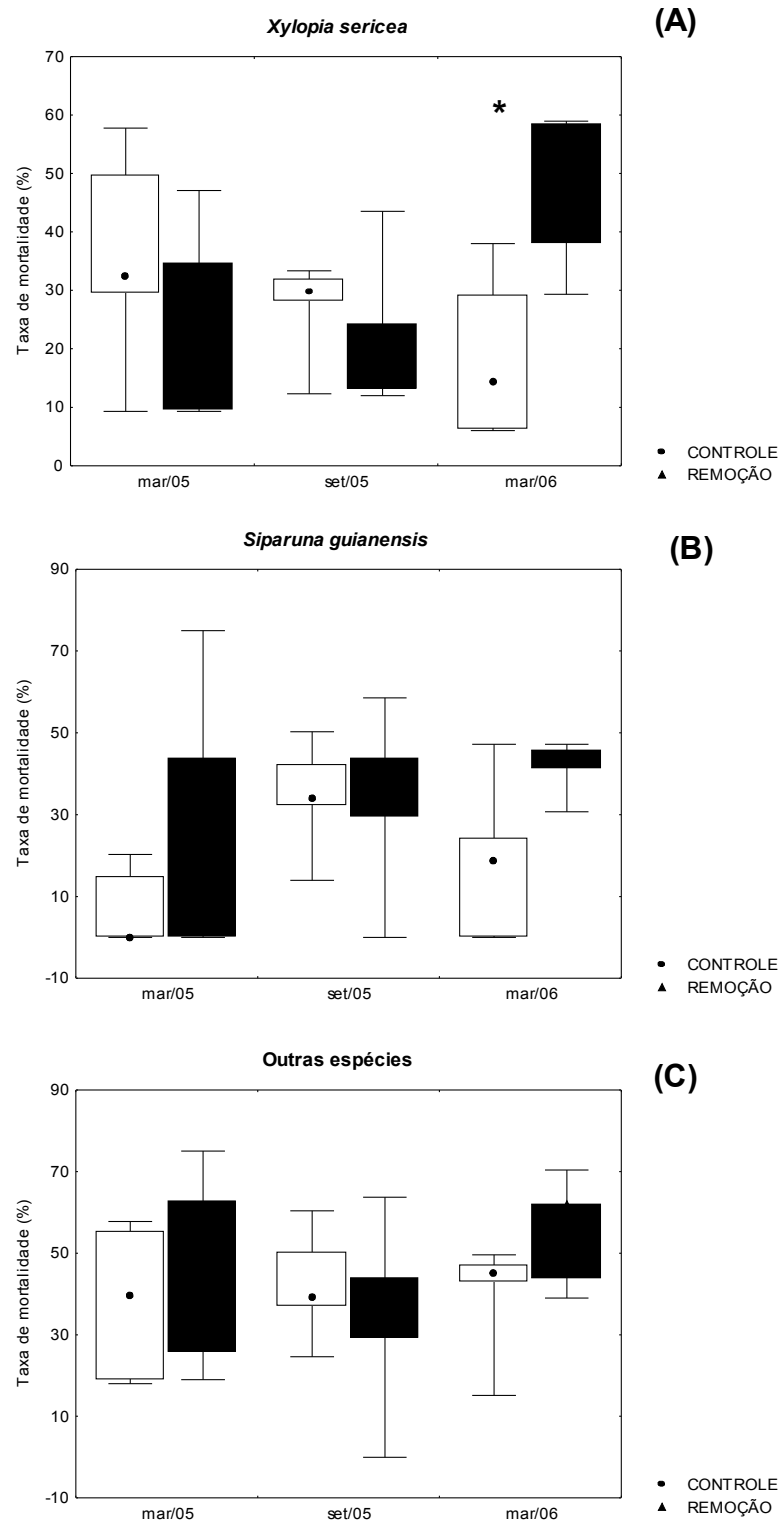


Figura 19 – Valores medianos da taxa de mortalidade de plântulas de *Xylopia sericea*, *Siparuna guianensis* e demais espécies amostradas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho de eucalipto *Corymbia citriodora* (com 36 anos) localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ. (*) Representa diferença significativa entre controle e remoção no mesmo censo ao nível de significância de 0,05 (Mann-Whitney). Box: Intervalo interquartiles, Barras: valores mínimo e máximo.

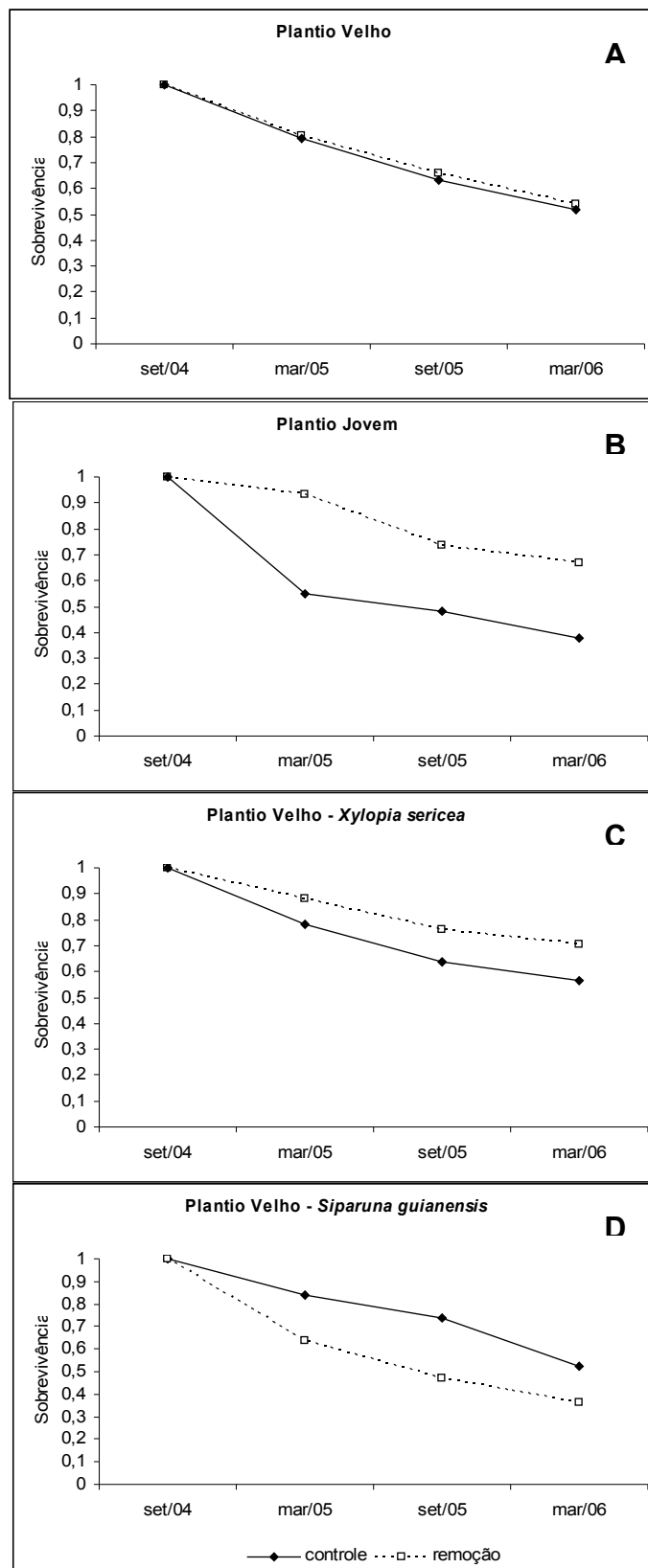


Figura 20 – Sobrevivência das plântulas amostradas em setembro/2004 nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

3.4. Crescimento

O PV apresentou nos quatro censos um grande número de indivíduos na menor classe diamétrica. As plântulas de *Xylopia sericea* apresentaram distribuição semelhante a da comunidade, enquanto a população de *Siparuna guianensis* apresentou, nas parcelas de remoção, um maior número de indivíduos com menor diâmetro nos dois últimos censos. No PJ foi observado um maior número de indivíduos na segunda classe diamétrica (Figura 21). Em relação à distribuição dos indivíduos nas classes de altura, observa-se no PV, um maior número de indivíduos na menor classe de altura tanto para a comunidade quanto para as populações de *X. sericea* e *S. guianensis* nas parcelas de remoção da serrapilheira. Nas parcelas controle deste plantio, observa-se para comunidade e para população de *X. sericea*, um maior número de indivíduos na segunda classe de altura, enquanto a população de *S. guianensis* apresenta maior número de indivíduos na primeira classe. No PJ, a maior parte dos indivíduos está distribuída nas classes de 05 a 20cm de altura e um pico é observado em setembro/2005 na classe de 5-10cm de altura provavelmente devido a um maior recrutamento neste censo (Figura 22).

O crescimento relativo em diâmetro nos 18 meses de estudo para a comunidade no PV foi de 5,3 ($\pm 2,9$) mm/mm/ano nas parcelas controle e 4,5 ($\pm 1,9$) mm/mm/ano nas parcelas de remoção de serrapilheira, enquanto no PJ foi de 5,1 ($\pm 3,8$) mm/mm/ano nas parcelas controle e 6,0 ($\pm 1,7$) mm/mm/ano nas parcelas de remoção. Os resultados mostraram que para a comunidade de plântulas amostradas nas parcelas do PV, a remoção da serrapilheira não afetou o crescimento em DAB (diâmetro basal). Entretanto queda no incremento relativo em diâmetro pode ser observada para as plântulas das parcelas de remoção da serrapilheira, apesar de não se observar diferença significativa (Figura 23A). No PJ os valores da taxa de crescimento entre controle e remoção estiveram próximos, sendo observada uma maior diferença apenas no segundo censo (março/2005), embora não seja significativa (Figura 23B). O padrão de crescimento em diâmetro observado para a comunidade de plântulas do PV se repete para a população de *X. sericea* deste plantio, maior para plântulas das parcelas de remoção no segundo censo e menor nos censos subsequentes (Figura 24A). Não foi observada diferença no crescimento relativo em diâmetro para as plântulas de *S. guianensis* amostradas nos dois

tratamentos, porém foi observada uma queda neste incremento nas parcelas controle enquanto nas de remoção o incremento relativo em diâmetro foi constante (Figura 24B). A remoção da camada de serrapilheira não afetou a taxa de crescimento relativo em diâmetro das demais espécies amostradas no PV, permanecendo quase que com o mesmo valor durante o estudo (Figura 24C).

A remoção da serrapilheira também não afetou o crescimento em altura. O crescimento relativo em altura nos 18 meses para a comunidade no PV foi de 46 ($\pm 16,0$) cm/cm/ano nas parcelas controle e 24 ($\pm 16,0$) cm/cm/ano nas parcelas de remoção de serrapilheira, enquanto no PJ foi de 54,0 ($\pm 43,0$) cm/cm/ano nas parcelas controle e 33,0 ($\pm 15,0$) cm/cm/ano nas parcelas de remoção. As plântulas amostradas na parcelas de remoção de serrapilheira do PV (Figura 25A), apresentaram em setembro/05 uma menor taxa de crescimento relativo em altura que as plântulas amostradas nas parcelas controle (Mann-Whitney, $p = 0,02$). No PJ, não houve diferença significativa do crescimento relativo em diâmetro das plântulas amostradas nas parcelas controle e de remoção da serrapilheira (Figura 25B). Apenas em setembro/2005 foi observada diferença significativa do crescimento relativo em altura para as plântulas de *X. sericea* (Mann-Whitney, $p = 0,02$), sendo maior no controle (Figura 26A). Para a população de *S. guianensis* amostrada no PV, não foi observada diferença significativa no crescimento em altura entre controle e remoção, apesar do declínio observado para as parcelas de remoção de serrapilheira (Figura 26B). As demais espécies amostradas no PV também não apresentaram diferença significativa no crescimento em altura entre remoção e controle (Figura 26C).

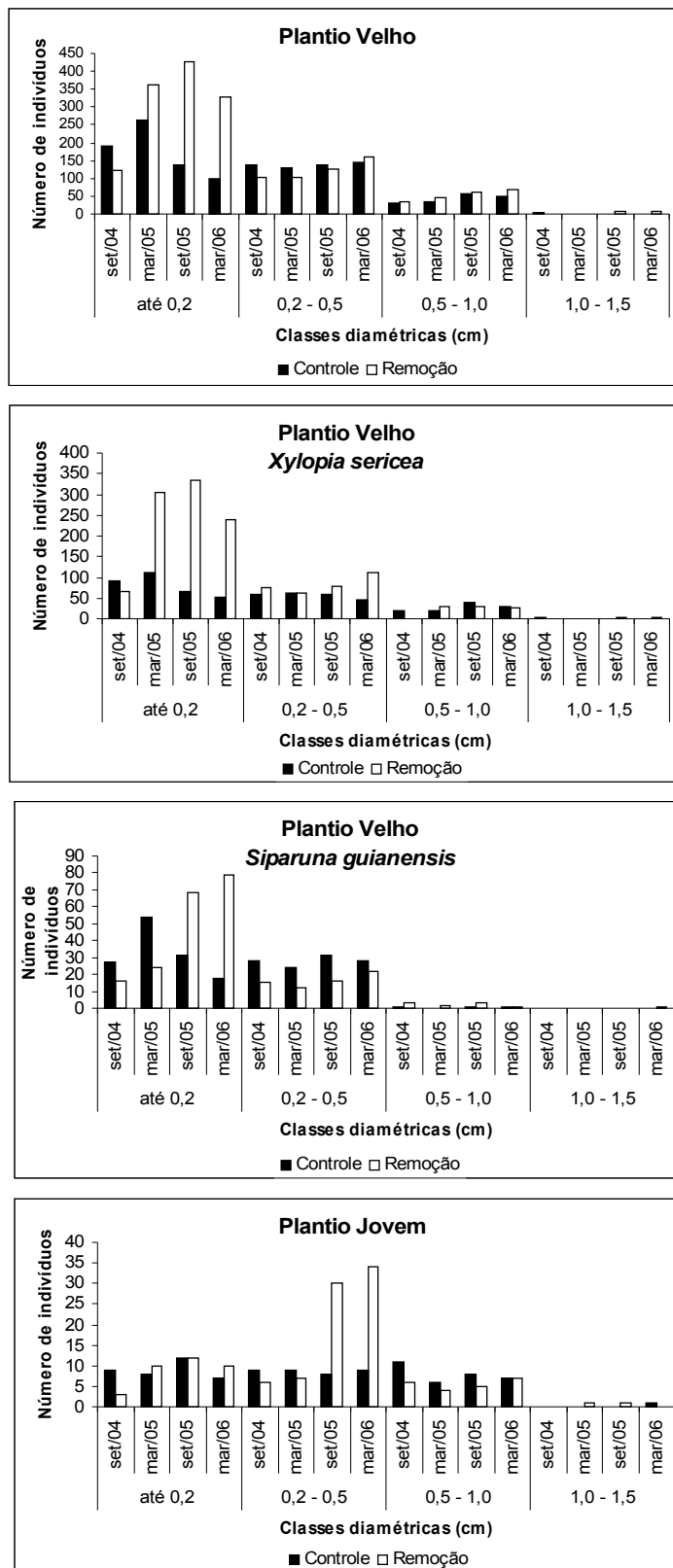


Figura 21 – Distribuição diamétrica das plântulas amostradas na parcela controle e de remoção dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

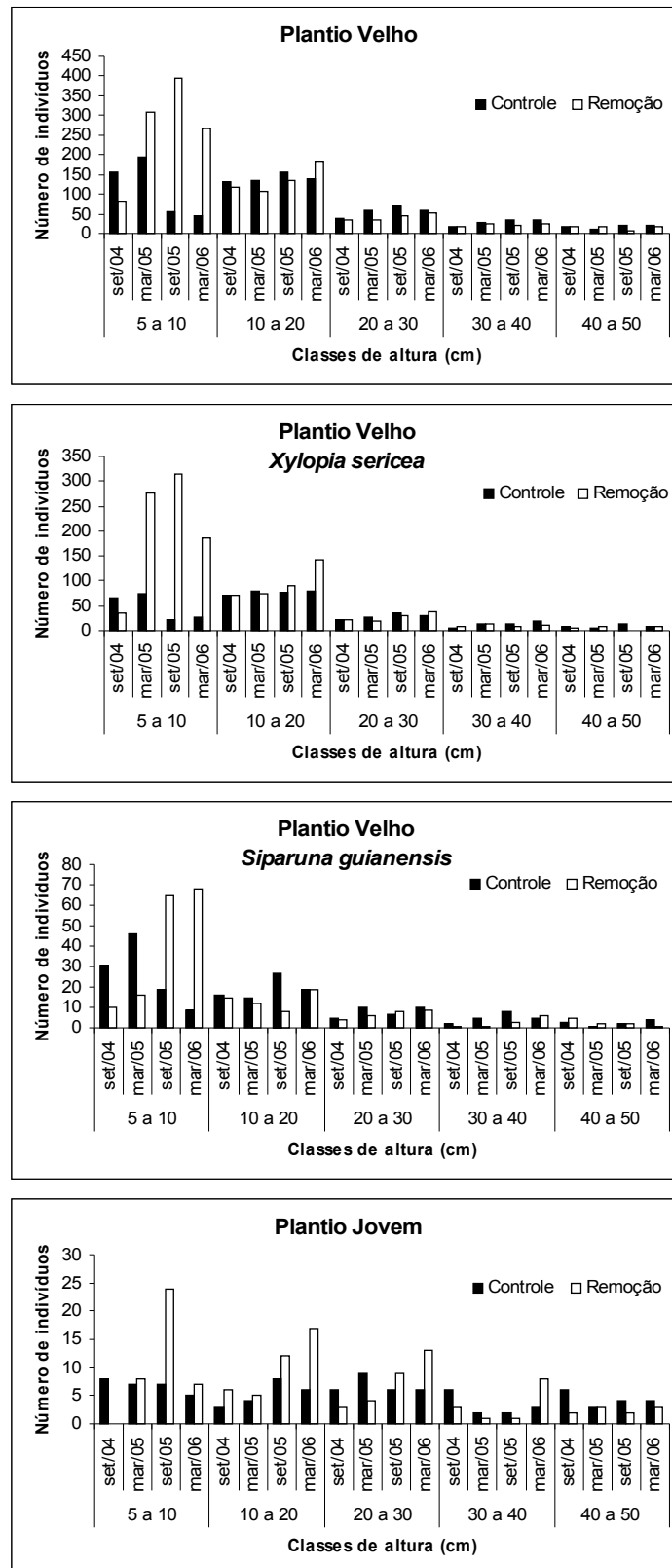


Figura 22 – Distribuição em altura das plântulas amostradas na parcela controle e de remoção dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

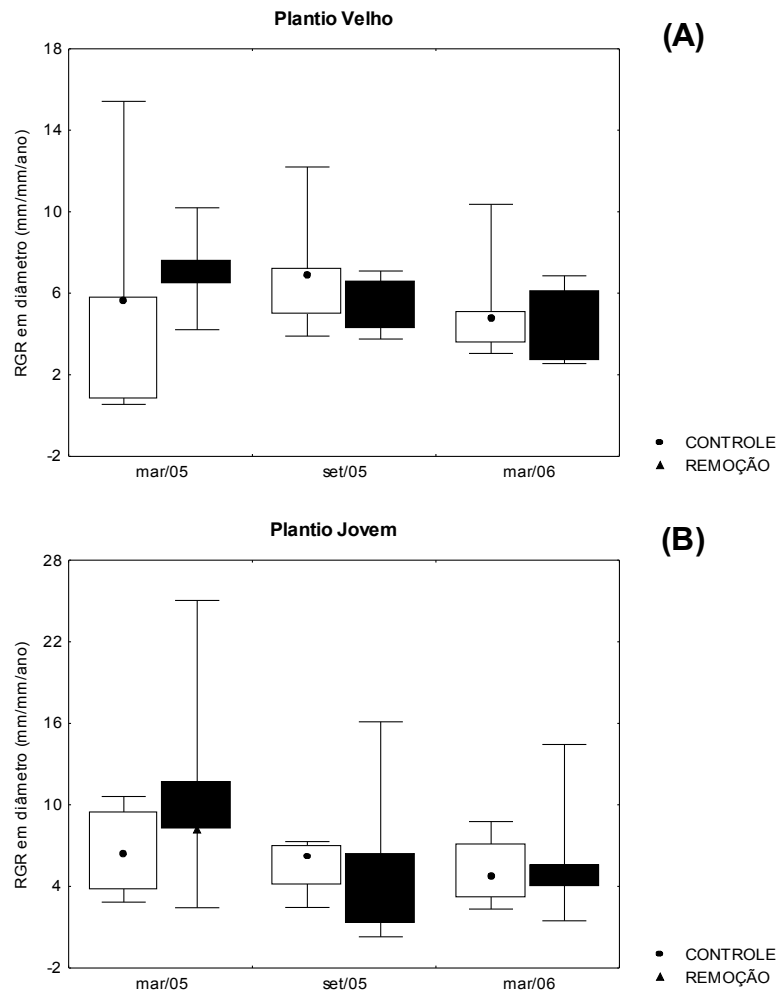


Figura 23 – Valores medianos do crescimento relativo em diâmetro da base (RGR_D) das plântulas amostradas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho de eucalipto *Corymbia citriodora* (com 36 anos) localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

Box: Intervalo interquartiles, Barras: valores mínimo e máximo.

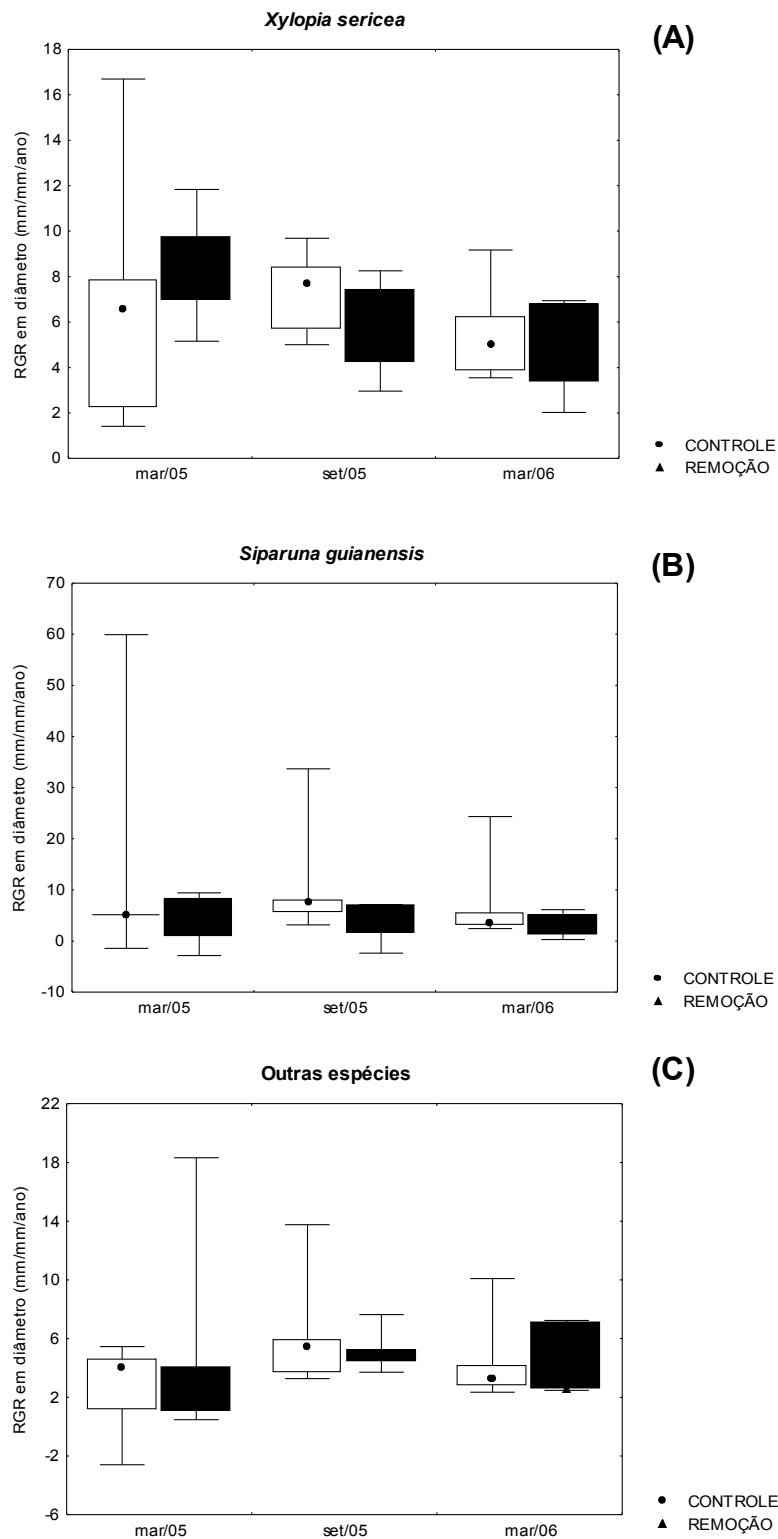


Figura 24 – Valores medianos do crescimento relativo em diâmetro da base (RGR_b) das plântulas de *Xylopi sericea*, *Siparuna guianensis* e demais espécies amostradas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

Box: Intervalo interquartiles, Barras: valores mínimo e máximo.

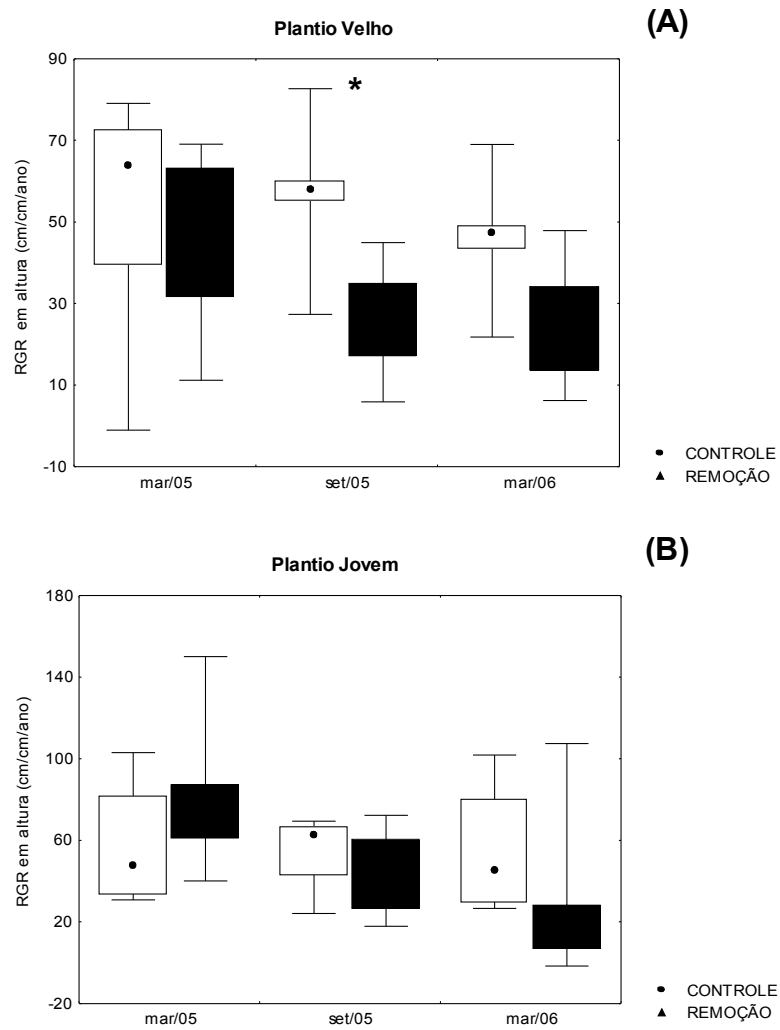


Figura 25 – Valores medianos do crescimento relativo em altura (RGR_H) das plântulas amostradas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle dos Plantios Velho (com 36 anos) e Jovem (com 13 anos) de eucalipto *Corymbia citriodora* localizados na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

(*) Representa diferença significativa de controle e remoção no mesmo censo ao nível de significância de 0,05 (Mann-Whitney). Box: Intervalo interquartiles, Barras: valores mínimo e máximo.

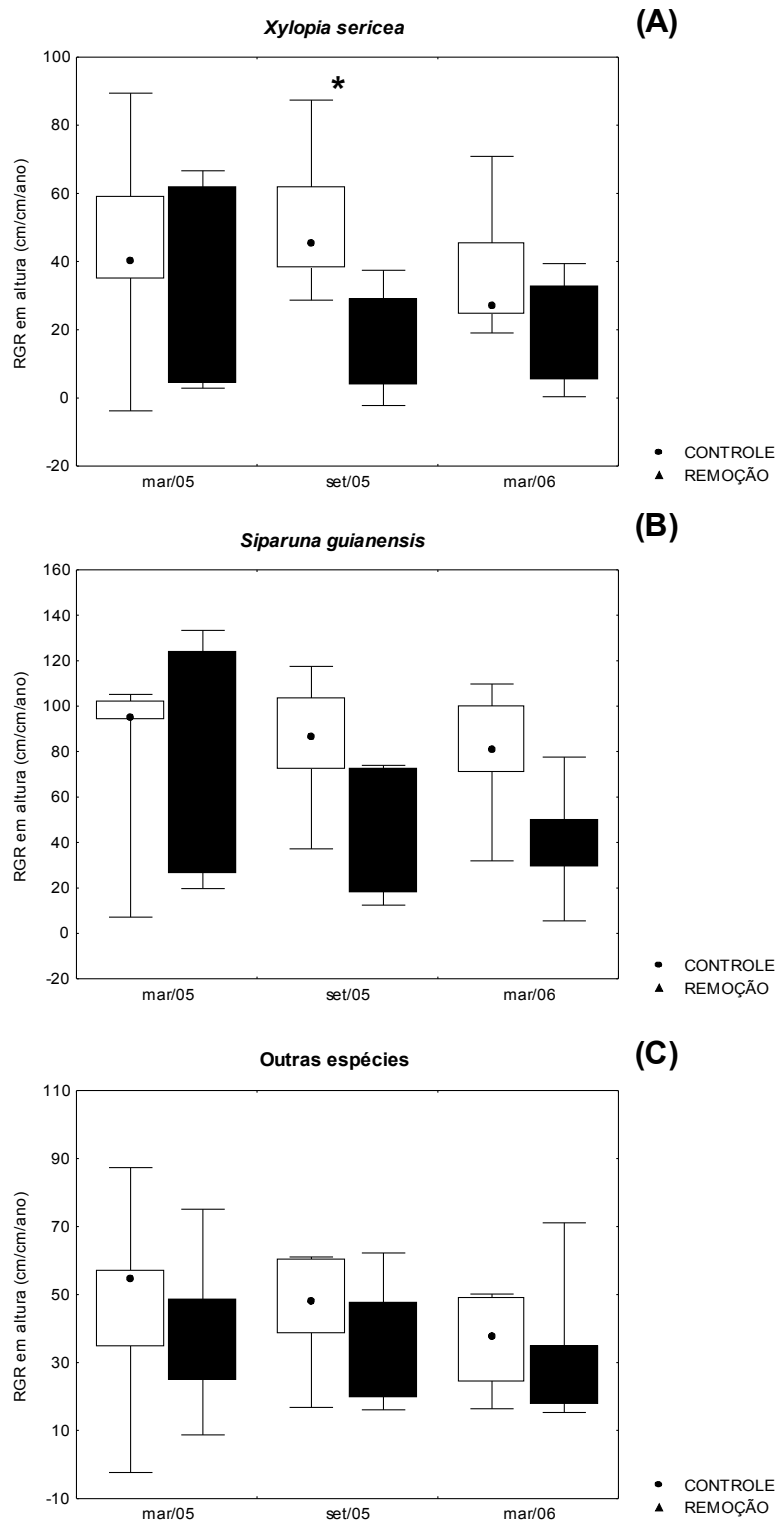


Figura 26 – Valores medianos do crescimento relativo em altura (RGR_H) das plântulas de *Xylopia sericea*, *Siparuna guianensis* e demais espécies amostradas nas parcelas com remoção da serrapilheira e nas parcelas controle do Plantio Velho de eucalipto *Corymbia citriodora* (com 36 anos) localizado na Rebio União, Rio das Ostras, RJ.

(*) Representa diferença significativa entre controle e remoção no mesmo censo ao nível de significância de 0,05 (Mann-Whitney). Box: Intervalo interquartiles, Barras: valores mínimo e máximo.

4. Discussão

4.1. Riqueza, diversidade e densidade de espécies

O número de espécies regenerando nos plantios de eucalipto na Rebio União (16 espécies no Plantio Velho e 10 no Plantio Jovem) é inferior ao registrado por Calegario *et al.*, 1993; Durigan *et al.*, 1997 e Neri *et al.*, 2005 (Tabela 4). Neri *et al.* (2005), estudando a regeneração de espécies nativas lenhosas no sub-bosque de um plantio de *Eucalyptus* em uma área de cerrado em Minas Gerais, amostraram 376 indivíduos pertencentes a 47 espécies. Durigan *et al.* (1997), estudando a regeneração natural da vegetação do cerrado sob plantios de *C. citriodora* encontraram 25 espécies para o estrato arbóreo e 49 espécies para o estrato inferior (indivíduos desde o estágio de plântulas até o limite de 5 cm de DAP). Tabarelli *et al.* (1993) em um estudo no Parque Estadual da Serra do Mar, no Núcleo de Santa Virgínia - SP, amostraram 63 espécies arbóreas em um povoamento de *Eucalyptus* spp, para regeneração natural (indivíduos com altura entre 50 cm e 1,30 m), os autores amostraram 18 espécies; Calegario *et al.* (1993) encontram 56 espécies no sub-bosque do plantio de *E. grandis* e 49 espécies no sub-bosque de um plantio de *E. paniculata*. Segundo esses autores, a baixa riqueza apresentada pelo sub-bosque de plantios de eucalipto, retrata uma menor capacidade de suporte para fauna nativa e isso reflete em um menor número de vetores para dispersão de sementes.

Os índices de diversidade nas áreas estudadas independente do tratamento (com ou sem remoção de serrapilheira) foram baixos, sendo o maior valor observado em mar/2006 nas parcelas controle do PJ, 1,75 nats/indivíduo. Estes baixos valores estão relacionados com a forte dominância de espécies como *X. sericea* e *S. guianensis* no PV e *M. coreacea* no PJ e estão abaixo dos valores reportados na literatura para regeneração natural em plantios de eucalipto no Brasil. Trabalhos como os de Saporetto Jr. *et al.* (2003) encontraram um índice de diversidade de 2,64 nats/indivíduo em seu estudo de regeneração em plantios de *E. grandis* em Bom Despacho, MG; Durigan *et al.* (1997) encontraram valor de 2,14 nats/indivíduo sob plantios de *C. citriodora* em São Paulo e Calegario *et al.* (1993) encontraram valores de 3,08 e 3,34 nats/indivíduo em plantios homogêneos de *E. paniculata* e *E. grandis* respectivamente.

A regeneração natural do sub-bosque pode ser altamente dependente de formações florestais vizinhas como fonte de diásporos (Neri *et al.*, 2005), entretanto os plantios estudados estão próximos de um remanescente de mata atlântica (o PJ está localizado a 400 m de distância de um remanescente de mata e o PV cerca de 300m) e assim não parece ser a distância o fator chave na baixa riqueza e diversidade de espécies nativas observadas nos sub-bosques dos plantios de *C. citriodora* estudados. Em um rápido inventário da avifauna realizado nos plantios estudados e na mata nativa adjacente, Bruno Renn (dados não publicados) constatou uma baixa riqueza e diversidade de aves nestes plantios. Foram observadas 17 espécies em uma hora de observação no PV, dentre as 17 espécies observadas o autor chama atenção para duas, por serem espécies restritas as formações florestais das baixadas quentes do Rio de Janeiro, o beija-flor-roxo (*Hylocharis cyanus*) e o bico-chato-amarelo (*Tolmomyias flaviventris*), ambas as espécies estão sob ameaça de extinção. No PJ não foi constada presença de avifauna em 30 minutos de observação. Foram observadas um total de 32 espécies em um total de uma hora e 44 minutos de observação na mata nativa, sendo muitas delas endêmicas e ameaçadas de extinção. Apenas seis espécies foram observadas nos dois ambientes, plantios de eucalipto e mata nativa. A baixa diversidade da avifauna observada nos plantios de eucalipto podem relacionadas possivelmente a ação repelente de *C. citriodora* e/ou baixa oferta de recursos nestes plantios. Dario *et al.* (2002) estudando o efeito da fragmentação sobre determinados grupos de aves, encontraram em plantios de *Eucalyptus* apenas espécies de pássaros que possuem boa adaptação aos ambientes que passaram por ação antrópica. Espécies tipicamente florestais e que tiveram alta frequência nos fragmentos florestais não foram observadas no povoamento homogêneo.

O fato da diversidade de espécies ter diminuído após a remoção da serrapilheira pode estar associado ao grande recrutamento de *X. sericea* e *S. guianensis*. O aumento da abundância destas duas espécies provocou uma redução na diversidade. A semelhança da densidade de plântulas no primeiro censo (setembro/2004) entre as parcelas de remoção de serrapilheira e as parcelas controle nos dois plantios de eucalipto estudados, indica que a remoção do estoque da serrapilheira em agosto de 2004, no início do experimento, não provocou arranque demasiado das plântulas.

O resultado obtido neste trabalho suporta a hipótese de que a remoção da serrapilheira influencia o estabelecimento de plântulas, como encontrado por outros estudos em florestas tropicais e temperadas (Pugaire e Lozano, 1977; Fredericksen *et al.*, 2000; Harrington e Bluhm, 2001; Santos e Válio, 2002). A serrapilheira do eucalipto pode estar afetando as propriedades químicas do solo pela liberação de compostos alelopáticos (Nishimura *et al.*, 1984), podendo atuar como inibidor da germinação e desenvolvimento de espécies nativas.

A remoção da serrapilheira favoreceu o aumento na densidade de plântulas possivelmente por remover a barreira física e química formada sobre o solo. Carson e Peterson (1990), em um estudo realizado nos Estados Unidos em uma área com 14 anos de regeneração, observaram um aumento significativo da densidade de plantas após a remoção da camada de serrapilheira. Resultados semelhantes foram observados por Dzwonko e Gawronski (2002) após cinco anos de estudo com remoção de serrapilheira no sul da Polônia e por Spackava e Leps (2004) em seu trabalho na República Tcheca.

Tabela 4 – Comparação da riqueza e diversidade de espécies (H') amostradas nos plantios de eucalipto, *Corymbia Citriodora*, localizados na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ, com outros plantios de eucalipto. Plantio Jovem (PJ) com 13 anos e Plantio Velho (PV) com 36 anos. (LI) limite de inclusão, (H') Índice de diversidade de Shannon, (h) altura, (Dap) Diâmetro a altura do peito, cerca de 1,30m de altura e (Cap) Circunferência a altura do peito.

Localidade	LI (cm)	Riqueza	H'	Referência
Rebio União/ Plantio de <i>C. citriodora</i> (PV)/ Parcelas controle	h ≥ 5	12	1,41	Este estudo
Rebio União/ Plantio de <i>C. citriodora</i> (PV)/ Parcelas de remoção	h ≥ 5	14	0,96	Este estudo
Rebio União/ Plantio de <i>C. citriodora</i> (PJ)/ Parcelas controle	h ≥ 5	10	1,75	Este estudo
Rebio União/ Plantio de <i>C. citriodora</i> (PJ)/ Parcelas de remoção	h ≥ 5	4	0,72	Este estudo
Rebio União/ Plantio de <i>C. citriodora</i> (PV)/Parcelas controle	Dap ≥ 5	20	2,24	Evaristo, 2006
Belo Oriente, MG/ Plantio de <i>E. paniculata</i>	Dap ≥ 5	49	3,08	Calegario et al., 1993
Belo Oriente, MG/ Plantio de <i>E. grandis</i>	Dap ≥ 5	56	3,34	Calegario et al., 1993
Assis, SP/ Plantio de <i>C. citriodora</i>	Dap ≥ 5	25	2,14	Durigan et al., 1997
Assis, SP/ Plantio de <i>C. citriodora</i>	Dap < 5	49	-	Durigan et al., 1997
Paraopeba, MG/ <i>Eucalyptus</i>	h ≥ 100 e Cap ≥ 10	47	2,49	Neri et al., 2005
Santa Virgínia, SP/ Plantio de <i>Eucalyptus</i> spp.	Cap ≥ 10	63	-	Tabarelli et al., 1993
Bom Despacho, MG/ Plantio de <i>E. grandis</i>	Cap ≥ 10	39	2,64	Saporetti Jr. et al., 2003
Dionísio, MG/ Plantio <i>E. grandis</i> / Floresta	Dap ≥ 5	123	-	Silva Jr. et al., 1995

4.2. Recrutamento

A serrapilheira pode representar um obstáculo para que as raízes das plântulas alcancem o solo, pode reduzir a temperatura e evaporação de água aumentando a umidade do solo, ou do contrário, pode algumas vezes funcionar como obstáculo diminuindo a entrada de água de chuva no solo, e em locais abertos, a serrapilheira pode funcionar como um filtro de luz afetando a germinação de sementes de espécies sensíveis à luminosidade (Scariot, 2000). Em um estudo na Mata de Santa Genebra, em Campinas, SP, uma floresta estacional semidecidual, Santos e Válio (2002) observaram um aumento significativo no recrutamento de plântulas em áreas onde a serrapilheira havia sido removida quando comparado ao recrutamento de plântulas nas áreas intactas da mata, sugerindo um efeito inibitório da camada de serrapilheira sobre a regeneração. Em nosso estudo, a remoção da serrapilheira também favoreceu o recrutamento de plântulas, possivelmente por remover a barreira física e química formada sobre o solo. O baixo recrutamento de plântulas no Plantio Jovem de *C. citriodora* observado para ambos os tratamentos (controle e remoção) pode estar relacionado a fatores ambientais como maior incidência de luz e maior temperatura.

A remoção da serrapilheira pode induzir a germinação de sementes pequenas. Estudos têm mostrado uma clara relação entre tamanho da semente e a habilidade para germinar sob a serrapilheira e emergir e, a regra geral tem sido de que para sementes pequenas, a inibição aumenta com o aumento da espessura da camada de serrapilheira (Dzwonko & Gawronski, 2002), enquanto sementes maiores teriam mais chances de vencer a barreira imposta pela serrapilheira. As respostas de plântulas de espécies com sementes pequenas para presença de serrapilheira é espécie-específica, podendo ser muito ou pouco afetada e variando com a espessura da camada de serrapilheira (Vazquez-Yanes e Orozco-Segovia, 1992).

Pierson e Mack (1990) observaram em estudo com remoção da camada de serrapilheira, realizado nos Estados Unidos, que o recrutamento foi dependente de características ambientais do sítio como temperatura e pluviosidade. O mesmo foi observado neste trabalho, uma vez que, o menor recrutamento de plântulas no Plantio Jovem em relação ao Plantio Velho, foi independente do tratamento (remoção ou controle), sugerindo que outros fatores como cobertura do dossel,

baixa chuva de sementes, sub-bosque dominado por gramíneas, grande incidência de luz, alta temperatura, podem estar envolvidos no baixo estabelecimento de plântulas observado no Plantio Jovem de *Corymbia citriodora* na Reserva Biológica União.

4.3. Mortalidade

Para as comunidades de plântulas amostradas nos dois plantios de eucalipto estudados, os resultados mostraram uma mortalidade maior nas parcelas controle do que nas parcelas de remoção da serrapilheira, tanto no PV quanto no PJ. Essa mortalidade nas parcelas controle pode estar relacionada a um possível efeito alelopático do *Corymbia citriodora*. Esse efeito alelopático de *C. citriodora* já foi verificado por Nishimura *et al.* (1984) e mencionado por Lima (1996); Sanginga e Swift (1992) e Ferreira e Aquila (2000). Entretanto, para a população de *X. sericea* em março/2006, a maior mortalidade foi observada nas parcelas de remoção da serrapilheira. A ausência da serrapilheira no período seco de abril a setembro/2006, quando essas plântulas foram marcadas, pode ter prejudicado a manutenção desta população, pois como mencionado anteriormente, a sobrevivência nos períodos iniciais é fundamental para garantir a manutenção de uma população e, como os censos foram realizados semestralmente não se pode precisar a época em que as plântulas morreram podendo ter ocorrido logo após a realização do censo e ter sido contabilizado apenas seis meses depois.

A alta capacidade de retenção de água da serrapilheira auxilia no controle da quantidade de água que penetra no solo evitando assim a dessecação por meio da evaporação. Estudos mostraram que a retirada da camada de serrapilheira em longo prazo causou uma redução na capacidade de retenção de água de 13-14% nas camadas superficiais do solo e 4-7% nas camadas mais profundas quando comparadas com áreas com serrapilheira (Willms *et al.*, 1986). A remoção da serrapilheira pode causar grandes variações no conteúdo de água e na temperatura do solo (Ponge *et al.*, 1993). Essas variações podem ser bastante drásticas, influenciando também a ciclagem e conseqüentemente a liberação de nutrientes para as plantas (Ogee e Brunet, 2002).

A sobrevivência da comunidade de plântulas amostrada no PV parece não ter sido afetada pela remoção da serrapilheira, entretanto *X. sericea* e *S. guianensis*, apresentaram comportamentos diferentes. Apesar das curvas de sobrevivência apresentarem um declínio semelhante no controle e remoção, a população de *X. sericea* parece ter sido beneficiada pela retirada da serrapilheira. Entretanto, o estabelecimento de *S. guianensis* parece estar sendo afetado negativamente, uma vez que, as plântulas amostradas nas parcelas de remoção apresentaram taxas de mortalidade um pouco maiores e menor taxa de incremento em altura que as plântulas amostradas nas parcelas controle. No PJ as plântulas amostradas nas parcelas de remoção da serrapilheira apresentaram maior sobrevivência que as plântulas amostradas nas parcelas controle principalmente entre os meses de setembro e março (período chuvoso). No período seco de março/05 a setembro/05, as plântulas amostradas nas parcelas de remoção apresentaram menor sobrevivência.

4.4. Crescimento

Assim como reportado no estudo de Benitez-Malvido & Kossmann-Ferraz (1999), foi observado uma taxa de crescimento em altura menor para plântulas amostradas nas parcelas onde houve remoção da serrapilheira. Os autores também observaram uma redução da taxa de crescimento em diâmetro para os indivíduos amostrados nas parcelas de remoção de serrapilheira. Sayer (2005) mostrou que em vários trabalhos com remoção de serrapilheira, ocorreu uma redução no incremento em diâmetro entre 15-20% em média após 15 anos. Lopes-Zamora *et al.* (2001) mostraram uma redução no crescimento em pequena porcentagem após 4 anos em parcelas onde a remoção da serrapilheira foi feita anualmente e nenhuma diferença no crescimento em parcelas onde a serrapilheira foi removida a cada dois, três ou quatro anos.

A manipulação da serrapilheira influencia direta e indiretamente o crescimento e a sobrevivência das plantas devido aos distúrbios causados pela alteração nas propriedades do solo e no suprimento de nutrientes (Sayer, 2005). A autora menciona ainda que mudanças no balanço hídrico e na ciclagem de nutrientes constituem influências diretas no crescimento das plantas. A compactação do solo

com a ausência da serrapilheira e outras alterações em sua estrutura afetam indiretamente o crescimento das plantas porque diminui a porosidade e assim a expansão das raízes (Sayer, 2005). Aumento ou redução no conteúdo de matéria orgânica do solo pode causar mudanças no pH e na capacidade de retenção de água do solo podendo influenciar no conteúdo de nutrientes e, conseqüentemente, no crescimento e na sobrevivência.

5. Conclusão

A remoção da camada de serrapilheira dos plantios de eucalipto estudados favoreceu o recrutamento de espécies nativas, principalmente *Xylopia sericea* e *Siparuna guianensis*.

A riqueza e a diversidade de espécies diminuíram com a remoção da camada de serrapilheira nos dois plantios estudados.

O recrutamento de plântulas no Plantio Jovem de *C. citriodora* foi baixo para ambos os tratamentos.

A remoção da serrapilheira não teve efeito sobre o crescimento, nem em altura e nem em diâmetro, das plântulas amostradas.

Com base nos resultados obtidos neste estudo, é possível concluir que a espécie de eucalipto *Corymbia citriodora* não é adequada para o uso como facilitadora da regeneração uma vez que, a camada de serrapilheira formada em seus plantios atua como barreira para a germinação das plântulas.

6. Sugestões

Generalizações quanto ao uso do eucalipto como facilitador da regeneração de espécies nativas não devem ser feitas, uma vez que, respostas distintas podem ser obtidas dependendo da espécie de eucalipto utilizada. Sendo fundamental considerar as características ecofisiológicas da espécie de eucalipto e as diferentes condições ambientais as quais está submetida.

No caso dos plantios de eucalipto localizados na Reserva Biológica União, é fundamental que seja feita uma diminuição da densidade de árvores desta espécie, visando reduzir a camada de serrapilheira produzida propiciando desta forma melhores condições para a regeneração de espécies nativas.

A investigação de um possível efeito alelopático do *Corymbia citriodora* sobre espécies nativas no campo seria de extrema importância, uma vez que, este efeito já foi constatado em laboratório sobre espécies cultiváveis.

7. Referências bibliográficas

- ATTIWIL, P. & ADAMS, M., 1993. Nutrient cycling in forests. *New Phytol*, 124: 561-582.
- BARRITT, A. R. & FACELLI, J. M. , 2001. Effects of *Casuarina pauper* litter and grove soil on emergence and growth of understory species in arid lands of South Australia. *Journal of Arid Environments* 49: 569-579.
- BENEVITEZ-MALVIDO, J. & KOSSMANN-FERRAZ, I.D., 1999. Litter cover variability affects seedling performance and herbivory. *Biotropica* 31(4): 598-606.
- BROWER, J. E. & ZAR, J. H., 1984. Field and laboratory methods for general ecology. 2nd ed., W.C. Brown Company Publishers, Iowa. 226 p.
- CALEGARIO, N.; SOUZA, A. L.; MARANGON, L. C. & SILVA, A. F., 1993. Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de *Eucalyptus*. *Revista Árvore* 17(1): 16-29.
- CAMPOS, J. B. & SOUZA, M. C., 2003. Potential for natural Forest regeneration from seed bank in an upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46(4): 625-639.
- CARNEIRO, P. H. M., 2002. Caracterização florística, estrutural e da dinâmica da regeneração de espécies nativas em um povoamento comercial de *Eucalyptus grandis* em Itatinga, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, SP.
- CARSON, W. P. & PETERSON, C. J., 1990. The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* 85:8-13.

- COSTA, G. S., 2002. Decomposição da serrapilheira em florestas plantadas e fragmentos de Mata Atlântica na Região Norte Fluminense. Tese de Doutorado. UENF. Campos dos Goytacazes, RJ.
- DARIO, F. R.; VINCENZO, M. C. V. & ALMEIDA, A. F., 2002. Avifauna em fragmentos de Mata Atlântica. *Ciência Rural* 32(6): 989-996.
- DENSLOW, J.S., 1991. The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of *Inga* seedlings. *Biotropica* 23(3): 225-234.
- DURIGAN, G.; FRANCO, G. A. D. C.; PASTORE, J. A. E AGUIAR, O. T., 1997. Regeneração natural da vegetação de cerrado sob floresta de *Eucaliptus citriodora*. *Revista do Instituto Florestal* 9(1): 71-85.
- DZWONKO, Z. & GAWRONSKI, S., 2002. Influence of litter and weather on seedling recruitment in a mixed Oak-Pine woodland. *Annals of Botany* 90: 245-251.
- EVARISTO, V. T., 2006. Dinâmica da comunidade arbustivo-arbórea de mata atlântica em plantios abandonados de eucalipto Reserva Biológica União. Monografia. UENF. Campos dos Goytacazes, RJ.
- FACELLI, J. M. & PICKETT, S. T. A., 1991. Plant litter: it's dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review* 57, 1-32.
- FERREIRA, A.G. & AQUILA, M.E.A., 2000. Alelopatia: Uma área emergente da ecofisiologia. *Revista Brasileira de Fisiol. Veg.* 12(Edição Especial): 175-204.
- FEYERA, S.; BECK, E. & LÜTTGE, U., 2002. Exotic trees as nurse-trees for the regeneration of tropical forests. *Tree* 16: 245-249.

- FISK, M. C. & FAHEY, T. J., 2001. Microbial biomass and nitrogen cycling responses to fertilization and litter removal in young northern hardwood forests. *Biogeochemistry* 53: 201–223.
- FREDERICKSEN, T. S., JUSTINIANA, M.J., MOSTCEDO, B., KENNARD, D. & McDONALD, L. 2000. Comparative regeneration ecology of three leguminous timber species in Bolivian dry tropical forest. *New for.* 20: 45-64.
- FROUFE, L.C.M., 2003. Decomposição de folhas de plantios de eucalipto e pupunha e em um fragmento da Mata Atlântica, no Norte Fluminense. Tese de doutorado. UENF. Campos dos Goytacazes, RJ.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2002. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período 1995-2000. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- GAMA-RODRIGUES, A. C. & BARROS, N. F., 2002. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. *Revista Árvore*, 26(2): 193-207.
- GARWOOD, N.C., 1989. Tropical soil seed banks: a review, pp. 149-209. *In*: M.A. Leck, V.T. Parker & R.L. Simpson (eds.), *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego. *Apud* MANTOVANI, W.; TABARELLI, M. & BAIDER, C.; 1999. O banco de sementes de um trecho de Floresta Atlântica Montana (São Paulo, Brasil). *Ver. Brasil. Biol.* 59(2): 319-328.
- GOMEZ, A.; POWERS, R. F.; SINGER, M. J. & HORWAT, W. R., 2002. Soil Compaction Effects on Growth of Young Ponderosa Pine Following Litter Removal in California's Sierra Nevada. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1334–1343.
- GONZALEZ, G. & ZOU, X., 1999. Plant and litter influences on earthworm abundance and community structure in a tropical wet forest. *Biotropica* 31: 486–493.

- GOTELLI, N.J. & G.L. ENTSMINGER. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- HARRINGTON, T.B. & BLUHM, A. 2001. Tree regeneration responses to microsite characteristics following a severe tornado in the Georgia Piedmont, USA. *For. Ecol. Manage.* 140: 265-275.
- HUNT, R., 1990. Basic growth analysis. Unwin Hyman, London, England.
- JONHSON, L. A. & HILL, H. D., 1995. systematic studies in the eucalypts. A revision of the bloowoods, genus *Corymbia* (Myrtaceae). Pp. 185-504. Volume 6, Part 2-3.
- LI, Y., XU, M., SUN, O. J. & CUI, W. (2004). Effects of root and litter exclusion on soil CO₂ e.ux and microbial biomass in wet tropical forests. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 2111–2114.
- LIMA, W. P., 1996. Impacto Ambiental do Eucalipto. Ed. Universidade de São Paulo, SP.
- LOPEZ-ZAMORA, I.; DURYEY, M. L., McCORMAC WILD, C.; COMERFORD, N. B. & NEARY, D. G., 2001. Effect of pine needle removal and fertilization on tree growth and soil P availability in a *Pinus elliotii* Englem var. *elliotii* stand. *Forest Ecology and Management* 148: 125-134.
- LOUZADA, J.N.C.; SCHOEREDER, J.H. & PAULO DE MARCO, JR., 1997. Litter decomposition in semideciduous Forest and Eucalyptus spp. Crop in Brazil: a comparison. *For. Ecol. Manag.*, 94: 31-36.
- MIRANDA, C. DO C., CANELLAS, I. P. & NASCIMENTO, M. T., 2007. Caracterização da matéria orgânica do solo em fragmentos de Mata Atlântica e

em plantios abandonados de eucalipto, Reserva Biológica União, RJ. Revista Brasileira de Ciências do Solo (no prelo).

- MO, J., BROWN, S., PENG, S. & KONG, G., 2003. Nitrogen availability in disturbed, rehabilitated and mature forests of tropical China. *Forest Ecology and Management* 175, 573–583.
- MONTAGNINI, F. & JORDAN, C. F., 2002. Em ARATO, H. D., MARTINS, S. V. & FERRARI, S. H., 2003. Produção e decomposição de serrapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa, MG. *Ver. Árvore*, 27(5): 101-109.
- MORTON, J.F., 1981. Atlas of medicinal plants of middle America. Bahamas to Yucatan. C.C. Thomas, Springfield, IL. *Apud* COSTA, G.S., 2002. Decomposição da serrapilheira em florestas plantadas e fragmentos de Mata Atlântica na Região Norte Fluminense. Tese de Doutorado. UENF. Campos dos Goytacazes, RJ.
- NÉRI, A. V., CAMPOS, E. P. DE, DUARTE, T. G., MEIRA NETO, J. A. A., SILVA, A. F. DA & VALENTE, G. E., 2005. Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de *Eucalyptus* em área de Cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil. *Acata. Bot. Bras.* 19(2): 369-376.
- NISHIMURA, H.; NAKAMURA, T. & MIZUTANI, J., 1984. Allelopathic effects of p-methane-3,8-diols in *Eucalyptus citriodora*. *Phytochemistry*, 23(12): 2777-2779.
- NOGUEIRA, J.C.B. & NOGUEIRA, L.T., 1991. Regeneração natural de mata ciliar na Estação Ecológica de Bauru. *Revista do Instituto Florestal, Piracicaba*, 3(2): 157-162.
- OGEE, J. & BRUNET, Y. (2002). A forest model for heat and moisture including a litter layer. *Journal of Hydrology* 255: 212–233.

- PIERSON, E. A. & MACK, R. N., 1990. The population biology of *Bromus tectorum* in forests: effect of disturbance, grazing, and litter on seedling establishment and reproduction. *Oecologia* 84: 526-533.
- PONGE, J. F., ARPIN, P. & VANNIER, G. (1993). Collembolan response to experimental perturbations of litter supply in a temperate forest ecosystem. *European Journal of Soil Science* 29, 141–153.
- PUGAIRE, F.I. & LOZANO, J. 1997. Effects of soil disturbance, fire and litter accumulation on the establishment of *Cistus clusii* seedlings. *Plant Ecology* 131: 207-213.
- RABELO, G. R., 2003. Florística e estrutura da regeneração de espécies nativas de Mata Atlântica em plantios de *Eucalyptus citriodora* Hook de diferentes idades e após 6 anos de abandono na REBIO União, RJ. Monografia. UENF. Campos dos Goytacazes, RJ.
- RADAMBRASIL, 1983. Levantamento de recursos naturais. Ministério das Minas e Energia, v.32, Rio de Janeiro. 768 p.
- RODRIGUES, P. J. F. P., 2004. A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na mata atlântica fragmentada. 2004. 136 f. Tese de Doutorado. UENF, Campos dos Goytacazes, RJ.
- SANDERS, H., 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist* 102: 243-282.
- SANGINGA, N. & SWFIT, M.J., 1992. Nutricional effects of Eucalyptus litter on the growth maize (*Zea mays*). *Agric. Eco. Environ.*, 41: 55-65.

- SANTOS, S.L. DOS & VÁLIO, I.F.M., 2002. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. *Revista Brasil. Bot.*, 25(1): 89-92.
- SAPORETTI Jr., A. W.; MEIRA NETO, J. A. A. & ALMADO, R. P., 2003. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill. Ex. maiden no município de Bom Despacho, MG. *Revista Árvore* 27(6): 905-910.
- SARTORI, M. S.; POGGIANI, F. & ENGEL, V. L., 2002. Regeneração da vegetação arbórea de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith localizado no Estado de São Paulo. *Scientia Forestalis* 62: 86-103.
- SAYER, E. J., 2005. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biol. Rev.*, 80: 1-31.
- SCARIOT, A., 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian Forest fragments. *Biotropica* 32(4a): 662-669.
- SCHUMANN, A.W.; LITTLE, K.M. & ECCLES, N.S., 1995. Suppression of seed germination and early seedling growth by plantation harvest residues. *South African Journal of Plant and Soil*, 12: 170-172.
- SHEIL, D., BURSLEM, D. F. R. P. & ALDER, D., 1995. The interpretação and misinterpretação of mortality rate measures. *Journal of Ecology* 83: 331-333.
- SHEPHERD, G. J., 1995. FITOPAC: Manual do usuário. Departamento de Botânica. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP. 1995.
- SILVA JÚNIOR, M. C.; SCARANO, F. R. & CARDEL, F. S., 1995. Regeneration of an Atlantic Forest formation in the understory of an *Eucalyptus grandis* plantation in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 11: 147-152.

- SOUZA, J. A. & DAVIDE, A. C., 2001. Decomposição de serrapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e de eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. CERNE, 7(1): 101-113.
- SPACKAVA, I. & LEPS, J., 2004. Variability of seedling recruitment under dominant, moss, and litter removal over four years. Folia Geobotanica 29: 41-55.
- SWAINE, M. D. & LIEBERMAN, D., 1987. Note on the calculation of mortality rates. Journal of tropical Ecology 3(4): Special Issue.
- TABARELLI, M.; VILLANI, J. P. & MANTOVANI, W., 1993. A recuperação da floresta atlântica sob plantios de *Eucalyptus* no núcleo Santa Virgínia, SP. Revista do Instituto Florestal 5(2): 182-201.
- TESCH, E. dos R., 2005. Produção de serrapilheira em três plantios de eucalipto (*Corymbia citriodora* (Hook) L. A. Johnson & K. D. Hill), de diferentes idades, com sub-bosque de mata nativa em regeneração, na Reserva Biológica União, RJ. Monografia. UENF. Campos dos Goytacazes, RJ.
- UHL, C., 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. J. Ecol., 75: 377-407.
- VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., CAPANU, M., LITTELL, R., DAVIDSON, E. A., ISHIDA, F. Y., SANTOS, E. B., ARAUJO, M. M., ARAGAO, D. V., RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T., OLIVEIRA, F. D., MCDOWELL, W.H. & DE CARVALHO, C. J. R. (2004). Moisture and substrate availability constrain soil trace gas fluxes in an eastern Amazonian regrowth forest. Global Biogeochemical Cycles 18. Em: SAYER, E. J., 2005. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. Biol. Rev., 80: 1-31.

- VAZQUEZ-YANES, C. & OROZCO-SEGOVIA, A., 1992. Effects of litter from a tropical rainforest on tree seed germination and establishment under controlled conditions. *Tree Physiology* 11, 391-400.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A., 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, 124 p.
- VIEIRA, I. G., 2004. Estudo de caracteres silviculturais e de produção de óleo essencial de progênies de *Corymbia citriodora* (Hook) K. D. Hill & L. A. S. Johnson procedente de Anhembi SP – Brasil, Ex. Atherton QLD – Austrália. Tese Mestrado. Piracicaba, SP.
- VILLELA, D. M., NASCIMENTO, M. T., MAZUREC, A. P., GONÇALVES, G. M. & REZENDE, C. E., 2001. Soil chemical properties under *Eucalyptus citriodora* plantations of different ages after 9-year period of abandonment in União Biological reserve, Rio de Janeiro state, Brazil. 3^o Internattional Conference on Land Degradation and Meeting of the IUSS Subcommittee C – Soil and Water Conservation. Rio de Janeiro, Brazil.
- VITTI, A. M. S. & BRITO, J. O., 2003. Óleo essencial de eucalipto. Documentos florestais, nº 17, p.1-26. Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.
- WILLMS, W.D.; SMOLIAK, S. & BAILEY, A.W., 1986. Herbage Production Following Litter Removal on Alberta Native Grasslands. *Journal of range management*, 39(6): 1-10.
- ZAR, J. H., 1996. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, New Jersey.

8. Apêndice

Resultado do teste estatístico Mann-Whitney para os parâmetros analisados nos quatro censos (set/04, mar/05, set/05 e mar/06) nos plantios de eucalipto, *Corymbia citriodora*, localizados na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ. Plantio Velho com 36 anos e Plantio Jovem com 13 anos. (RGR) Relative growth rate (Taxa de crescimento relativo), (DAB) Diâmetro da base e (h) altura. (C) Controle e (R) Remoção

Dado	Local	Censo	Rank Sum		U	Z	p-level	Z adjusted	p-level	
			C	R						
Densidade	Comunidade	Plantio Velho	set/04	32,0	23,0	8,0	0,940	0,347	0,945	0,344
Densidade	Comunidade	Plantio Velho	mar/05	26,0	29,0	11,0	-0,313	0,754	-0,313	0,754
Densidade	Comunidade	Plantio Velho	set/05	17,0	38,0	2,0	-2,193	0,028	-2,193	0,028
Densidade	Comunidade	Plantio Velho	mar/06	17,0	38,0	2,0	-2,193	0,028	-2,206	0,027
Densidade	Comunidade	Plantio Jovem	set/04	32,0	23,0	8,0	0,940	0,347	0,942	0,345
Densidade	Comunidade	Plantio Jovem	mar/05	29,0	26,0	11,0	0,313	0,754	0,314	0,753
Densidade	Comunidade	Plantio Jovem	set/05	25,0	30,0	10,0	-5,220	0,601	-5,230	0,600
Densidade	Comunidade	Plantio Jovem	mar/06	24,5	30,5	9,5	-0,626	0,530	-0,632	0,527
Densidade	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	set/04	31,0	24,0	9,0	0,731	0,464	0,735	0,461
Densidade	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	mar/05	19,0	36,0	4,0	-1,775	0,075	-1,775	0,075
Densidade	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	set/05	15,5	39,5	0,5	-2,506	0,012	-2,522	0,011
Densidade	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	mar/06	17,0	38,0	2,0	-2,193	0,028	-2,200	0,027
Densidade	<i>S. guianensis</i>	Plantio Velho	set/04	28,5	26,5	11,5	0,208	0,834	0,210	0,833
Densidade	<i>S. guianensis</i>	Plantio Velho	mar/05	30,5	24,5	9,5	0,626	0,530	0,630	0,528
Densidade	<i>S. guianensis</i>	Plantio Velho	set/05	21,0	34,0	6,0	-1,357	0,174	-1,357	0,174
Densidade	<i>S. guianensis</i>	Plantio Velho	mar/06	19,0	36,0	4,0	-1,770	0,075	-1,797	0,072
Densidade	Outras espécies	Plantio Velho	set/04	32,0	23,0	8,0	0,940	0,347	0,945	0,344
Densidade	Outras espécies	Plantio Velho	mar/05	37,0	18,0	3,0	1,984	0,047	1,990	0,046
Densidade	Outras espécies	Plantio Velho	set/05	31,0	24,0	9,0	0,731	0,464	0,735	0,461
Densidade	Outras espécies	Plantio Velho	mar/06	31,0	24,0	9,0	0,731	0,464	0,731	0,464
Recrutamento	Comunidade	Plantio Velho	mar/05	17,0	38,0	2,0	-2,193	0,028	-2,193	0,028
Recrutamento	Comunidade	Plantio Velho	set/05	16,0	39,0	1,0	-2,402	0,016	-2,402	0,016
Recrutamento	Comunidade	Plantio Velho	mar/06	16,0	39,0	1,0	-2,402	0,016	-2,402	0,016
Recrutamento	Comunidade	Plantio Jovem	mar/05	29,0	26,0	11,0	0,313	0,754	0,334	0,738
Recrutamento	Comunidade	Plantio Jovem	set/05	22,5	32,5	7,5	-1,044	0,296	-1,047	0,294
Recrutamento	Comunidade	Plantio Jovem	mar/06	30,0	25,0	10,0	0,522	0,601	0,530	0,595
Recrutamento	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	mar/05	15,0	40,0	0,0	-2,611	0,009	-2,611	0,009
Recrutamento	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	set/05	19,0	36,0	4,0	-1,775	0,075	-1,775	0,075
Recrutamento	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	mar/06	20,0	35,0	5,0	-1,566	0,117	-1,571	0,116
Recrutamento	<i>S. guianensis</i>	Plantio Velho	mar/05	26,0	29,0	11,0	-0,313	0,754	-0,314	0,753

Recrutamento	S. <i>guianensis</i>	Plantio Velho	set/05	15,0	40,0	0,0	-2,611	0,009	-2,611	0,009
Recrutamento	S. <i>guianensis</i>	Plantio Velho	mar/06	15,0	40,0	0,0	-2,611	0,009	-2,694	0,007
Recrutamento	Outras espécies	Plantio Velho	mar/05	35,0	20,0	5,0	1,566	0,117	1,566	0,117
Recrutamento	Outras espécies	Plantio Velho	set/05	18,5	36,5	3,5	-1,880	0,601	-1,885	0,059
Recrutamento	Outras espécies	Plantio Velho	mar/06	15,0	40,0	0,0	-2,611	0,009	-2,651	0,008
Mortalidade	Comunidade	Plantio Velho	mar/05	30,0	25,0	10,0	0,522	0,601	0,522	0,601
Mortalidade	Comunidade	Plantio Velho	set/05	38,0	17,0	2,0	2,193	0,028	2,193	0,028
Mortalidade	Comunidade	Plantio Velho	mar/06	31,0	24,0	9,0	0,731	0,464	0,731	0,464
Mortalidade	Comunidade	Plantio Jovem	mar/05	37,0	18,0	3,0	1,984	0,047	2,116	0,034
Mortalidade	Comunidade	Plantio Jovem	set/05	26,0	29,0	11,0	-0,313	0,754	-0,385	0,699
Mortalidade	Comunidade	Plantio Jovem	mar/06	32,5	22,5	7,5	1,044	0,296	1,490	0,136
Mortalidade	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	mar/05	31,5	23,5	8,5	0,835	0,403	0,838	0,401
Mortalidade	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	set/05	32,0	23,0	8,0	0,940	0,347	0,940	0,347
Mortalidade	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	mar/06	17,0	38,0	2,0	-2,193	0,028	-2,193	0,028
Mortalidade	S. <i>guianensis</i>	Plantio Velho	mar/05	22,0	33,0	7,0	-1,148	0,250	-1,225	0,220
Mortalidade	S. <i>guianensis</i>	Plantio Velho	set/05	27,0	28,0	12,0	-0,104	0,916	-0,104	0,916
Mortalidade	S. <i>guianensis</i>	Plantio Velho	mar/06	19,5	35,5	4,5	-1,671	0,094	-1,681	0,092
Mortalidade	Outras espécies	Plantio Velho	mar/05	23,5	31,5	8,5	-0,835	0,403	-0,838	0,401
Mortalidade	Outras espécies	Plantio Velho	set/05	30,0	25,0	10,0	0,522	0,601	0,522	0,601
Mortalidade	Outras espécies	Plantio Velho	mar/06	22,0	33,0	7,0	-1,148	0,250	-1,152	0,249
RGR DAB	Comunidade	Plantio Velho	mar/05	22,0	33,0	7,0	-1,148	0,250	-1,148	0,250
RGR DAB	Comunidade	Plantio Velho	set/05	33,0	22,0	7,0	1,148	0,250	1,148	0,250
RGR DAB	Comunidade	Plantio Velho	mar/06	30,0	25,0	10,0	0,522	0,601	0,522	0,601
RGR DAB	Comunidade	Plantio Jovem	mar/05	15,0	30,0	5,0	-1,224	0,220	-1,224	0,220
RGR DAB	Comunidade	Plantio Jovem	set/05	20,0	25,0	10,0	0,000	1,000	0,000	1,000
RGR DAB	Comunidade	Plantio Jovem	mar/06	18,0	27,0	8,0	-0,489	0,624	-0,489	0,624
RGR DAB	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	mar/05	23,0	32,0	8,0	-0,940	0,347	-0,940	0,347
RGR DAB	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	set/05	34,0	21,0	6,0	1,357	0,174	1,357	0,174
RGR DAB	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	mar/06	30,0	25,0	10,0	0,522	0,601	0,522	0,601
RGR DAB	S. <i>guianensis</i>	Plantio Velho	mar/05	27,0	28,0	12,0	-0,104	0,916	-0,104	0,916
RGR DAB	S. <i>guianensis</i>	Plantio Velho	set/05	35,0	20,0	5,0	1,566	0,117	1,566	0,117
RGR DAB	S. <i>guianensis</i>	Plantio Velho	mar/06	33,0	22,0	7,0	1,148	0,250	1,148	0,250
RGR DAB	Outras espécies	Plantio Velho	mar/05	28,0	27,0	12,0	0,104	0,916	0,104	0,916
RGR DAB	Outras espécies	Plantio Velho	set/05	28,0	27,0	12,0	0,104	0,916	0,104	0,916
RGR DAB	Outras espécies	Plantio Velho	mar/06	29,0	26,0	11,0	0,313	0,754	0,313	0,754
RGR h	Comunidade	Plantio Velho	mar/05	32,0	23,0	8,0	0,940	0,347	0,940	0,347
RGR h	Comunidade	Plantio Velho	set/05	38,0	17,0	2,0	2,193	0,028	2,193	0,028
RGR h	Comunidade	Plantio Velho	mar/06	35,0	20,0	5,0	1,560	0,117	1,566	0,117

RGR h	Comunidade	Plantio Jovem	mar/05	14,0	31,0	4,0	-1,469	0,141	-1,469	0,141
RGR h	Comunidade	Plantio Jovem	set/05	19,0	26,0	9,0	-0,244	0,806	-0,244	0,806
RGR h	Comunidade	Plantio Jovem	mar/06	23,0	22,0	7,0	0,734	0,462	0,734	0,462
RGR h	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	mar/05	29,0	26,0	11,0	0,313	0,754	0,313	0,754
RGR h	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	set/05	38,0	17,0	2,0	2,193	0,028	2,193	0,028
RGR h	<i>X. sericea</i>	Plantio Velho	mar/06	32,0	23,0	8,0	0,940	0,347	0,940	0,347
RGR h	<i>S. guianensis</i>	Plantio Velho	mar/05	27,0	28,0	12,0	-0,104	0,916	-0,104	0,916
RGR h	<i>S. guianensis</i>	Plantio Velho	set/05	35,0	20,0	5,0	1,566	0,117	1,566	0,117
RGR h	<i>S. guianensis</i>	Plantio Velho	mar/06	36,0	19,0	4,0	1,775	0,075	1,775	0,075
RGR h	Outras espécies	Plantio Velho	mar/05	31,0	24,0	9,0	0,731	0,464	0,731	0,464
RGR h	Outras espécies	Plantio Velho	set/05	31,0	24,0	9,0	0,731	0,464	0,731	0,464
RGR h	Outras espécies	Plantio Velho	mar/06	30,0	25,0	10,0	0,522	0,601	0,522	0,601