

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS

TESE

**Funcionalidade de núcleos de *Clidemia urceolata* DC. na
recuperação de ambientes perturbados da Mata Atlântica**

Cristiana do Couto Miranda

2012



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

**FUNCIONALIDADE DE NÚCLEOS DE *Clidemia urceolata* DC.
NA RECUPERAÇÃO DE AMBIENTES PERTURBADOS DA
MATA ATLÂNTICA**

CRISTIANA DO COUTO MIRANDA

Sob a Orientação do Professor

Ricardo Valcarcel

e

Co-orientação do Professor

André Felipe Nunes-Freitas

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2012

634.956
M672f
T

Miranda, Cristiana do Couto, 1980-
Funcionalidade de núcleos de *Clidemia urceolata* DC. na
recuperação de ambientes perturbados da Mata Atlântica /
Cristiana do Couto Miranda – 2012.
154 f.: il.

Orientador: Ricardo Valcarcel.

Tese (doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de
Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais e Florestais.

Bibliografia: f. 116-134.

1. Recuperação ecológica - Teses. 2. Mata Atlântica -
Teses. 3. Plantas para recuperação da terra - Teses. 4.
Clidemia – Teses. I. Valcarcel, Ricardo, 1953-. II.
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa
de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais.
III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

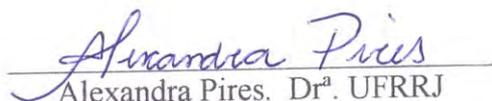
Cristiana do Couto Miranda

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau **Doutor em Ciências**, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de concentração em Conservação da Natureza.

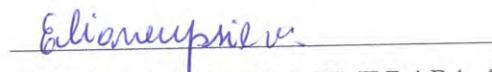
TESE APROVADA EM: 09/02/2012



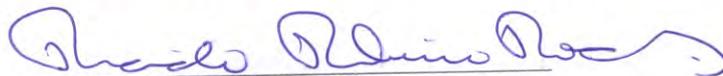
Ricardo Valcarcel. Dr. UFRRJ
(Orientador)



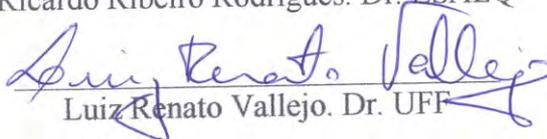
Alexandra Pires. Dr^a. UFRRJ



Eliane Maria Ribeiro da Silva. Dr^a. EMBRAPA Agrobiologia



Ricardo Ribeiro Rodrigues. Dr. ESALQ



Luiz Renato Vallejo. Dr. UFF

DEDICATÓRIA

*A Deus, plenitude de amor, fortaleza de todos instantes.
Aos meus pais José da Silva Miranda (in memorium) e Lúdia do Couto Miranda.
Ao meu amado esposo Marcos Fabio de Lima, companheiro de todas as horas.
Com imenso carinho,
dedico.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pela dádiva da vida, pelas oportunidades, força, perseverança, coragem e por sempre me manter no foco principal, que é a vida.

Aos meus pais José da Silva Miranda (*in memorium*) e Lidia do Couto Miranda, que sempre foram exemplos de honestidade, força e perseverança. Obrigada amada mãe por toda compreensão e carinho nessa etapa da vida.

Ao meu amado esposo, amigo e companheiro Marcos Fabio, por todo carinho e compreensão.

Aos meus irmãos (Sônia, José Antônio, Agnaldo e Luciana), cunhadas (os) (Rosângela, Alexandra, Edenilson, Júnior, Marli, Milvânia e Marinho), toda turminha de sobrinhas (os), aos meus queridos e novos pais mineiros D. Maria e Sr. Messias e a todos demais membros dessa família, que tanto amo, pelo imenso carinho, força e orações.

As minhas amigas-irmãs Tati e Fedra, que mesmo nas distâncias estiveram torcendo e orando por mim. Obrigada Tati, pela carinhosa contribuição.

Ao professor Dr. Ricardo Valcarcel, por toda dedicada orientação, amizade, e pelos bons conselhos durante a caminhada.

Ao professor Dr. André Nunes de Freitas, pela dedicada co-orientação, pelas boas conversas e amizade.

Ao Programa de Pós-graduação de Ciências Ambientais e Florestais (PPGCAF), da UFRRJ, por ter me possibilitado a realização desse curso de doutorado.

A CAPES pela concessão de bolsa.

Aos meus filhos científicos e fiéis escudeiros Pablo e Felipe, pela dedicação, carinho e amizade; pois nem os marimbondos, tombos ou outras dificuldades foram empecilhos para cumprirmos juntos essa missão.

A todos os professores do Curso de Ciências Ambientais e Florestais, pelo constante apoio, incentivo, formações e informações. Em especial ao prof. Márcio Francelino, prof. Tiago Breier e a técnica Carol, ao prof. Jayme Santangelo, a prof^a. Alexandra Pires e ao prof. Gustavo pelo apoio, disponibilidade e todo carinho.

A todos os colegas de turma pela convivência, incentivos e trocas de experiências.

Ao prof. Jayme Santangelo pela importante ajuda com as análises estatísticas dos dados e amizade.

A todos que disponibilizaram um pouco do seu curto tempo para me ajudar em coletas de campo: Pablo, Felipe, Pedro, Natan, Cristiane, Antônio José Jr., João Kleber, Schweyka, Flávia, Pollyanna, Diego e Janaína.

A Thiago de Azevedo A. (Herbário da UFRRJ), André Luis Pereira, Hiram Feijó e Guilherme pela importante colaboração na identificação do material botânico; ao amigo Wanderson pela parceria e longas caminhadas pela bacia hidrográfica do rio Barra Mansa.

A Prof^a. Lana da S. Sylvestre e ao técnico e amigo Thiago Vieira C. pela ajuda na identificação das pteridófitas.

A grande família LMBH (Flávia, Cristiane, Joana, Érika, Hiram, Pablo, Felipe, Gilsonley, Carol, Flávia Ozório, João Kleber, Monise, Ana Helena, Pollyanna, Júnior, Jayme) pela grande amizade e apoio nos trabalhos. De todo coração, obrigada por tudo!! Um especial obrigada a minha companheira Érika pelas importantes e dispostas ajudas nos *abstracts*.

A Secretária do LMBH e amiga Flávia, companheira de todas as horas, campo, laboratório, choros e alegrias.

Ao IFRJ-Campus Nilo Peçanha, Pinheiral por disponibilizar a área para a realização de parte desse trabalho e pelo apoio. A todos seus funcionários pela atenção e respeito, em especial, ao Marlon, Carlos Eduardo, José de Arimathea, Tiago Bernini, Fabio, Almir que

contribuíram com importantes informações. Ao Lesliê e Carlos André, pela carinhosa contribuição; e a todos novos amigos dessa Instituição. Obrigada pela torcida e orações.

Aos meus antigos e novos amigos do ES, MG, RJ, BA, RS e de tantos outros estados e países, que conheci ao longo de toda caminhada.

Aos meus amigos do grupo de oração Mãe da divina Misericórdia por todo carinho e orações.

Aos grandes amigos Cristiane Roppa e Juan, por todas as conversas, partilhas e orações.

A todas as meninas do alojamento da Pós-graduação da UFRRJ, em especial minha amiga e companheira de quarto, Fernanda, por toda carinhosa convivência.

Enfim, a todos que torceram e contribuíram direta ou indiretamente para meu crescimento e realização do meu objetivo.

Com todo carinho,
muito obrigada!!!

RESUMO GERAL

MIRANDA, Cristiana do Couto. **Funcionalidade de núcleos de *Clidemia urceolata* DC. na recuperação de ambientes perturbados da Mata Atlântica.** 2012. 154. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2012.

Ecossistemas perturbados apresentam diferentes níveis de degradação, mas resguardam resiliência mínima capaz de promover sua auto regeneração. Esses ecossistemas constituem a principal paisagem da região do terço médio da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. Nesse cenário, os pequenos e poucos fragmentos florestais encontram-se isolados entre pastagens com diferentes níveis de processos erosivos e baixa produtividade, onde a espécie arbustiva *Clidemia urceolata* DC. (Melastomataceae) coloniza espontaneamente. Essa espécie possui distribuição agregada, formando núcleos onde observa-se espécies de diferentes hábitos, podendo constituir um facilitador do processo de sucessão florestal. Nesse contexto, o presente estudo objetivou avaliar a função dos núcleos de *C. urceolata* como agentes da recuperação de ambientes perturbados. O estudo foi dividido em quatro capítulos, onde foram avaliados o potencial de colonização da *C. urceolata* nas pastagens perturbadas e abandonadas (capítulo I); o desenvolvimento sucessional em áreas com diferentes níveis de colonização de *C. urceolata* (S1 - pastagem perturbada, S2 - capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*, S3 - capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*, e S4 - trecho de fragmento florestal secundário) (capítulo II); as modificações do meio abiótico proporcionadas por esses núcleos (capítulo III); e suas preferências ecológicas (capítulo IV). Foi observado elevado potencial de colonização da *C. urceolata* nas pastagens perturbadas e abandonadas, onde foram encontrados núcleos de *C. urceolata* em diferentes fases de desenvolvimento. Os resultados demonstraram que S1, S2, S3 e S4 representam fases sucessionais de um estágio inicial de sucessão, estabelecido após o abandono de pastagens perturbadas por extenso uso agropastoril. Esses núcleos de *C. urceolata* caracterizaram-se como importantes catalisadores/facilitadores, que contribuem sustentavelmente para o desenvolvimento sucessional, permitindo a reversão da tendência de degradação dos ecossistemas perturbados para tendência de restauração, sendo suas preferências ecológicas definidas pelos seguintes fatores ambientais: feição côncava do terreno, terço médio e inferior da topossequência, face de exposição sudeste, sul e sudoeste, declividade de 8 a 45% e altitude entre 432 a 525 m.

Palavras-chave: espécie facilitadora, modelo de restauração, Médio Paraíba.

GENERAL ABSTRACT

MIRANDA, Cristiana do Couto. **Functionality of nuclei of *Clidemia urceolata* DC. in the recovery of disturbed areas of the Atlantic Forest.** 2012. 154p. Thesis (Doctorate in Forest and Environmental Sciences). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2012.

Disturbed ecosystems present different degradation levels, but regard minimum resilience capable to promote it's regeneration. These ecosystems feature the main landscape of the middle third of the watershed of Paraíba do Sul river. In this scenery, the small and few forest fragments are isolated among pastures with different levels of erosive processes and low productivity, where the shrub specie *Clidemia urceolata* DC. (Melastomataceae) colonizes spontaneously. The species possesses aggregate distribution, forming nuclei where species of different habits are observed, which could constitute a forest succession process facilitator. Within this context, the present study aimed to evaluate the function the *C. urceolata* nuclei as recovery agents of disturbed areas. The study was divided into four chapters, where the following aspects were evaluated: a) the colonization potential of the *C. urceolata* in disturbed and abandoned pastures (chapter I); b) the successional development in areas with different levels of *C. urceolata* colonization (S1 - disturbed pasture, S2 - ("capoeira" with dominance of *C. urceolata*, S3 – "capoeirão" with dominance of *C. urceolata* and *Cecropia pachystachya*, and S4 – secondary forest fragment stretch) (chapter II); c) the modifications of the non biotic medium provided by these nuclei (chapter III); d) and their ecological preferences (chapter IV). High *C. urceolata* colonization potential was observed in the disturbed and abandoned pastures, where *C. urceolata* nuclei were found in different developmental phases. The results demonstrated that S1, S2, S3 and S4 represent successional phases of an initial stage of succession, established after the abandonment of disturbed pastures due to extensive agro-grazing use. These *C. urceolata* nuclei were characterized as important catalysts/facilitatives, sustainably contributing to the successional development, allowing for the reversion of the disturbed ecosystem degradation tendency to restoration tendency, being their ecological preferences defined by the following environmental factors: concave appearance of the terrains; middle and lower thirds of the toposequence; southeastern, southern and southwestern exposure faces, slope between 8 and 45% and altitudes between 432 and 525 m.

Key-words: facilitative species, restoration model, Médio Paraíba.

ÍNDICE DE FIGURAS

I.1: Bacia Hidrográfica do rio Barra Mansa, RJ, destacando o trecho do Município de Barra Mansa, onde foram feitos os levantamentos.....	9
I. 2: Fotos de <i>Clidemia urceolata</i> no Município de Pinheiral, RJ. (Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul).	11
I.3: Padrões dos estágios de desenvolvimento dos núcleos: (A) inicial; (B) intermediário e (C) avançado.	12
I.4: Distribuição dos núcleos de <i>Clidemia urceolata</i> DC. georeferenciados na bacia do rio Barra Mansa, Barra Mansa-RJ.....	13
I.5: Caracterização dos núcleos quanto ao porte das plantas (A), adensamento (B), área (C) e estágio de desenvolvimento (D).	14
II.1: Localização dos sítios amostrais na área de estudo situada no IFRJ Campus Nilo Peçanha- Pinheiral, RJ.	24
II.2: Sítios amostrais localizados no IFRJ Campus Nilo Peçanha – Pinheiral, RJ. Sendo, S1: Sítio 1; S2: Sítio 2; S3: Sítio3 e S4: Sítio 4.....	26
II.3: (A) Distribuição dos pontos em área do levantamento da cobertura de <i>C. urceolata</i> , poáceas e ciperáceas nos sítios amostrais (S1, S2, S3 e S4), Pinheiral-RJ; (B) Método de pontos: disposição da vara graduada para avaliações.....	27
II.4: Distribuição das parcelas para o levantamento do estrato da regeneração natural nos sítios 1, 2, 3 e 4.	32
II.5: Altura dos indivíduos de <i>Clidemia urceolata</i> (A) e dos indivíduos de Poaceae e Cyperaceae (B) nos sítios amostrais 1, 2, 3 e 4, Pinheiral, RJ. Valores com a mesma letra não diferem entre si pelo teste a posteriori de Dunn ($p < 0,05$). Legenda: – mediana; □ quartil valores máximos e mínimos.....	38
II.6: Abundância (%) (A) e riqueza (%) (B) por grupo ecológico encontrados nos estratos arbustivo-arbóreos ($DAP \geq 5$ cm) dos sítios amostrais (2, 3 e 4), Pinheiral– RJ. Pi = pioneira; Si = secundária inicial; St= secundária tardia e SC = sem caracterização.	41
II.7: Valores medianos diâmetro a altura do peito (DAP) (A) e a altura (B) dos indivíduos do estrato arbóreo-arbustivo com $DAP \geq 5$ cm dos sítios amostrais 2, 3 e 4, Pinheiral, RJ..	44
II.8: Curvas de rarefação do acúmulo de espécies nos sítios amostrais 1, 2, 3 e 4, Pinheiral – RJ. Diferenças significativas entre os sítios foram verificadas através da sobreposição da barra de erros (I.C. 95%). Letras diferentes após as curvas denotam diferenças significativas entre os sítios. Os símbolos do eixo X foram levemente deslocados horizontalmente para melhor visualização das barras de erros.	50
II.9: Número de indivíduos (A) e porcentagem de indivíduos (B) por hábito encontrados nos estratos regenerantes dos sítios amostrais (1, 2, 3 e 4), Pinheiral– RJ.	51
II.10: Riqueza (S) (A) e riqueza (%) (B) por hábito encontrado nos estratos regenerantes dos sítios amostrais (1, 2, 3 e 4), Pinheiral– RJ.	52
II.11: Número de indivíduos (A) e porcentagem de indivíduos (B) por grupo ecológico (Pi = Pioneiras; Si = Secundária inicial; St = Secundária tardia; SC = sem caracterização) do estrato regenerante dos sítios amostrais (1, 2, 3 e 4), Pinheiral– RJ.	53
II.12: Riqueza (S) (A) e riqueza (%) (B) por grupo ecológico (Pi = Pioneiras; Si = Secundária inicial; St = Secundária tardia; SC = sem caracterização) do estrato regenerante dos sítios amostrais (1, 2, 3 e 4), Pinheiral– RJ.....	54

II.13: Ordenação da NMDS em relação à composição e abundância da regeneração natural dos sítios amostrais (Sítio 1; Sítio 2; Sítio 3; Sítio 4). <i>Stress</i> = 0,26	57
III.1: (a) Coletor cônico para material formador da serrapilheira; (b) “Litter bag” para avaliação de decomposição da serrapilheira e (c) Coletor de serrapilheira acumulada.....	75
III.2: Valores médios da cobertura de copa nos sítios 2, 3 e 4, com seus respectivos desvio padrão, no período seco (PS): agosto/2009 e chuvoso (PC): janeiro/2010. Valores com a mesma letra minúscula entre os períodos (no mesmo sítio) e maiúscula entre os sítios (no mesmo período) não diferem entre si pelo teste Tukey a 5%.....	77
III.3: Produção média mensal de serrapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), pluviosidade (mm) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$), no período de um ano, nas diferentes localidades (sítios 1, 2, 3 e 4). Legenda: S1 – pastagem abandonada, S2 - núcleo de <i>C. urceolata</i> (capoeira com dominância fitofisionômica de <i>C. urceolata</i>), S3 – núcleo de <i>C. urceolata</i> (capoeirão com dominância fitofisionômica de <i>C. urceolata</i> e <i>Cecropia pachystachya</i>) e S4 – fragmento florestal em estágio inicial (continua).	80
IV.1: Bacia do rio Barra Mansa, RJ, trecho do município de Rio Claro e de Barra Mansa (onde se efetuaram os estudos).....	103
IV.2: Variação da porcentagem de núcleos de <i>Clidemia urceolata</i> em relação à feição do terreno (A), toposequencia (B), face de exposição (C), declividade (D) e altitude (E) na Bacia do rio Barra Mansa, RJ.....	107
IV.3: Diagrama de ordenação obtido pela análise dos componentes principais (PCA), dos 26 núcleos de <i>Clidemia urceolata</i> em relação à feição do terreno (FT), topossequência (TS), face de exposição (FE), declividade (D) e altitude (H) na Bacia do rio Barra Mansa, RJ.	108
IV.4: Áreas com preferências ecológicas para o desenvolvimento espontâneo da <i>Clidemia urceolata</i> na bacia hidrográfica do rio Barra Mansa, RJ.....	109
IV.5: Áreas com preferências ecológicas de <i>Clidemia urceolata</i> na bacia do rio Cachimbal, Pinheiral-RJ.	110

ÍNDICE DE TABELAS

II.1: Parâmetros fitossociológicos da espécie <i>Clidemia urceolata</i> DC., Poaceae e Cyperaceae amostradas no sítio 1 (pastagem abandonada), no município de Pinheiral, RJ.....	36
II.2: Parâmetros fitossociológicos da espécie <i>Clidemia urceolata</i> DC., gramíneas e ciperáceas amostradas no sítio 2 (núcleo denso de <i>C. urceolata</i>), no município de Pinheiral, RJ. ...	36
II.3: Parâmetros fitossociológicos da espécie <i>Clidemia urceolata</i> DC., gramíneas e ciperáceas amostradas no sítio 3 (núcleo denso de <i>C. urceolata</i> no estágio avançado de colonização), no município de Pinheiral, RJ.	37
II.4: Parâmetros fitossociológicos da espécie <i>Clidemia urceolata</i> DC., gramíneas e ciperáceas amostradas no sítio 4 (fragmento florestal em estágio inicial), no município de Pinheiral, RJ.....	37
II.5: Relação de espécies amostradas no estrato arbustivo-arbóreas (DAP \geq 5 cm) dos sítios (S2, S3 e S4), Pinheiral, RJ, em ordem alfabética de famílias, gêneros e espécies; com seus respectivos nomes populares e grupos ecológicos (GE).....	40
II.6: Parâmetros fitossociológicos das espécies do estrato arbustivo-arbóreo amostradas no sítio 2 (núcleo denso de <i>C. urceolata</i>), no município de Pinheiral, RJ.	42
II.7: Parâmetros fitossociológicos das espécies do estrato arbustivo-arbóreo amostradas do sítio 3 (núcleo denso de <i>C. urceolata</i>), no município de Pinheiral, RJ.	42
II.8: Parâmetros fitossociológicos das espécies do estrato arbustivo-arbóreo amostradas do sítio 4 (fragmento florestal em estágio inicial), no município de Pinheiral, RJ.	43
II.9: Relação das espécies amostradas no estrato de regeneração natural dos sítios (S1, S2, S3 e S4), Pinheiral, RJ, em ordem alfabética de famílias, gêneros e espécies; com seus respectivos nomes populares, hábitos e grupos ecológicos (GE), além no número de indivíduos amostrados em cada sítio.....	45
II.10: Espécies mais importantes no estrato de regeneração natural dos sítios 1, 2, 3 e 4 no município de Pinheiral, RJ; onde: n = número de indivíduos amostrados, DR= densidade relativa, VIRN = Valor de importância da regeneração natural.	55
II.11: Comparações entre a composição de espécies e abundância da regeneração natural dos sítios amostrais (Sítio 1; Sítio 2; Sítio 3; Sítio 4) por meio da análise multivariada MRPP.	57
III.1: Valores de grau de liberdade (GL), teste F e de probabilidade (p) da análise de variância fatorial da cobertura de copa nos sítios 2, 3 e 4, no período seco (agosto/2009) e chuvoso (janeiro/2010).	77
III.2: Valores de grau de liberdade (GL), teste F e de probabilidade (p) da análise de variância fatorial do material formador da serrapilheira nos sítios amostrais 1, 2, 3 e 4, nos meses de junho (2009) a maio (2010), Pinheiral –RJ.....	78
III.3: Valores médios mensais e respectivos desvios padrões da produção total do material formador da serrapilheira (kg.ha ⁻¹) nos sítios amostrais em diferentes estágios sucessionais, Pinheiral –RJ.....	79
III.4: Correlação (r) da produção mensal de serrapilheira com a temperatura média mensal e a precipitação mensal, para os sítios amostrais.	82
III.5: Valores da constante de decomposição k e tempo de meia vida (t ^{1/2}) da serrapilheira dos sítios amostrais 1, 2, 3 e 4, nos períodos seco (PS) e chuvoso (PC).	82

III. 6: Valores de grau de liberdade (GL), teste F e de probabilidade (p) da análise de variância fatorial da serrapilheira acumulada nos sítios 1, 2, 3 e 4, no período seco (PS) (agosto/2009) e chuvoso (PC) (janeiro/2010), Pinheiral - RJ.	84
III.7: Valores médios mensais e respectivos desvios padrões das propriedades química do solo, na profundidade de 0-20 cm, nos sítios amostrais em diferentes estágios sucessionais, Pinheiral –RJ.....	86
III.8: Produção anual de serrapilheira em ecossistema florestais brasileiros ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$).	90

ÍNDICE DE EQUAÇÕES

II.1: Densidade relativa.....	28
II.2: Vigor absoluto	28
II.3: Vigor relativo.....	28
II.4: Média de toques	29
II.5: Frequência ou cobertura absoluta	29
II.6: Frequência ou cobertura relativa.....	29
II.7: Frequência ou cobertura da área	29
II.8: Valor de importância	30
II.9: Índice de cobertura.....	30
II.10: Densidade absoluta	30
II.11: Densidade relativa.....	30
II.12: Dominância absoluta.....	31
II.13: Dominância relativa.....	31
II.14: Frequência absoluta	31
II.15: Frequência relativa.....	31
II.16: Índice de valor de cobertura	31
II.17: Índice de valor de importância.....	31
II.18: Valor de importância da regeneração natural	32
III.1: Produção média anual de serrapilheira.....	74
III.2: Massa remanescente	74
III.3: Peso do material seco remanescente após t dias.....	74
III. 4: Tempo de meia vida	75

INDICE DE ANEXOS

I.1: Produção abundante de frutos de <i>Clidemia urceolata</i> DC.....	136
II.1: Colonização espontânea de núcleos de <i>Clidemia urceolata</i> DC. em meio as pastagens perturbadas.....	136
II.2: Avaliação da cobertura de <i>Clidemia urceolata</i> , Poaceae e Cyperaceae nos sítios amostrais (S1, S2, S3 e S4).....	138
II.3: Estrato arbustivo-arbóreo com DAP (diâmetro a altura do peito; ~1,30 m acima do solo) ≥ 5 cm.	140
II.4: Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no estrato de regeneração natural do sítio 1 (pastagem abandonada), no município de Pinheiral, RJ. n = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VIRN = Valor de importância da regeneração natural.	141
II.5: Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no estrato de regeneração natural do sítio 2 - núcleo de <i>C. urceolata</i> (capoeira com dominância fitofisionômica de <i>C. urceolata</i>), no município de Pinheiral, RJ. n = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VIRN = Valor de importância da regeneração natural.	143
II.6: Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no estrato de regeneração natural do sítio 3 – núcleo de <i>C. urceolata</i> (capoeirão com dominância fitofisionômica de <i>C. urceolata</i> e <i>Cecropia pachystachya</i>), no município de Pinheiral, RJ. n = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VIRN = Valor de importância da regeneração natural.	145
II.7: Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no estrato de regeneração natural do sítio 4 (fragmento florestal em estágio inicial), no município de Pinheiral, RJ. n = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VIRN = Valor de importância da regeneração natural.....	147
II.8: Transporte de frutos de <i>Clidemia urceolata</i> DC. por formigas.	149
III.1: Coleta de serrapilheira acumulada e de solo.	150
IV. 1: Modelo digital de elevação (MDE) do trecho da bacia hidrográfica do rio Barra Mansa, pertencente ao município de Barra Mansa-RJ.....	151
IV. 2: Mapa de declividade do trecho da bacia hidrográfica do rio Barra Mansa pertencente ao município de Barra Mansa-RJ.....	152
IV. 3: Mapa de face de exposição do trecho da bacia hidrográfica do rio Barra Mansa pertencente ao município de Barra Mansa-RJ.....	153
IV. 4: Mapa de feição do terreno do trecho da bacia hidrográfica do rio Barra Mansa pertencente ao município de Barra Mansa-RJ.....	154

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
CAPÍTULO I - LEVANTAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DE NÚCLEOS DE <i>Clidemia urceolata</i> DC. QUE COLONIZAM ESPONTANEAMENTE ÁREAS PERTURBADAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL	4
1. INTRODUÇÃO	7
2. MATERIAL E MÉTODOS	9
2.1 Área de Estudo.....	9
2.2 Espécie estudada	10
2.3 Amostragem.....	11
3. RESULTADOS	13
4. DISCUSSÃO	15
5. CONCLUSÕES	17
CAPÍTULO II - AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO SUCESSIONAL EM ÁREAS COM NÍVEIS DIFERENCIADOS DE COLONIZAÇÃO DE <i>Clidemia urceolata</i> DC.	18
1. INTRODUÇÃO	21
2. MATERIAL E MÉTODOS	23
2.1 Área de Estudo.....	23
2.2 Sítios amostrais	25
2.3 Caracterização dos sítios amostrais	27
2.3.1 Avaliação da cobertura de <i>Clidemia urceolata</i> , Poaceae e Cyperaceae	27
2.3.2 Composição florística e fitossociológica do estrato arbustivo-arbóreo	30
2.4 Caracterização do estrato regenerante.....	32
2.5 Identificação e classificação das espécies.....	33
2.6 Classificação das espécies em grupos ecológicos (categorias sucessionais)	33
2.7 Análises estatísticas	33
3. RESULTADOS	35
3.1 Cobertura de <i>Clidemia urceolata</i> , Poaceae e Cyperaceae	35
3.2 Composição florística e fitossociológica do estrato arbustivo-arbóreo estabelecido.....	39
3.3 Composição florística e fitossociológica do estrato regenerante	45
4. DISCUSSÃO	58
5. CONCLUSÕES	66
CAPÍTULO III - EFEITOS ECOSISTÊMICOS DECORRENTES DOS NÚCLEOS DE <i>Clidemia urceolata</i> DC. EM ÁREAS PERTURBADAS	67
1. INTRODUÇÃO	70
2. MATERIAL E MÉTODOS	72
2.1 Área de Estudo.....	72
2.2 Sítios amostrais	72
2.3 Cobertura de copa	73
2.4 Produção, decomposição e acúmulo de serrapilheira	73
2.5 Propriedades químicas do solo.....	75
2.6 Análises estatísticas	76

3. RESULTADOS	77
3.1 Cobertura de copa	77
3.2 Produção de serrapilheira.....	78
3.3 Decomposição de serrapilheira	82
3.4 Serrapilheira acumulada.....	84
3.5 Propriedades químicas do Solo	85
4. DISCUSSÃO	87
5. CONCLUSÕES	97
CAPÍTULO IV - AVALIAÇÃO DAS PREFERÊNCIAS ECOLÓGICAS DOS NÚCLEOS DE <i>Clidemia urceolata</i> DC. EM ECOSISTEMAS PERTURBADOS	98
1. INTRODUÇÃO	101
2. MATERIAL E MÉTODOS	103
2.1 Área de estudo	103
2.2 Amostragem.....	103
2.3 Zoneamento dos núcleos de <i>Clidemia urceolata</i>	104
2.4 Determinação dos fatores ambientais	104
2.5 Espacialização das áreas com preferência ecológicas da <i>C. urceolata</i>	104
2.6 Aplicação do modelo na Bacia hidrográfica rio Cachimbal	105
3. RESULTADOS	106
4. DISCUSSÃO	111
5. CONCLUSÕES	114
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS	115
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	116
ANEXOS	135

INTRODUÇÃO GERAL

Os avanços das fronteiras agrícolas no passado geraram intensos processos de fragmentação florestal da Mata Atlântica, proporcionando perdas dos seus serviços ecossistêmicos. No presente, esses processos são acentuados pela combinação das expansões de áreas urbanas, industriais e dos efeitos das mudanças climáticas. Segundo Lamb et al. (2005), com o desmatamento, as perdas são principalmente da biodiversidade, proteção das bacias hidrográficas e dos produtos florestais, tanto madeireiros como não madeireiros.

Na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, os passivos ambientais se originaram a partir dos modelos regionais de crescimento, onde a cultura cafeeira teve especial significado (CALDAS et al., 2007). Como 63% do Estado do Rio de Janeiro está no interior da bacia, além dos 5% do Estado de São Paulo e 4% de Minas Gerais, abrangendo 184 municípios (CEIVAP, 2012), estes efeitos se revestem de especial significado sócio-econômico, principalmente para o Estado do Rio de Janeiro, que recolhe todos os efeitos de uso de montante da bacia. Os legados deixados pela geração passada devido à exploração extrativista, práticas agrícolas sem técnicas conservacionistas, especialmente a cafeicultura, seguida pela pecuária leiteira e de corte (incompatíveis com as fragilidades dos sistemas hidrológicos regionais), podem ser resumidos nas extensas áreas improdutivas com processos erosivos, em diferentes magnitudes, onde predominam escoamentos superficiais intensos, que deterioram a qualidade, quantidade e afetam a regularização das vazões nas suas microbacias.

Segundo CEIVAP (2012), apenas 11% da bacia do rio Paraíba do Sul apresenta cobertura de florestas nativas (Mata Atlântica), que ainda persistem nas Serras do Mar e da Mantiqueira. As demais áreas apresentam produtividade agrícola baixa e muitas delas com tendência à degradação.

A apresentação de modelos de desenvolvimento associados às propostas de geração de renda sustentável, conservação dos remanescentes florestais e recuperação dos ambientes perturbados, são condições essenciais para reverter o quadro de degradação ambiental implantado pela cultura do café, intensamente arraigada nos séculos XVIII e XIX. Segundo Chazdon (2008), a restauração florestal pode restabelecer níveis de biodiversidade e serviços ambientais em ecossistemas alterados, dependendo do nível de perturbação da área.

A restauração florestal era inicialmente definida na década de 1980 como o retorno do ecossistema ao seu estado original, em que o alvo era a comunidade clímax original (BRADSHAW, 1984; CAIRNS JÚNIOR e HECKMAN, 1996; ENGEL e PARROTA, 2008). Atualmente este conceito foi ampliado para uma visão não determinística, contemplando a recuperação da saúde ambiental, integridade, sustentabilidade e resiliência dos ecossistemas perturbados (retornando funções e componentes da biodiversidade natural da região), de forma a reconstruir complexas interações entre comunidades (PARKER, 1997; SER, 2004; KAGEYAMA e GANDARA, 2005; RODRIGUES et al., 2007; CHAZDON, 2008; ENGEL e PARROTA, 2008; RODRIGUES et al., 2009).

Na escolha de metodologias de restauração deve-se levar em conta o histórico de perturbações da área. Quanto maior for a sua intensidade, mais tempo será demandado para adquirir os meios necessários para a restauração, via processos sucessoriais (SER, 2004; CARPANEZZI, 2005; DREW, 2005; ATTANASIO et al., 2006; CHAZDON, 2008; RODRIGUES et al., 2009).

As áreas abandonadas, logo após corte e queima das florestas, apresentam resiliência, que segundo Gunderson (2000), é a capacidade de se recuperar espontaneamente, retornando a sua condição de equilíbrio após um determinado período de tempo. No entanto, muitas áreas que sofreram processos intensos de exploração, como a retirada de camadas do solo (ex: áreas de empréstimo), precisam de intervenção antrópica intensa para retornar com seus serviços ambientais (VALCARCEL e SILVA, 2000). Nessas diferentes situações, as espécies pioneiras apresentam um papel fundamental na condução da dinâmica da recuperação. Essas espécies apresentam diferentes estratégias que as tornam capazes de se adequar a ambientes recém-criados ou onde a vegetação foi parcial ou completamente removida, tanto devido a distúrbios naturais quanto antrópicos. Tais estratégias podem ser observadas nos diferentes padrões assumidos dentro do sistema de produção, propagação e germinação de sementes, como: quantidade de sementes, tipo de dispersão, tamanhos do fruto e das sementes, formação do banco de sementes, dormência e percepção de fatores abióticos no processo de germinação (PIÑA-RODRIGUES et al., 1990; MOREIRA e SIQUEIRA, 2002; ALMEIDA-CORTEZ, 2004; BORGHETTI, 2004; VIEIRA e SCARIOT, 2006). Assim, as espécies pioneiras capazes de colonizar, se estabelecer e formar núcleos de vegetação em áreas perturbadas e abandonadas, podem contribuir no resgate das comunidades autóctones e de suas funções ecossistêmicas, de forma parcial ou mesmo semelhante à condição original do ecossistema, desempenhando papel ecológico fundamental na recuperação dessas áreas (VALCARCEL e SILVA, 2000; TIENNE et al., 2006; ENGEL e PARROTA, 2008; RODRIGUES et al., 2009; CAMPOS, 2010).

A identificação de modelos naturais de restauração, a partir de espécies que colonizam espontaneamente áreas perturbadas e abandonadas, e que apresentam potencial facilitador da sucessão, pode ser fundamental para viabilizar projetos menos onerosos de restauração florestal e resgatar mecanismos de desenvolvimento regional. É preciso ampliar os conhecimentos sobre as modificações ambientais promovidas pelas espécies pioneiras que facilitam o estabelecimento de novas espécies ou grupos sucessionais mais avançados, de forma a dar continuidade aos processos de sucessão ecológica.

Pastagens perturbadas e abandonadas após intenso uso do solo, podem apresentar resiliência em algumas áreas (OLIVEIRA, 1998; TOLEDO e PEREIRA, 2004; MENEZES, 2008), onde a formação de núcleos de colonização espontânea de espécies arbóreas e arbustivas podem sinalizar níveis diferenciados de resiliência. Dentre as espécies arbustivas observadas no Médio Paraíba, se destaca a *Clidemia urceolata* DC. (Melastomataceae) (MENEZES, 2008), nativa da Mata Atlântica (MICHELANGELI e REGINATO, 2010). Essa espécie ocorre de forma agregada em pastagens perturbadas, formando núcleos de tamanhos variados, que podem constituir agentes facilitadores em projetos de restauração ecológica, considerando que representam reações espontâneas desses ambientes perturbados. No entanto, pouco se sabe sobre sua dinâmica e função no processo de sucessão florestal. Assim, o presente estudo tem como objetivo geral avaliar a distribuição de *Clidemia urceolata* DC. em ecossistemas perturbados da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul; suas preferências ecológicas e levantar subsídios para avaliar o seu potencial como espécie facilitadora/nucleadora da restauração de áreas perturbadas. Esta espécie foi selecionada como modelo das espécies que apresentam características funcionais semelhantes.

Em função do exposto acima, o estudo foi dividido em quatro capítulos com os seus respectivos objetivos:

1. Quantificar e caracterizar os núcleos de vegetação espontânea com dominância fitofisionômica de *Clidemia urceolata* DC. em áreas perturbadas;
2. Avaliar o desenvolvimento sucessional em áreas com diferentes níveis de colonização da *Clidemia urceolata*;

3. Avaliar as modificações do meio abiótico proporcionadas pelos núcleos de *Clidemia urceolata*, em diferentes níveis de colonização.
4. Determinar as preferências ecológicas dos núcleos de *Clidemia urceolata* em microbacias hidrográficas no médio Paraíba, para fins de aperfeiçoar estratégias de restauração florestal.

**CAPÍTULO I - LEVANTAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DE
NÚCLEOS DE *Clidemia urceolata* DC. QUE COLONIZAM
ESPONTANEAMENTE ÁREAS PERTURBADAS NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL**

RESUMO

A *Clidemia urceolata* DC. é uma espécie pioneira da família Melastomataceae, que coloniza espontaneamente pastagens perturbadas na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, formando núcleos de tamanhos variados, onde podem ser observadas outras espécies. O presente estudo objetivou quantificar e caracterizar os núcleos na bacia hidrográfica do rio Barra Mansa, RJ (6.839 ha) (22° 32'40'' 22° 40'60''S e 44° 12' 44° 06'20''W), tributário do rio Paraíba do Sul. Eles foram georeferenciados e caracterizados quanto ao porte dos indivíduos de *C. urceolata* (baixo: $H \leq 0,60$ m; médio: $0,60 < H < 1,20$ m; e alto: $H \geq 1,20$ m), adensamento (esparso, médio e adensado), área (pequeno: ≤ 500 m²; médio: 500 a 2000 m²; e grande: ≥ 2000 m²) e estágio de desenvolvimento (inicial, intermediário e avançado). Foram identificados 26 núcleos, totalizando 7,9 ha. Desses, houve tendência de predomínio de núcleos com indivíduos de porte médio (76,92%), pouco adensado (42,31%), tamanho grande (42,31%) e estágio intermediário de desenvolvimento (46,16%), evidenciando que os mesmos se encontram em formação, com mais indivíduos de *C. urceolata* e de outras espécies entrando no sistema da bacia hidrográfica. A forma de colonização da *C. urceolata* em pastagens perturbadas (formação de moitas), assim como suas estratégias de reprodução e dispersão podem contribuir para dinamizar a sucessão ecológica, podendo atuar como agente espontâneo de restauração florestal dos ecossistemas perturbados.

Palavras-chave: pastagens perturbadas, espécie rústica, arbusto pioneiro.

ABSTRACT

The *Clidemia urceolata* DC. is a pioneer specie of the family Melastomataceae which colonizes spontaneously disturbed pastures in the watershed of Paraíba do Sul river, forming nuclei of varied sizes, where other species can be observed. The present study aimed to quantify and characterize the nuclei in the watershed of the Barra Mansa river, RJ (6.839 ha) (22° 32'40'' 22° 40'60''S e 44° 12' 44° 06'20''W), which is tributary of the Paraíba do Sul river. They were geographically referenced and characterized regarding the loads of *C. urceolata* individuals (low: $H < 0,60$ m; medium: $0,60 < H < 1,20$ m; and high: $H \geq 1,20$ m), densification (scattered, medium and dense), area (small: ≤ 500 m²; medium: 500 to 2000 m²; and large: ≥ 2000 m²) and development stage (initial, intermediate and advanced). 26 nuclei were identified, amounting to 7,9 ha. There was a tendency of nuclei with medium load individuals (76,92%), slightly dense (42,31%), big sized (42,31%) and intermediate developmental stage (46,16%), evidencing that the same are in progress, with more *C. urceolata* individuals and other species entering in the watershed system. The colonization form of the *C. urceolata* in disturbed pastures (shrubby formation), as well as their reproduction and dispersion strategies can contribute to boost the ecological succession, being able to act as a spontaneous agent of forest restoration of the disturbed ecosystems.

Key-words: disturbed pastures, rustic species, pioneer shrub.

1.INTRODUÇÃO

A supressão da vegetação associada aos usos inadequados dos solos, no passado e no presente, contribui para a formação de ecossistemas perturbados com tendência à degradação, ou seja, ecossistemas que sofrem empobrecimento paulatino no tempo, mesmo com mínimas taxas de uso. No entanto, apesar dessa condição, esses ecossistemas ainda podem resguardar potencial biótico capaz de promover sua auto regeneração (CARVALHO, 2000; CARPANEZZI, 2005).

Na bacia do rio Paraíba do Sul, os ciclos econômicos da cafeicultura, pecuária leiteira e de corte, foram responsáveis pela supressão das florestas nativas e esgotamento dos solos, deixando-os empobrecidos. A inobservância de critérios conservacionistas promoveu perda do potencial produtivo dos solos, que atualmente têm capacidade de suporte para sustentar vegetação rala e frágil. As extensas áreas em processo de degradação, variedades de processos erosivos em diferentes intensidades, perda da qualidade da água e baixa produtividade agrícola, representam evidências da magnitude da perturbação e acarretam perdas de serviços ambientais, como qualidade e disponibilidade hídricas (VALCARCEL, 1995), que por sua vez, afeta o desenvolvimento regional, podendo, segundo a literatura, ser quantificados economicamente (COSTANZA et al., 1997).

Os ecossistemas perturbados constituem a principal paisagem da região do terço médio da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, onde há pequenos fragmentos florestais isolados entre pastagens abandonadas e com diferenciados níveis de processos erosivos (TOLEDO e PEREIRA, 2004). Nas regiões de relevo acidentado, os problemas de erosão das encostas são frequentes, como na bacia do rio Barra Mansa e na bacia do ribeirão Cachimbal localizada na vertente direita, onde há maior incidência dos processos erosivos (CASTRO et al., 2002; CEIVAP, 2002).

Para reverter o atual quadro de degradação, faz-se necessário empregar modelos alternativos de recuperação nos ambientes perturbados, pois as comunidades encontram-se descapitalizadas e sem meios para investir. Assim, um projeto de restauração pode se iniciar pelo levantamento das espécies que conseguem subsistir e criar meios para estabelecer serviços ambientais aos ecossistemas. Segundo Chazdon (2008), níveis originais desses serviços podem ser restabelecidos com o processo de recuperação, em especial de forma natural.

De acordo com Valcarcel e Silva (2000), a restauração de áreas onde ainda há solos com traços de matéria orgânica, mosaicos de pequenos fragmentos florestais e vegetação rala com predomínio de pastagens abandonadas, requer estratégias específicas. Segundo esses autores, tais estratégias demandam o conhecimento das espécies invasoras espontâneas da região, que suportam as adversidades locais, como ataque de insetos, estresses hídrico e térmico, resistência às queimadas e pastoreio extensivo. A recuperação florestal dessas áreas pode ser limitada por vários fatores bióticos e abióticos. Dentre os fatores bióticos estão a alta densidade de gramíneas, que inibem a germinação, crescimento e estabelecimento de espécies lenhosas (MIRITI, 1998; HOLL et al., 2000; CAMPOS, 2010; ORTEGA-PIECK et al., 2011); a exposição ao fogo (MARTINS et al., 2002); a destruição do banco de sementes viáveis (BAIDER et al., 1999; ARAUJO et al., 2001; GASPARINO et al., 2006; BRAGA et al., 2008); a redução da chuva de sementes (MIRITI, 1998; GASPARINO et al., 2006) e as altas taxas de predação destas por insetos e mamíferos (MOUTINHO, 1998). Já no contexto dos fatores abióticos que restringem o estabelecimento de espécies florestais estão incluídos a baixa umidade do solo e do ar, a compactação do solo, os valores elevados de temperatura e a

baixa fertilidade, associada ao intenso escoamento superficial (BUSCHBACHER et al., 1988). A intensidade desses fatores é, em grande parte, determinada pela intensidade e modo de uso da terra antes do abandono (UHL et al., 1988; ENGEL e PARROTTA, 2008).

Algumas espécies exóticas têm sido utilizadas como iniciais no estabelecimento de processos sucessionais, principalmente pela sua rusticidade (CORTINES e VALCARCEL, 2009; ROPPA, 2009). No entanto, o grande desafio da restauração como ciência é ampliar o conjunto de espécies nativas rústicas o suficiente para colonizar, estabelecer populações viáveis e desenvolver propriedades emergentes, de modo a se tornarem espécies facilitadoras da sucessão ecológica, constituindo modelos naturais de restauração de ecossistemas perturbados.

O conhecimento das estratégias de estabelecimento e colonização adotadas pelas espécies vegetais pioneiras pode viabilizar projetos sustentáveis de restauração florestal. Nesse contexto, foi selecionada para este estudo a espécie arbustiva *Clidemia urceolata* DC. (Melastomataceae), que se estabelece e coloniza espontaneamente pastagens abandonadas na bacia do rio Paraíba do Sul (MENEZES, 2008). Nessas áreas, sua distribuição agregada forma núcleos de tamanhos variados, onde se observa espécies de diferentes hábitos, entre as quais se destaca *Cecropia pachystachya* Trécul. Dessa forma, a *C. urceolata* pode exercer funções importantes no avanço da sucessão. Outras espécies pioneiras da mesma família são frequentes nos processos de regeneração natural dos ecossistemas florestais alterados (ARAÚJO et al., 2001; FRANCO, 2005; TRÊS et al., 2007; BRAGA et al., 2008), tendo importante função na reversão de tendência de degradação dos ecossistemas, pois são as primeiras a ativar mecanismos de resiliência. Por essas importantes habilidades, caracterizar os núcleos de *C. urceolata* e sua distribuição ao longo dos ecossistemas perturbados podem ser fundamentais para aperfeiçoar estratégias de restauração nas áreas perturbadas.

O presente estudo objetivou quantificar e caracterizar os núcleos de vegetação espontânea com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* na microbacia do rio Barra Mansa de modo a avaliar seu potencial de colonização de pastagens perturbadas de microbacias similares da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A área estudada corresponde ao trecho médio e inferior da bacia hidrográfica do rio Barra Mansa (6.839 ha), pertencente ao médio Paraíba do Sul. Ela se encontra no município de Barra Mansa, RJ (coordenadas 22° 32'40'' e 22° 40'60''S e 44° 12' e 44° 06'20''W) (Figura I.1). Segundo dados do INMET (1992), cuja série histórica remonta ao período 1962-1990, o clima é do tipo Aw, segundo Köppen, com médias anuais de precipitação de 1300 mm e de temperatura de 20,9°C.

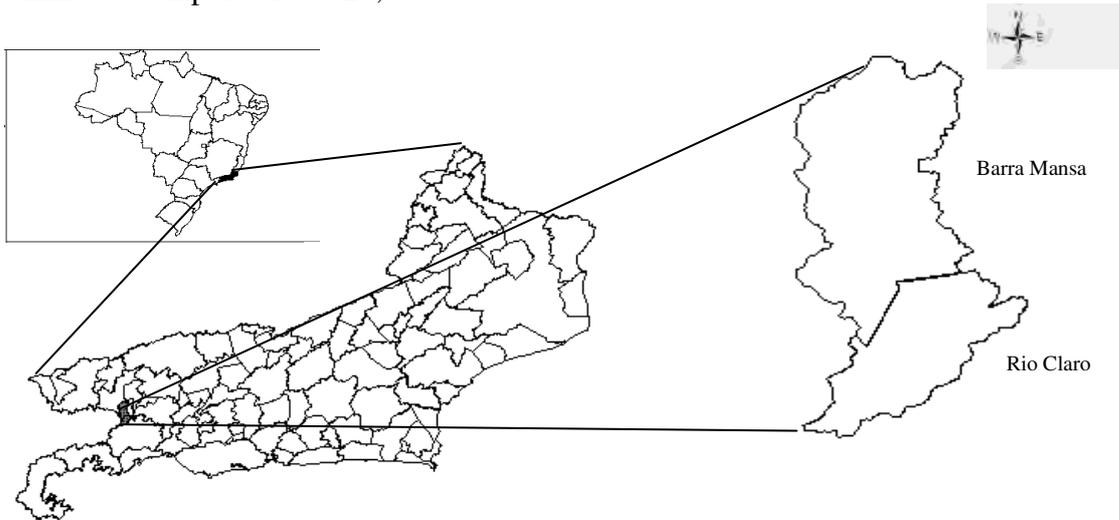


Figura I.1: Bacia Hidrográfica do rio Barra Mansa, RJ, destacando o trecho do Município de Barra Mansa, onde foram feitos os levantamentos.

O histórico de devastação da Bacia hidrográfica do rio Barra Mansa reflete o processo de ocupação do Médio Paraíba, onde as florestas, que originalmente cobriam toda a região, foram substituídas pelas lavouras de café, no século XIX (DRUMMOND, 1997). A falta de critérios adequados de conservação do solo e de mananciais, caracterizada pelo desmatamento indiscriminado e plantios em linha no sentido do maior declive ao longo das encostas, levaram à decadência da cafeicultura no passado e, no presente a formação de grandes extensões de terras degradadas com intensos processos erosivos, perda de biodiversidade, poluição e assoreamento dos cursos de água e redução na qualidade e disponibilidade de mananciais hídricos (COPPE-UFRJ, 2000). Em substituição às lavouras de café vieram as pastagens extensivas, que também não se caracterizaram pela adoção de técnicas de conservação dos solos e das águas (CEIVAP, 2002). Os desmatamentos continuaram e as pastagens se estenderam sobre áreas declivosas (MENEZES, 2008) até a limitação de retorno econômico ter constituído o principal agente conservacionista regional.

A Bacia hidrográfica do rio Barra Mansa pertence ao bioma Mata Atlântica (RADAMBRASIL, 1983), cuja cobertura florestal encontra-se reduzida a aproximadamente 3% (COPPE-UFRJ, 2000). Os remanescentes florestais tem composição estrutural semelhante a vegetação secundária (capoeiras). As pastagens são de baixa produtividade e altos níveis de degradação, ocupando mais de 80% da bacia, onde as cicatrizes dos processos erosivos constituem evidências práticas que atestam o estado de degradação (COPPE-UFRJ, 2000). O relevo, extremamente acidentado, associado à ocorrência de Argissolos de alta erodibilidade, favorecem a ocorrência dos processos erosivos (Fundação COPPETEC, 2007).

A prática da queimada, que está relacionada ao processo histórico de ocupação da região, ainda é utilizada como modo barato de “renovação” das pastagens (COPPE-UFRJ, 2000). Também são verificadas queimadas acidentais ou intencionais frequentes nas margens das rodovias. Essa prática resulta em contínuo empobrecimento dos solos e aumento dos processos erosivos, que associado ao pisoteio do gado (sobrepastoreio) nas encostas declivosas catalisam os processos erosivos, formando voçorocas (CASTRO et al., 2002).

A degradação do solo da bacia contribui para a reduzida importância econômica da atividade agropecuária em Barra Mansa, que é inferior a 3% do PIB municipal (IBGE, 2011). Entre os anos de 1985 e 1996, esse município teve uma acentuada diminuição de áreas ocupadas com lavouras e pastagens (aproximadamente 23%) (COPPE-UFRJ, 2000). A degradação do solo refletiu na evasão da população rural e no crescimento urbano, que se expandiu ocupando inadequadamente encostas com declives mais acentuados e margens de rios, que já se encontravam degradadas e sem condições geotécnicas que garantissem o controle da erosão (COPPE-UFRJ, 2000).

2.2 Espécie estudada

A *Clidemia urceolata* DC. é um arbusto pioneiro, com porte variando entre de 0,5 a 2 m de altura (Figura 1.2), pertencente a família Melastomataceae (GOLDENBERG et al., 2005; MICHELANGELI e REGINATO, 2010) e conhecida regionalmente como mixirico. Essa família apresenta aproximadamente 4.570 espécies distribuídas pelas regiões tropicais e subtropicais (CLAUSING e RENNER, 2001). A maioria destas espécies ocorre nos Neotrópicos, sendo as formações florestais do leste do Brasil uma das regiões da América mais ricas em Melastomataceae (GOLDENBERG e REGINATO, 2006). Cerca de 175 destas espécies pertencem ao gênero *Clidemia* D. Don (RENNER, 1993; CANDIDO, 2005), que ocorre desde o sul do México até o sul do Brasil, interiorizando-se pelo continente até o Paraguai (WURDACK et al., 1993). Aproximadamente 50 espécies desse gênero ocorrem no Brasil (CANDIDO, 2005).

De acordo com Michelangeli e Reginato (2010), a *C. urceolata* possui ampla distribuição da América Central ao Brasil, onde ocorre nos estados da Bahia, em toda a região sudeste, Paraná e Santa Catarina, dentro dos domínios fitogeográficos Caatinga e Mata Atlântica. Em áreas perturbadas da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul são observadas colonização espontânea da *C. urceolata* (MENEZES, 2008), formando núcleos de tamanhos variados.

De acordo com Goldenberg et al. (2005), a *C. urceolata* apresenta flores e frutos durante praticamente todo ano. Seus frutos carnosos contribuem para a dispersão zoocórica (LESSA e COSTA, 2009), que, segundo Levey (1990), é frequente nas espécies da família Melastomataceae. Ainda são poucos os estudos referentes à ecologia dessa espécie, especialmente quanto a sua função no processo de sucessão ecológica. Considerando seu potencial de colonização em áreas perturbadas, essa espécie foi selecionada como modelo de estudo de espécies que apresentam características funcionais semelhantes.



Figura I.2: Fotos de *Clidemia urceolata* no Município de Pinheiral, RJ. (Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul).

2.3 Amostragem

O levantamento dos núcleos de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *Clidemia urceolata* DC) foi feito no trecho médio e inferior da bacia do rio Barra Mansa. Os núcleos foram caracterizados quanto ao porte médio dos indivíduos de *C. urceolata* (porte baixo = plantas com $H \leq 0,60$ m; médio = $0,60 < H < 1,20$ m; e alto = $H \geq 1,20$ m), adensamento (esparso = possibilita acesso livre entre as plantas, dado o predomínio de pastagens; adensamento médio = possibilita a entrada livre entre as plantas com maior grau de dificuldade, pois predomina a *C. urceolata*; e adensado = não possibilita entrada livre), área do núcleo (pequeno: ≤ 500 m²; médio: entre 500 e 2000 m² e grande: ≥ 2000 m²) e estágio de desenvolvimento do núcleo (inicial = núcleo com predomínio de *C. urceolata* e ausência de indivíduos arbóreos; intermediário = predomínio da *C. urceolata* e presença de indivíduos arbóreos (≤ 10 indivíduos arbóreos adultos); e avançado = capoeira com indivíduos de *C. urceolata*, mas com maior diversidade de espécies (> 10 indivíduos arbóreos) (Figura I.3).

As características dos núcleos de *C. urceolata*, quanto ao porte das plantas, adensamento, área e estágio de desenvolvimento, foram avaliadas estatisticamente utilizando o teste Qui-quadrado (ZAR, 1999).

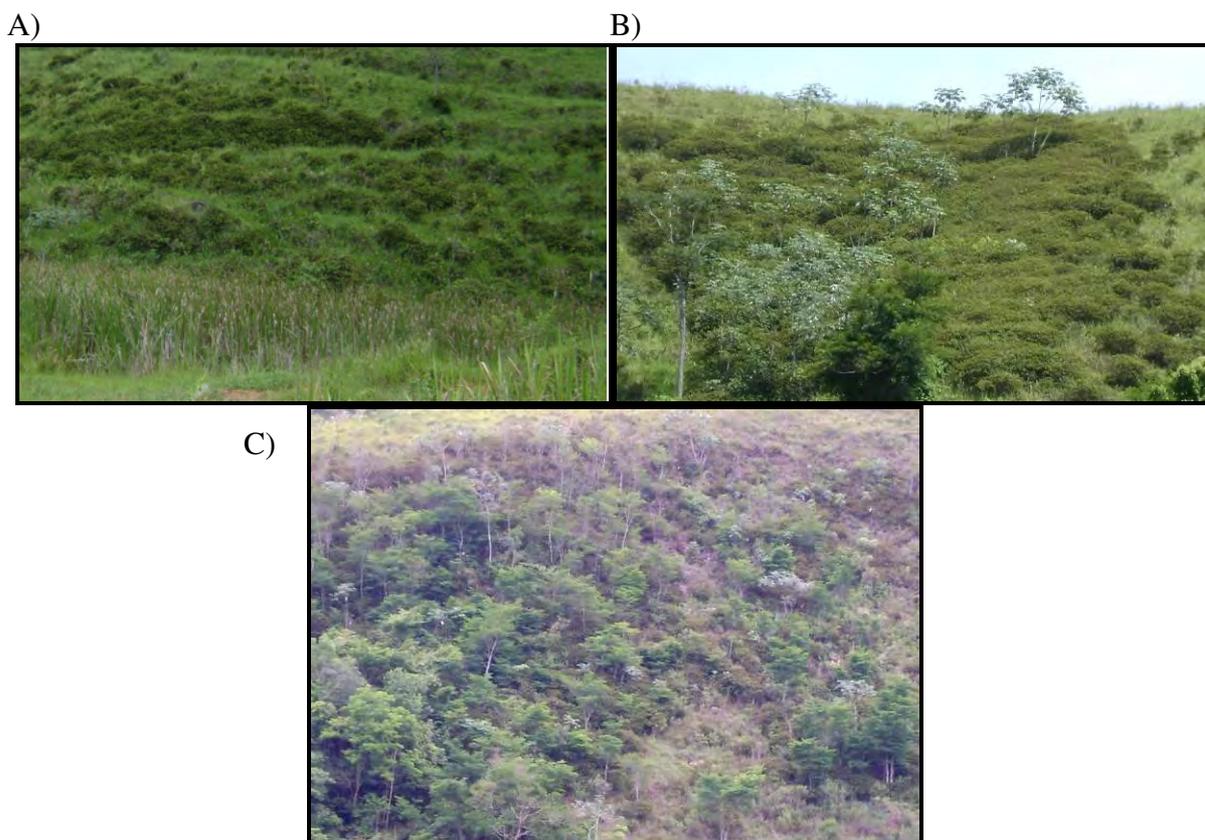


Figura I.3: Padrões dos estágios de desenvolvimento dos núcleos: (A) inicial; (B) intermediário e (C) avançado.

A área dos núcleos, georeferenciados em campo, com auxílio do GPS Garmim Etrex Venture, foi determinada a partir de imagens do *Google Earth Pro* georeferenciadas no programa ArcMap (Arc GIS 9.2). Os pontos (núcleos georeferenciados) foram sobrepostos às imagens, segundo procedimento descrito por Figueiredo et al. (2002). A delimitação e determinação da área dos núcleos de *C. urceolata* foi realizado por meio da ferramenta *sketch tool* do ArcMap.

3. RESULTADOS

Foram determinados 26 núcleos de vegetação com dominância fitofisionômica de *Clidemia urceolata* DC. em diferentes fases de desenvolvimento, que correspondem a 7,9 ha (0,11%) do trecho médio e inferior da bacia estudada (Figura I.4).

A maior parte dos núcleos (76,96%) apresentou porte médio das plantas ($\chi^2 = 22,23$, $gl = 2$, $p < 0,01$), ou seja, núcleos com predomínio de indivíduos de *C. urceolata* com altura entre 0,6 e 1,2 m (Figura I.5). Em relação ao adensamento, foi observada uma tendência de predomínio do médio (pouco adensado) (42,31%) sobre o adensado (34,61%), e por sua vez, sobre os esparsos (23,08%), embora não tenha sido encontrada diferença significativa entre essas categorias ($\chi^2 = 1,46$, $gl = 2$, $p > 0,05$) (Figura I.5). Esse mesmo comportamento foi observado para os parâmetros área e estágio de desenvolvimento. Apesar da ausência de diferenças significativas, foi observada uma tendência crescente de núcleos pequenos (23,08%), médios (34,61%) e grandes (42,31%) ($\chi^2 = 1,46$, $gl = 2$, $p > 0,01$) e de estágio de desenvolvimento avançado (19,23%), inicial (34,61%) e intermediário (46,16%) ($\chi^2 = 2,85$, $gl = 2$, $p > 0,01$) (Figura I.5).



Figura I.4: Distribuição dos núcleos de *Clidemia urceolata* DC. georeferenciados na bacia do rio Barra Mansa, Barra Mansa-RJ.

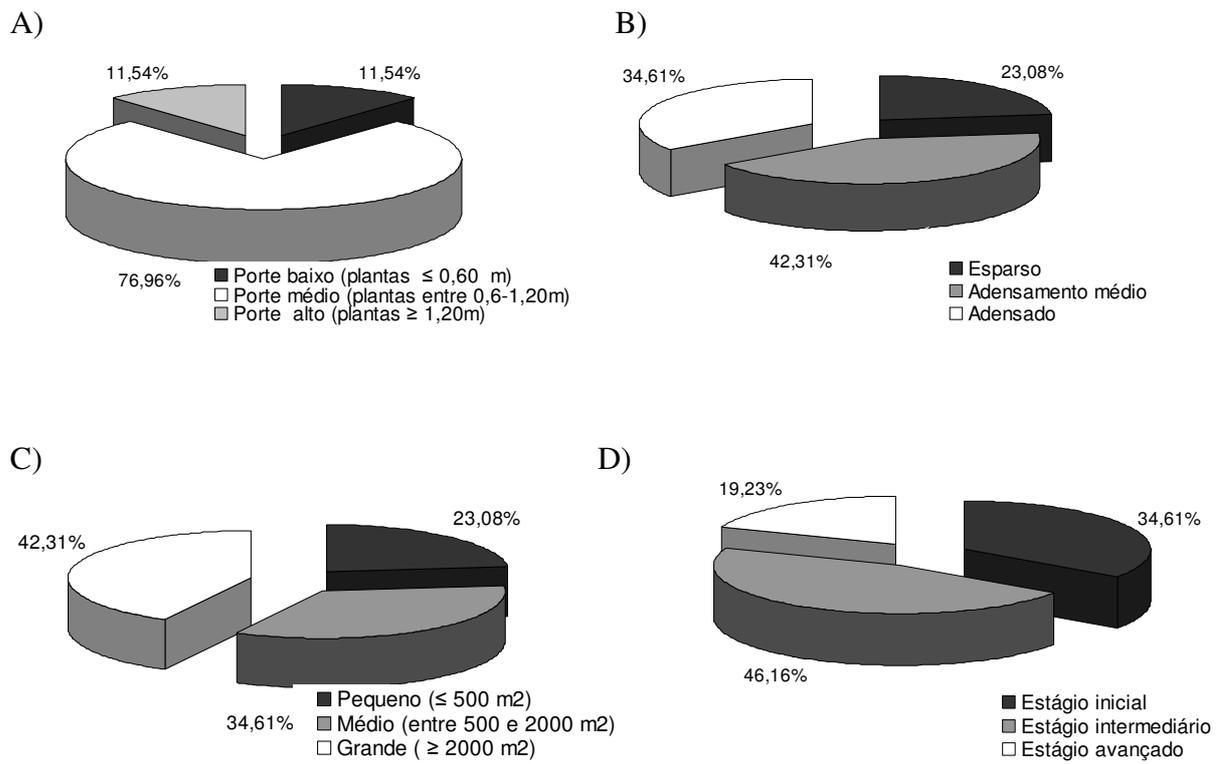


Figura I.5: Caracterização dos núcleos quanto ao porte das plantas (A), adensamento (B), área (C) e estágio de desenvolvimento (D).

4. DISCUSSÃO

Os resultados indicaram que os núcleos se encontram em processo de estabelecimento, predominando porte médio das plantas, pouco adensado, tamanho grande e estágio intermediário de desenvolvimento; com mais indivíduos de *C. urceolata* e outras espécies entrando no sistema pastagens perturbadas. O predomínio de núcleos com porte médio (indivíduos de *C. urceolata* entre 0,6 e 1,2 m de altura) sugere que o processo de estabelecimento e, principalmente, a colonização são recentes, pois segundo Goldenberg et al. (2005), essas espécies podem atingir 2,0 m de altura na idade adulta. No entanto, as características diferenciadas demonstram que há núcleos de *C. urceolata* em diferentes estágios de desenvolvimento e que a evolução inicial dos mesmos pode estar ocorrendo de acordo com o crescimento e adensamento dos indivíduos. Esses diferentes estágios de desenvolvimento sugerem um dinamismo dos núcleos de *C. urceolata* no sistema bacia do rio Barra Mansa, com os núcleos jovens representando a entrada da espécie no sistema (pequenas moitas de *C. urceolata* em meio à pastagem) e a sua saída quando há o avanço no estágio sucessional.

A capacidade da *C. urceolata* em colonizar pastagens perturbadas, com solos exauridos após intenso uso (poucos recursos, como água, matéria orgânica e nutrientes; solos compactados e elevada oscilação térmica diária) e fogo frequente, de modo a formar pequenas moitas, assim como dominar a fisionomia de capoeiras em diferentes estágios de desenvolvimento, possivelmente está associada a estratégias específicas de vida dessa espécie. Estratégias como produção abundante de frutos (Anexo I.1) e sementes durante todo ano, e dispersão zoocórica (observação pessoal) podem contribuir para a dispersão da espécie no tempo e no espaço, assim como para atrair dispersores de propágulos de outras espécies para o seu entorno, o que potencializa o seu papel como nucleadora. Essa dispersão zoocórica é a mais frequente para as espécies da família Melastomataceae (LEVEY, 1990), a qual pertence a *C. urceolata*. As espécies dessa família são recursos importantes para diferentes populações animais das matas secundárias, principalmente as aves (STILES e ROSSELLI, 1983; POULIN et al. 1999; PEREIRA e MANTOVANI, 2001; ANTONINI e NUNES-FREITAS, 2004).

Outra estratégia de colonização de pastagens perturbadas pode estar associada à sua reprodução vegetativa, em que grupos de ramos podem estar ligados por raízes subterrâneas. Observações em campo, com escavações de raízes de *C. urceolata* crescendo em áreas abertas de pastagens abandonadas revelou ramos individuais com sistema radicular isolado e grupos de ramos interligados pelas raízes. Já nas clareiras dos fragmentos foram observados indivíduos de *C. urceolata* com raízes individuais. Segundo Rosa e Souza (2004), a reprodução vegetativa por meio de raízes é comum em espécies de Cerrado, assim como é constatada em plantas de mata. A ocorrência de reprodução vegetativa já foi observada em espécies de *Piper* sp., que tem hábito de formar touceiras, principalmente em áreas de borda de mata (ROSA e SOUZA, 2004; MIRANDA et al., 2009). Esse tipo de comportamento também foi identificado por Williamson et al. (1998), avaliando as estratégias de colonização da pioneira *Vismia* sp., em pastagens perturbadas e abandonadas na Amazônia Central e beiras de estradas na Mata Atlântica, em Linhares, ES. Segundo os mesmos autores, o hábito clonal de alguns indivíduos pode ser uma resposta facultativa às perturbações frequentes. Esse mecanismo pode contribuir para o sucesso de colonização dessas espécies em pastagens perturbadas, de forma a resistir à competição de gramíneas, que segundo Holl et al. (2000), Campos (2010) e Ortega-Pieck et al. (2011) é uma das principais barreiras para o sucesso da regeneração e recuperação desses ambientes.

A junção dessas estratégias de colonização contribui para caracterizar a *C. urceolata* como uma espécie rústica, que segundo Pott e Pott (2002) e Baylão Junior (2010) é a espécie capaz de colonizar terrenos declivosos, que perderam capacidade de produção agrícola, devido aos seus solos pobres em nutrientes e com baixos teores de matéria orgânica, que, muitas vezes, sofrem frequentes perturbações como fogo, agravando ainda mais a qualidade do solo.

O sucesso de colonização das primeiras pioneiras pode estar associada às características iniciais da área e aos usos anteriores ao abandono das mesmas (WILLIAMSON et al., 1998). Segundo o mesmo autor, uma pioneira bem estabelecida pode reestruturar as funções ecológicas em uma dada região e contribuir para regeneração das espécies florestais sob seu dossel.

Assim como observado para a *C. urceolata*, outras espécies pioneiras com capacidade nucleadora e potencial para a restauração florestal foram identificadas em outras áreas perturbadas, como em pastagens abandonadas na Costa Rica (SLOCUM e HORVITZ, 2000; HOLL et al. 2000); no município de Guaraqueçaba, PR (CAMPO, 2010) e na região de Pirai, RJ (BAYLÃO JUNIOR, 2010). A capacidade de fornecimento de abrigo e alimento para a fauna dispersora contribui no incremento de sementes em torno dessas plantas (SLOCUM e HORVITZ, 2000; SANTOS e PILLAR, 2007). Segundo Holl et al. (2000); Baylão Junior (2010) e Campos (2010), a elevada regeneração de outras espécies em torno dessas plantas pode contribuir na formação de núcleos de vegetação e no avanço da sucessão, consolidando os processos ecológicos responsáveis pela sustentabilidade da floresta.

A organização em núcleos da vegetação também foi descrita em outros ambientes como na Restinga, como as moitas de *Clusias* e bromélias (SCARANO, 2002; PIMENTEL et al., 2007). Segundo Scarano (2002), essas espécies fornecem microhábitats favoráveis, permitindo a germinação e crescimento de outras espécies nesses ambientes inóspitos e com isso possibilitam o avanço sucessional.

Nas pastagens perturbadas e abandonadas onde os solos apresentam pouca matéria orgânica e horizonte “A” parcialmente decapitado, podendo ter restrição para estabelecimento das plantas exigentes, as espécies pioneiras podem ter um papel fundamental na modificação desses ambientes, assim como na facilitação do estabelecimento de outras espécies. Nesse foco, *C. urceolata* pode ser entendida como uma espécie com grande potencial de restauração florestal dos ecossistemas perturbados. Para tanto, faz-se necessária uma avaliação mais precisa, utilizando indicadores bióticos e abióticos da sucessão para validar esse potencial.

5. CONCLUSÕES

A presença de núcleos de vegetação com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* em 7,9 ha dos 6.839 ha da bacia hidrográfica em estudo, assim como a tendência de predomínio de núcleos de porte médio (76,92%), pouco adensado (42,31%), tamanho grande (42,31%) e estágio intermediário de desenvolvimento (46,16%), evidenciou que os mesmos se encontram em formação, com mais indivíduos de *C. urceolata* e outras espécies entrando no sistema bacia Hidrográfica.

A estratégia de vida da *C. urceolata* a caracteriza como uma espécie rústica, pois possibilita sua colonização espontânea em áreas de pastagens perturbadas e abandonadas que perderam capacidade de produção agrícola.

A forma de colonização da *C. urceolata* em pastagens perturbadas (formação de moitas), acrescida de suas estratégias de reprodução e dispersão pode constituir com propriedades ecológicas capazes de atrair novas espécies e contribuir para dinamizar a sucessão ecológica, podendo atuar como agente espontâneo de restauração florestal dos ecossistemas perturbados.

**CAPÍTULO II - AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO
SUCESSIONAL EM ÁREAS COM NÍVEIS DIFERENCIADOS DE
COLONIZAÇÃO DE *Clidemia urceolata* DC**

RESUMO

Espécies arbustivas e arbóreas pioneiras, que colonizam espontaneamente áreas de pastagens abandonadas ou terrenos que perderam sua capacidade de produção agrícola, podem catalisar a recuperação desses ambientes perturbados. Para analisar se os núcleos de *Clidemia urceolata* apresentam essa capacidade catalisadora/facilitadora, o presente estudo objetivou avaliar o desenvolvimento sucessional dos sítios com diferentes níveis de colonização espontânea de *C. urceolata*, na bacia hidrográfica do Ribeirão Cachimbal, situada no médio vale da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul: S1 (pastagem perturbada), S2 (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*), S3 (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 (trecho de um fragmento florestal secundário). As variáveis avaliadas foram cobertura de *C. urceolata*, poáceas e ciperáceas; características florísticas e fitossociológicas dos estratos arbustivo-arbóreos estabelecidos e regenerantes. Os núcleos de *C. urceolata* (S2 e S3) apresentaram diminuição na cobertura de poáceas e ciperáceas, comparado ao S1. Comparações entre as características florísticas e fitossociológicas dos estratos arbustivo-arbóreo e regenerante indicaram que os sítios 1, 2, 3 e 4 representam diferentes fases sucessionais de um estágio inicial de sucessão, estabelecido após o abandono de pastagens perturbadas por extenso uso agropastoril. Foram observadas diminuição progressiva da dominância da família Asteraceae e o aumento da riqueza e abundância de indivíduos arbóreos de grupos sucessionais avançados no estrato regenerante, indicando avanços da tendência de sucessão ecológica na direção dos sítios S1 → S2 ≈ S3 → S4. As análises comparativas entre os estratos regenerantes e os arbustivos-arbóreos indicam aumento no número de indivíduos, famílias, gêneros e espécies nos sítios S2, S3 e S4. A regeneração espontânea de espécies arbustivas e arbóreas de grupos sucessionais avançados, indicou avanço da sucessão dentro dos próprios sítios 2, 3 e 4, o que pode consolidar a tendência de restauração nessas áreas, indicando assim, que esses núcleos possuem potencial catalisador/facilitador da sucessão.

Palavras-chave: regeneração, catalisação da sucessão, restauração florestal.

ABSTRACT

Pioneer shrub and arboreal species, which colonize areas of abandoned pastures or lands that have lost their spontaneous agricultural capacity, can catalyze the recovery of these disturbed areas. To analyze if the nuclei of *Clidemia urceolata* present that catalytic/facilitative capacity, the study aimed to evaluate the successional development of sites with different levels of spontaneous colonization of *C. urceolata* in the Ribeirão Cachimbal watershed, located in the medium valley watershed of the Paraíba do Sul river: S1 (disturbed pasture), S2 (S2 - “capoeira” with dominance of *C. urceolata*), S3 (“capoeirão” with dominance of *C. urceolata* and *Cecropia pachystachya*) and S4 (secondary forest fragment stretch). The evaluated variables were the covering of *C. urceolata*, Poaceae and Cyperaceae; floristics and phytosociology characteristics of the established shrubby-arboreal strata and regenerants. The nuclei of *C. urceolata* (S2 and S3) presented decrease in the Poaceae and Cyperaceae covering, compared to S1. The comparisons between the floristic and phytosociological characteristics of the established shrubby-arboreal strata and regenerants indicated that the S1, S2, S3 and S4 represent different successional phases of an initial stage of succession, established after the abandonment of pastures disturbed by extensive agro-grazing use. The progressive decrease in the dominance of the Asteraceae family and the increase in the richness and abundance of the advanced successional arboreal individuals groups in the regenerant stratum, which indicated progresses in the ecological succession tendency in direction to site $S1 \rightarrow S2 \approx S3 \rightarrow S4$. The comparative analyses between the regenerant strata and the established shrubby-arboreal indicate increase in the number of individuals, families, genus and species in the S2, S3 and S4 sites. The spontaneous regeneration of shrub and arboreal species of successional advanced groups indicated a progress in the succession inside the sites 2, 3 and 4, which can consolidate the restoration tendency in the refereed areas, indicating this way, that those nuclei possess catalyst/ facilitative potential of the succession.

Key-words: regeneration, catalysis of the succession, forest restoration.

1.INTRODUÇÃO

A sucessão ecológica é um processo natural pelo qual os ecossistemas se recuperam de distúrbios (PALMER, et al., 1997; YOUNG, 2000), sendo um fenômeno em que uma comunidade vegetal é progressivamente substituída ao longo do tempo (GANDOLFI et al., 2007).

A sucessão foi inicialmente considerada um processo determinístico, com substituição previsível das espécies no tempo, como descrito por Frederic Clements em 1916 (GLENN-LEWIN et al., 1992). No entanto, sabe-se que a ocorrência de distúrbios pode ser esporádica e frequente, afetando as condições iniciais e permitindo auto-determinação das comunidades nos ecossistemas e, assim, seguindo caminhos não previsíveis (GLEASON, 1926).

A partir desses conceitos, surgiram outras interpretações dos processos sucessionais e o estabelecimento de cadeias causais na tentativa de equacionarem a dinâmica das formações florestais. Rees et al. (2001), avaliando abordagens sobre dinâmicas da vegetação, descreveram sobre os mecanismos de balanço competição-colonização e nicho sucessional. Esses autores chamam competição-colonização a capacidade de dispersão e alta fecundidade, que permitem a colonização e estabelecimento de determinadas espécies em locais perturbados antes de chegarem às espécies tardias; e o nicho sucessional, o fato das condições iniciais facilitarem espécies pioneiras devido a seus requerimentos de nicho. Para Chazdon (2008), a sucessão florestal é um processo estocástico, resultante do comportamento dos componentes populações e espécies. Quanto ao avanço sucessional, a idéia aceita atualmente, é que a vegetação se desenvolva para associações mais estáveis e se mantenha devido a seu equilíbrio dinâmico nos ecossistemas (WHITMORE, 1998; MIRANDA, 2009).

De acordo com Palmer (1997), a ecologia de comunidades tem um papel importante no desenvolvimento da ciência da restauração ecológica. Dessa forma, compreender a dinâmica sucessional que ocorre naturalmente após perturbações é fundamental na determinação de estratégias de restauração (ENGEL e PARROTA, 2008), assim como pode servir como indicativo do seu sucesso ou insucesso (RODRIGUES et al., 2009). Na seleção de medidas de restauração, é importante avaliar o estado de perturbação da área, pois este é um dos fatores determinantes no restabelecimento de funções do ecossistema (VALCARCEL e SILVA, 2000; ENGEL e PARROTA, 2008; CHAZDON, 2008).

A substituição de espécies ao longo da sucessão conforma à dinâmica dos grupos funcionais, que estão relacionados com o conjunto de espécies que apresentam semelhanças nas exigências diversas para germinar, se estabelecer e crescer (UHL, 1987; SWAINE E WHITMORE, 1988; GANDOLFI, 1995; VIEIRA e SCARIOT, 2006).

Scarano e Dias (2004) afirmaram que apesar das divergências existentes nas teorias de estrutura de comunidades, é verdadeiro o fato das diferentes espécies terem distintas estratégias de exploração de recursos. Segundo os mesmos autores, elas cumprem funções determinadas, que podem ter diferentes graus de importância para o funcionamento do ecossistema no qual estão inseridas. Exemplo disso são espécies que conseguem se estabelecer nos estágios iniciais do processo de sucessão ecológica e contribuem para que um ambiente perturbado retorne ao seu equilíbrio dinâmico. Essas plantas possuem uma série de características diferenciadas que contribuem na colonização dos habitats recém-criados ou perturbados. Essas características podem ser observadas nos diferentes padrões existentes dentro do sistema de produção de sementes, tipos de diásporos e forma de dispersão, formação de banco de sementes e plântulas, dormência, percepção de fatores abióticos no processo de germinação, estratégias de estabelecimento e, até mesmo, associações com

microrganismos (PIÑA-RODRIGUES et al., 1990; MOREIRA e SIQUEIRA, 2002; ALMEIDA-CORTEZ, 2004; BORGHETTI, 2004; VIEIRA e SCARIOT, 2006).

Espécies arbustivas e arbóreas pioneiras, que colonizam espontaneamente áreas de pastagens abandonadas ou terrenos que perderam capacidade de produção agrícola, podem ter potencial para serem facilitadoras da regeneração natural, podendo catalisar a recuperação desses ambientes perturbados (HOLL et al., 2000; BAYLÃO JUNIOR, 2010; CAMPOS, 2010). Segundo Pott e Pott (2002), essas espécies são consideradas rústicas. Quando favorecem a colonização de outras espécies podem ser consideradas focais (SCARANO, 2000). De forma geral, o efeito catalítico dessas espécies no processo sucessional ocorre em decorrência das mudanças microclimáticas no seu entorno (favorecendo a regeneração de espécies florestais); do desenvolvimento da camada de serrapilheira (melhorando a fertilidade do solo); da atração da fauna dispersora (melhorando o aporte de propágulos), da supressão de invasoras (gramíneas) e da redução de incêndios (JONES et al., 1997; PARROTA et al., 1997; SLOCUM e HORVITZ, 2000; REIS et al., 2007; ORTEGA-PIECK et al., 2011), contribuindo com a formação de núcleos de vegetação e avanço da sucessão. Dessa forma, conhecer os potenciais de auto-regeneração de áreas perturbadas e seu papel no processo sucessional pode ser fundamental para o desenvolvimento de estratégias mais eficientes e de baixo custo para projetos de restauração ecológica nessas áreas. Segundo Griscom et al. (2009), os fatores que facilitam ou inibem a sucessão florestal devem ser levados em consideração para aperfeiçoamento dos projetos de restauração.

Nesse contexto, o presente capítulo objetivou avaliar o desenvolvimento sucessional de áreas com diferentes níveis de colonização espontânea de *C. urceolata*, em meio a pastagens perturbadas, localizadas no terço médio da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. O papel dos núcleos de *C. urceolata* no processo de restauração florestal foi avaliado a partir dos seguintes objetivos específicos: 1) verificar as possíveis influências dos núcleos de *C. urceolata* sobre a cobertura de poáceas e ciperáceas; 2) caracterizar (florística e fitossociologicamente) os estratos arbustivo-arbóreos estabelecidos; 3) avaliar a regeneração espontânea a partir da composição florística, parâmetros fitossociológicos, hábitos e categorias sucessionais e, 4) analisar e comparar o estrato arbustivo-arbóreo e a regeneração espontânea dessas áreas, de forma a verificar possíveis diferenças sucessionais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A área de estudo está inserida na microbacia hidrográfica do ribeirão Cachimbal, pertencente à bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. Sua localização política é no Município de Pinheiral, RJ (latitudes 22°29'03'' e 22°35'27''S e longitudes 43°54'49'' e 44°04'05''W), no Médio Vale do rio Paraíba do Sul (Figura II.1). A área de estudo está localizada no Campus Nilo Peçanha-Pinheiral do Instituto Federal do Rio de Janeiro (IFRJ) (Figura II.1), em meio a pastagem sobre solo pobre, com baixa capacidade de uso (0,2 u.a./ha) e com várias cicatrizes de processos erosivos e termiteiros, constituindo, segundo Menezes (2008), um quadro ambiental de ecossistema perturbado pela lavoura do café entre o início do século XIX (ciclo do café) e pecuária, no primeiro terço do século XX.

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, temperado de inverno seco e verão chuvoso, e tipo Am, clima tropical chuvoso, de monção, com inverno seco (INMET, 1992). A precipitação anual é de 1322 mm ano⁻¹, com excedente nos meses de dezembro a março e escassez hídrica nos meses de junho a setembro (INMET, 1992). A temperatura média anual é de 20,9°C, com máxima em dezembro e janeiro (30-33°C), e mínima em julho (12-13°C). A umidade relativa do ar possui valores superiores a 80% na maior parte do ano (INMET, 1992).

O relevo da bacia do ribeirão Cachimbal varia entre ondulado a forte ondulado, com altitudes entre 360 m, no exutório e 720 m na serra do Arrozal (interflúvio ao sul da bacia). Predominam encostas declivosas (72,0% da área), poucos topos de morros aplainados (5,7%) e várzeas estreitas (22,3%) (OLIVEIRA, 1998).

Os solos Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Amarelo e Argissolo Vermelho-Amarelo Planossólico predominam nas áreas mais elevadas e o Gleí Húmico nas áreas de baixada (MENEZES, 1999), sendo que nos sítios amostrais do presente estudo, ocorrem Latossolo amarelo distrófico (BERNINI, T.A. Comunicação pessoal, 2010).

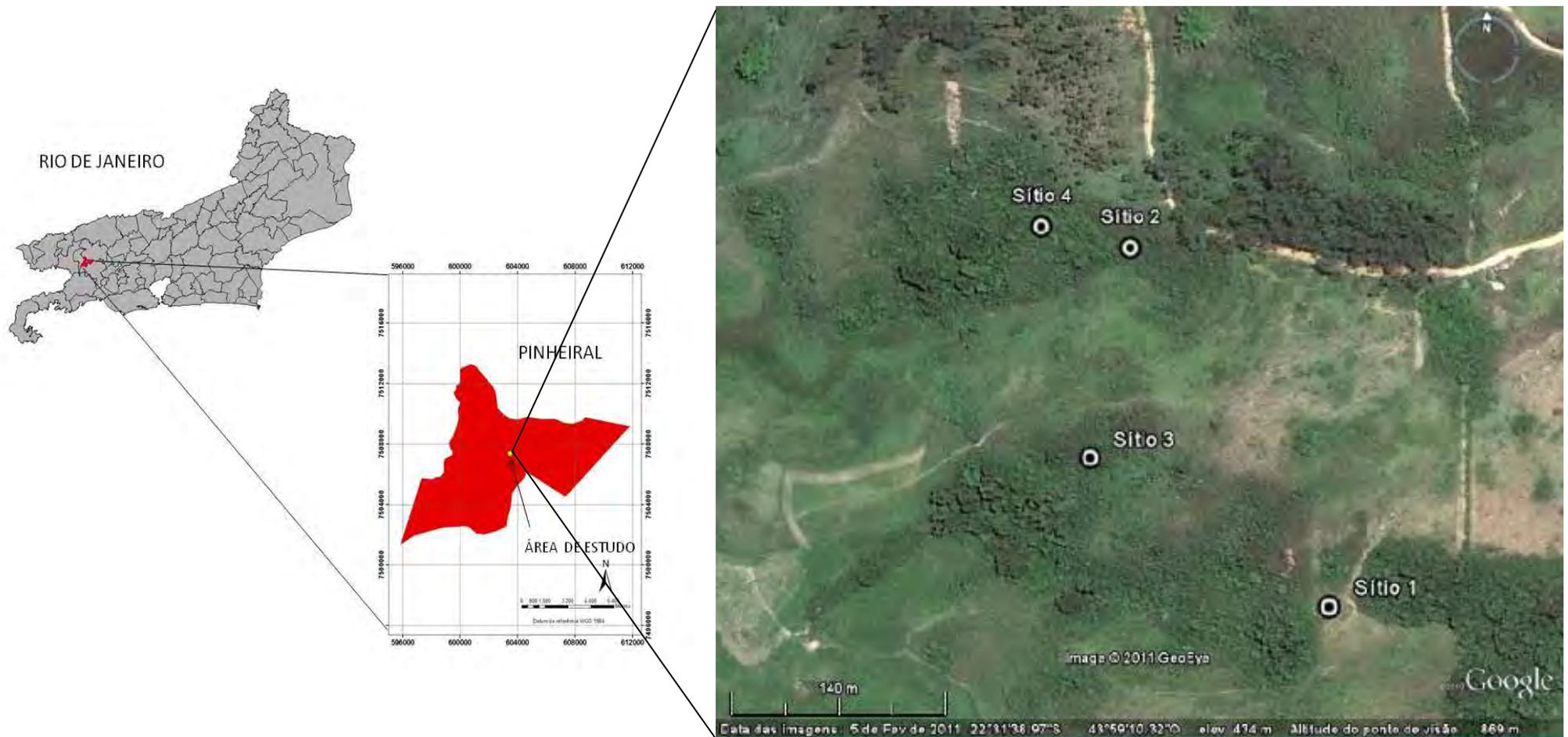


Figura II.1: Localização dos sítios amostrais na área de estudo situada no IFRJ Campus Nilo Peçanha- Pinheiral, RJ.

Histórico de uso do solo

O Município de Pinheiral sintetiza a história de ocupação do Médio Vale do rio Paraíba do Sul. Nessa região, os vários ciclos econômicos, compostos pelas atividades extrativistas, práticas agrícolas sem técnicas conservacionistas, em especial a cafeicultura, seguidas pela pecuária leiteira e de corte, conduziram ao atual cenário de áreas perturbadas e degradadas da região (DRUMMOND, 1997).

A área de Pinheiral apresenta graves problemas com erosão, o que traz prejuízos econômicos e sócio-ambientais, principalmente no que tange a produção de sedimentos e sua transferência para o rio Paraíba do Sul, principal transposição para formação do Rio Guandu (fonte de abastecimento do Estado do Rio de Janeiro). Segundo CEIVAP (2002), 88% da área do município estão na classe de alta ou muito alta vulnerabilidade a erosão.

A área situa-se sob domínio do bioma Mata Atlântica, com cobertura original de Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 1992). De acordo com Oliveira (1998), a bacia do Cachimbal, em especial o trecho de Pinheiral, apresenta poucos fragmentos de floresta secundária em diferentes estágios sucessionais, que segundo Toledo e Pereira (2004), encontram-se isolados em meio a pastagens. Conforme TCE-RJ (2004), apenas 18% da área do Município de Pinheiral correspondem à vegetação secundária e 76% é ocupada por pastagens degradadas, nativas e plantadas. Essas pastagens apresentam diferentes usos e abandonos; o que permite o surgimento de outras formas de vegetações como os pastos sujos e capoeiras (OLIVEIRA, 1998).

O uso de queimadas para a limpeza dos pastos é uma prática frequente na região, resultando em contínuo empobrecimento dos solos e aumento dos processos erosivos, que associado ao pisoteio do gado (sobrepastoreio) nas encostas declivosas catalisam os processos erosivos, formando voçorocas (OLIVEIRA, 1998). Atualmente, grande parte dessas áreas encontra-se com tendência de degradação, ou seja, empobrecimento paulatino no tempo, mesmo com mínimas taxas de uso.

Em meio a esse cenário de áreas perturbadas, há colonização espontânea de espécies arbustivas, dentre as quais se destaca *Clidemia urceolata* DC. (Melastomataceae) (MENEZES, 2008). Essa espécie possui distribuição agregada, formando núcleos de tamanhos variados, onde podem ser observadas outras espécies de diferentes hábitos (Anexo II.1).

2.2 Sítios amostrais

Para avaliar o papel dos núcleos de *Clidemia urceolata* DC. no processo de sucessão ecológica foram selecionados quatro sítios amostrais em diferentes níveis de colonização dessa espécie (Figura II.1 e II.2). A seguinte descrição dos sítios foi embasada em análises fitofisionômicas prévias, partindo da espécie que ocorre de forma dominante, segundo Siminski et al. (2004).

- Sítio 1 (S1): pastagem perturbada e abandonada (0,2 ha) com solo exaurido após pastoreio extensivo e fogo frequente, não sendo observadas espécies arbustivo-arbóreas ($DAP \geq 5$ cm), mas apresentando colonização inicial de *C. urceolata* (poucos indivíduos jovens). Idade presumida de 3 anos (SILVA, M.S. Comunicação pessoal, 2009);

- Sítio 2 (S2) (núcleo de *C. urceolata*): capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*, com aproximadamente 0,024 ha. Idade presumida de 10 anos (SILVA, M.S. Comunicação pessoal, 2009);
- Sítio 3 (S3) (núcleo de *C. urceolata*): capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*, com aproximadamente 0,024 ha. Idade presumida de 15 anos (SILVA, M.S. Comunicação pessoal, 2009);
- Sítio 4 (S4): trecho de um fragmento florestal secundário, sem dominância fisionômica de uma espécie, e com presença escassa de *C. urceolata*. O fragmento possui cerca de 1 ha. Sua idade presumida é de 30 anos (SILVA, M.S. Comunicação pessoal, 2009).

A seleção dos quatro sítios amostrais foram feitas considerando as características físicas similares (declividade média de 55%, altitude média de 418m, feição côncava do terreno, face de exposição sul-sudoeste, localização no terço médio da topossequência e Latossolos Amarelos distróficos). Igualando os fatores ambientais, que segundo Pinto et al. (2005), interferem na determinação ou direcionamento da sucessão ecológica, evita-se possíveis interferências nas análises de influência dos núcleos de *C. urceolata* na sucessão florestal. Outro fator considerado foi a proximidade dos sítios amostrais e dos fragmentos florestais (fontes de propágulos) da região. Os sítios estão similarmente distantes cerca de 1 km dos fragmentos.

S1



S2



S3



S4



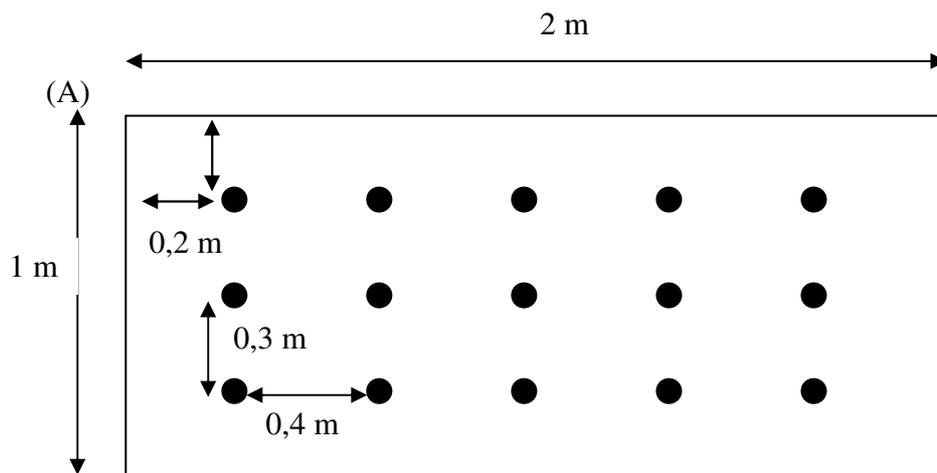
Figura II.2: Sítios amostrais localizados no IFRJ Campus Nilo Peçanha – Pinheiral, RJ. Sendo, S1: Sítio 1; S2: Sítio 2; S3: Sítio3 e S4: Sítio 4

2.3 Caracterização dos sítios amostrais

2.3.1 Avaliação da cobertura de *Clidemia urceolata*, Poaceae e Cyperaceae

O levantamento da cobertura de *C. urceolata*, poáceas e ciperáceas nos sítios amostrais foi realizado nos meses de março e abril de 2009, utilizando-se uma adaptação do método de pontos (COCKAINE, 1926, adaptado por MANTOVANI, 1987). Este método foi selecionado por ser recomendável para ambientes onde predominam espécies de porte herbáceo, arbustivo e trepadeiras (CASTELLANI e STUBBLEBINE, 1993) e pelo fato das espécies avaliadas, em sua maioria, possuírem crescimento rizomatozo, o que dificulta a estimativa de abundância dessas espécies.

Devido à peculiaridade dos núcleos de *C. urceolata*, que impossibilitam transitar na área livremente sem impactar a vegetação, o método de pontos foi aplicado em áreas de 2 m² (2 x 1 m) delimitadas para avaliação da regeneração, onde foram levantados 15 pontos (Figura II.3A; Anexo II.2). Cada sítio amostral possui 12 parcelas, totalizando 180 pontos. O método consistiu em apoiar verticalmente uma vara graduada de 3 m de altura em cada ponto, em que foram registradas as seguintes informações: (a) espécie(s) tocada(s) pela vara; (b) número de toques; (c) número e altura do(s) indivíduo(s) (Figura II.3B).



(B)



Fonte: Francês e Valcarcel (1995).

Figura II.3: (A) Distribuição dos pontos em área do levantamento da cobertura de *C. urceolata*, poáceas e ciperáceas nos sítios amostrais (S1, S2, S3 e S4), Pinheiral-RJ; (B) Método de pontos: disposição da vara graduada para avaliações.

Com base nos dados obtidos a partir do método de pontos, foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos:

- Densidade relativa (DR): foi utilizada uma adaptação da relação estabelecida por Matteucci e Colma (1982) (Equação II.1).

$$DR = 100 \cdot \frac{n}{N} \quad (\text{II.1})$$

Onde:

n = número de vezes que a espécie considerada ocorreu (podendo ser o mesmo indivíduo em pontos distintos).

N = número de vezes que os indivíduos amostrados de todas as espécies ocorreram (podendo ser o mesmo indivíduo em pontos distintos).

- Vigor absoluto (VA): expressa o êxito que uma espécie tem na comunidade. Usou-se o número de toques da espécie na vara para o cálculo deste parâmetro que equivale à dominância em outros métodos (MATTEUCCI e COLMA, 1982) (Equação II.2).

$$VA = 100 \cdot \frac{NT}{NTP} \quad (\text{II.2})$$

Onde:

NT = número de toques da espécie considerada.

NTP = número total de pontos.

- Vigor relativo (VR): corresponde à proporção do vigor absoluto de cada espécie em relação às demais (MATTEUCCI e COLMA, 1982) (Equação II.3).

$$VR = 100 \cdot \frac{VA}{\sum VA} \text{ ou } VR = 100 \cdot \frac{NT}{NTT} \quad (\text{II.3})$$

Onde:

VA = vigor absoluto da espécie considerada.

$\sum VA$ = somatório dos vigores absolutos de todas as espécies.

NTT = número total de toques.

- Média de toques (MT): estimativa da relação entre o número de vezes que a vara toca a espécie com o número de pontos onde a espécie ocorre, determinando o número médio de estratos de folhagem que cobre o solo (PEREIRA, 1990 *apud* SILVA, 1991) (Equação II.4).

$$MT = \frac{NT}{NP} \quad (\text{II.4})$$

Onde:

NT = número de toques da espécie considerada.

NP = número de pontos com a espécie considerada.

- Frequência ou cobertura absoluta (FA): é a porcentagem do número de pontos onde ocorre a espécie em relação ao número total de pontos (MATTEUCCI e COLMA, 1982) (Equação II.5).

$$FA = 100. \frac{NP}{NTP} \quad (\text{II.5})$$

Onde :

NP= número de pontos/sp

NTP= número total de pontos.

- Frequência ou cobertura relativa (FR): é a comparação das frequências absolutas de cada espécie em relação às demais (MATTEUCCI e COLMA, 1982) (Equação II.6).

$$FR = 100. \frac{FA}{\sum FA} \quad (\text{II.6})$$

Onde:

FA = frequência absoluta da espécie considerada.

$\sum FA$ = somatório das frequências absolutas de todas as espécies

- Frequência ou cobertura da área (CR): é a frequência relativa dos pontos com ocorrência de espécies (MATTEUCCI e COLMA, 1982) (Equação II.7).

$$CR = (100 - No) \times \frac{FA}{\sum FA} \quad (\text{II.7})$$

Onde:

No = porcentagem de pontos sem toques.

- Valor de importância (VI): é calculado pela soma dos valores relativos de frequência, densidade e vigor (CURTIS e MCINTOSH, 1951) (Equação II.8).

$$VI = FR + DR + VR \quad (\text{II.8})$$

Onde:

FR = frequência relativa

DR = densidade relativa

VR = vigor relativo da espécie considerada.

- Índice de cobertura (IC): soma da frequência absoluta com vigor absoluto da espécie, que pode ser correlacionado com a biomassa de uma espécie (MATTEUCCI e COLMA, 1982) (Equação II.9).

$$IC = FA + VA \quad (\text{II.9})$$

Onde:

FA = frequência absoluta da espécie considerada.

VA = vigor absoluto da espécie considerada.

2.3.2 Composição florística e fitossociológica do estrato arbustivo-arbóreo

A amostragem do estrato arbustivo-arbóreo incluiu todos os indivíduos com DAP (diâmetro a altura do peito; ~1,30 m acima do solo) ≥ 5 cm, neste estudo considerados como indivíduos estabelecidos (Anexo II.3). Para a avaliação, os sítios 2 e 3 foram demarcados sistematicamente, através de três transecções de 2 x 10 m, acompanhando-se a curva de nível, e espaçados verticalmente em 2 m, totalizando 60 m² em cada sítio amostral. No trecho do fragmento florestal (sítio 4), foram alocadas nove transecções, totalizando uma área de 180 m². A utilização de tamanhos amostrais distintos em cada uma das áreas se deve às diferenças de tamanho das áreas, o que indica que o esforço amostral deve ser diferenciado para evitar que as áreas sejam sub-amostradas. Como o sítio 1 não apresenta estrato arbustivo-arbóreo com DAP superior a 5 cm, este não foi amostrado. O levantamento (altura, diâmetro e identificação das espécies) foi realizado em janeiro de 2011.

Os parâmetros fitossociológicos calculados foram: (a) densidade (Equação II.10 e II.11); (b) dominância (Equação II.12 e II.13); e (c) frequência (Equação II.14 e II.15) absolutas e relativas. A partir destes, os índices de valor de cobertura (Equação II.16) e de valor de importância foram calculados (Equação II.17) (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG 1974; MARTINS, 1993

$$DA = \frac{ni}{A} \quad (\text{II.10})$$

Onde:

n= número de indivíduos da espécie a ser analisada

A= área de amostrada em m²

$$DR = 100 \frac{ni}{N} \quad (\text{II.11})$$

Onde:

n= número de indivíduos da espécie a ser analisada

N= número total de indivíduos amostrados

$$DoA = \frac{AB}{A} \quad (\text{II.12})$$

Onde:

AB= área basal da espécie, obtida pelo somatório das áreas basais de todos os indivíduos desta espécie em m²

A= área de amostrada em m²

$$DoR = \frac{100 AB}{ABT} \quad (\text{II.13})$$

Onde:

AB= área basal da espécie, obtida pelo somatório das áreas basais de todos os indivíduos desta espécie em m²

ABT= área basal total amostrada em m²

$$FA = \frac{100U}{UT} \quad (\text{II.14})$$

Onde:

U= número de transecções com ocorrência da espécie em m²

Ut= número total das parcelas

$$FR = \frac{100 FA}{\sum FA} \quad (\text{II.15})$$

$$IVC = DR + DoR \quad (\text{II.16})$$

$$IVI = DR + FR + DoR \quad (\text{II.17})$$

2.4 Caracterização do estrato regenerante

A caracterização da regeneração natural foi feita com base na avaliação da composição florística e fitossociológica, hábitos e categorias sucessionais desse estrato. Para o levantamento da regeneração nos sítios amostrais, foram instaladas, sistematicamente, 12 parcelas de 2 m² (2 x 1 m), espaçadas entre si verticalmente em 2 m e horizontalmente em 1 m (na horizontal). Dessa forma, foi amostrada uma área total de 24 m² para cada sítio amostral (~10% de cada área) (Figura II.4). No fragmento florestal, as parcelas foram alocadas em um trecho selecionado de acordo com as características físicas similares aos demais sítios (declividade média de 55%, feição côncava predominante, altitude média de 418 m, face de exposição sul-sudoeste e terço médio da topossequência). As parcelas foram instaladas no interior da formação vegetal analisada.

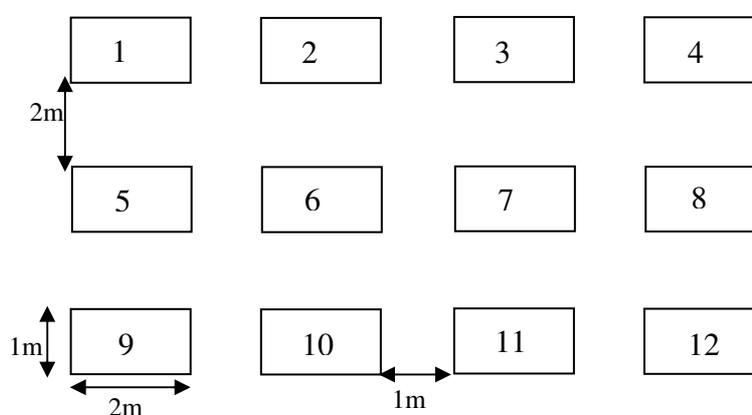


Figura II.4: Distribuição das parcelas para o levantamento do estrato da regeneração natural nos sítios 1, 2, 3 e 4.

A amostragem do estrato de regeneração incluiu todos os indivíduos com altura igual ou inferior a 0,3 m e com DAP (diâmetro a 1,30 m do solo) < 5 cm, segundo Franco (2005) e Ribeiro e Felfili (2009). As alturas foram mensuradas com vara graduada. As medidas de diâmetro foram confirmadas apenas para não incluir indivíduos acima de 5 cm de diâmetro, uma vez que a medida do diâmetro é pouco precisa e gera pouca informação na fase inicial de crescimento (FELFILI et al., 2005). A amostragem foi realizada no período de março a abril do ano de 2009.

Os parâmetros fitossociológicos avaliados foram densidades absolutas (DA) e relativas (DR), frequências absolutas (FA) e relativas (FR), segundo as fórmulas descritas no tópico 2.3.2. O Valor de importância da regeneração natural (VIRN) foi calculado segundo Ribeiro e Felfili (2008) (Equação II.18).

$$VIRN = DR + FR \quad (II.18)$$

Onde:

VIRN = Valor de importância da regeneração natural

DR = densidade relativa

FR = frequência relativa

2.5 Identificação e classificação das espécies

As espécies de Poaceae e Cyperaceae (item 2.3.1), do estrato arbustivo-arbóreo (item 2.3.2) e do estrato regenerante (item 2.4) não identificadas em campo foram coletadas, prensadas e herborizadas, conforme métodos convencionais em botânica (MORI et al., 1985), no Laboratório de Manejo de Bacias Hidrográficas (LMBH), da Universidade Federal do Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). O material botânico foi identificado por meio da literatura especializada, comparações ao material do herbário do Departamento de Botânica da UFRRJ e auxílio de especialistas. A identificação taxonômica foi realizada de acordo com o sistema de classificação APG II (2003).

2.6 Classificação das espécies em grupos ecológicos (categorias sucessionais)

As espécies arbustivas e arbóreas amostradas no estrato arbustivo-arbóreo ($DAP \geq 5$ cm) e na regeneração natural foram classificadas em grupos ecológicos (categorias sucessionais), de acordo com Gandolfi et al. (1995), que considera quatro categorias: pioneiras (Pi), secundária inicial (Si), secundária tardia (St) e sem caracterização. Também foram consultadas Silva et al. (2003); Paula et al. (2004); Lopes e Piña-Rodrigues (1997); Carvalho et al., (2007); Ferreira et al. (2007); Leite e Rodrigues (2008); Lorenzi (2008); Lorenzi (2009) e Dan et al. (2010) para auxiliar na classificação, em especial naquelas que não constavam na lista de espécies de Gandolfi et al. (1995).

2.7 Análises estatísticas

O conjunto de dados obtidos da análise de cada variável foi inicialmente testado quanto à normalidade (teste de Lilliefors através do pacote estatístico Systat 11.0) e homogeneidade de suas variâncias (teste de Bartlett através do pacote estatístico Systat 11.0) (ZAR, 1999), verificando assim o atendimento dos requisitos para o emprego da estatística paramétrica.

Os sítios amostrais 1, 2, 3 e 4 compõem os tratamentos para análise da cobertura de *Clidemia urceolata*, Poaceae e Cyperaceae; do estrato arbustivo-arbóreo estabelecido e da composição e abundância da comunidade regenerante.

Para avaliar as possíveis diferenças entre os dados morfométricos (altura e DAP) de *C. urceolata*, Poaceae e Cyperaceae e do estrato arbustivo-arbóreo estabelecido dos sítios foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (Mann-Whitney) (ZAR, 1999) e a posteriori o teste de Dunn ($p < 0,05$), já que estes dados não atenderam os requisitos para o emprego da estatística paramétrica. As análises foram realizadas com auxílio do programa *Prism*.

A riqueza de espécies regenerantes dos sítios foi comparada a partir de curvas de rarefação, construídas para cada tratamento, em função do número de parcelas amostradas. As curvas foram obtidas com auxílio do programa EstimateS 8.0 (COLWELL, 2005). Estas curvas permitem comparar a riqueza de espécies de diferentes comunidades relativizando o esforço amostral pelo número de amostras ou pelo número de indivíduos identificados dentro de cada tratamento (GOTELLI e COLWELL, 2001). A curva de rarefação é construída a partir de amostragens sucessivas dentro do *pool* de amostras ou indivíduos coletados, plotando-se o número médio de espécies representadas por número de amostras ou indivíduos (GOTELLI e COLWELL, 2001).

As curvas de cada tratamento foram plotadas conjuntamente com o intervalo de confiança a 95%. Diferenças significativas entre as curvas de cada tratamento foram analisadas através da sobreposição de seus intervalos de confiança, de forma que a não sobreposição dos intervalos indica uma diferença significativa ($p < 0,05$) entre os tratamentos (GOTELLI e COLWELL, 2001).

Possíveis diferenças na distribuição da abundância de indivíduos e da riqueza de espécies nos diferentes hábitos e grupos ecológicos do estrato regenerante dos sítios foram testadas através do teste de Qui-quadrado (ZAR, 1999).

Para comparar a composição de espécies e abundância das comunidades regenerantes entre os sítios amostrais, de forma a verificar possíveis diferenças e proximidades entre eles, foi utilizado o Procedimento de permutação multi-resposta (MRPP) e uma análise exploratória Escalonamento Multidimensional Não-métrico (NMDS).

A MRPP é um teste multivariado não paramétrico que avalia se há diferença entre a composição e abundância de dois ou mais tratamentos (McCUNE e GRACE 2002). Segundo os mesmos autores o valor de A da MRPP descreve a homogeneidade dentro dos tratamentos em relação a comparações aleatórias entre os tratamentos, ou seja, descreve o tamanho do efeito. O valor de A varia de menor que 0 a igual a 1. Quando todos os itens dentro do tratamento são idênticos, $A = 1$. Se a heterogeneidade dentro dos tratamentos for igual às comparações aleatórias, $A = 0$. Por outro lado, se a heterogeneidade dentro dos tratamentos é maior que as comparações aleatórias, $A < 0$ (McCUNE e GRACE 2002). Foi utilizada como medida de distância a similaridade de Bray-Curtis. A matriz de similaridade foi transformada em um ranking (*rank-transformation*) para corrigir qualquer perda de sensibilidade com a heterogeneidade dos dados. Além disso, esta transformação também aumenta a correspondência dos resultados da MRPP com aqueles provenientes da NMDS utilizada para ilustrar as relações entre as amostras (McCUNE e GRACE, 2002). Os valores de significância (p) foram ajustados pela correção de Bonferroni, dividindo-se o valor de p (0,05) pelo número total de combinações par a par possível.

A NMDS consiste na disposição gráfica com o menor número de dimensões (eixos) possível das relações multi-dimensionais entre amostras. A efetividade desta redução de eixos é determinada pelo *stress* gerado. Os valores de *stress* variam de 0 a 1 e quanto mais próximo de zero melhor a ordenação (McCUNE e GRACE, 2002). Também foi usada uma medida de distância baseada no índice de similaridade de Bray-Curtis. Os resultados foram analisados inicialmente com o modo *autopilot* disponível no programa PC-ORD 5.0 (MCCUNE e MEFFORD, 1999). Este teste indica qual a melhor configuração para a análise final dos dados, baseado no menor número de eixos necessários e no menor *stress* resultante da redução no número dos eixos. As opções selecionadas pelo *autopilot* foram 2 eixos com 250 permutações.

3. RESULTADOS

Os resultados foram apresentados em três conjuntos de dados, sendo eles os seguintes:

3.1 Cobertura de *Clidemia urceolata*, Poaceae e Cyperaceae

Os dados indicaram, de forma geral, que a menor cobertura de poáceas e ciperáceas ocorreu nos sítios com maior cobertura de *C. urceolata* e no fragmento florestal. A maior cobertura de *C. urceolata* foi encontrada no sítio 2 (IC = 929,4) seguida pelo sítio 3 (IC = 556,6) em relação aos sítios 1 (IC = 37,8) e 4 (IC = 31,1). Em contrapartida, no sítio 1 (pastagem abandonada), as poáceas e ciperáceas apresentaram maior cobertura (IC = 756,1) comparado aos demais sítios (sítio 2: IC = 235, 5; sítio 3: IC = 54, 5 e sítio 4: IC = 33,3) (Tabelas II.1, 2, 3 e 4).

No sítio 1 foram registradas quatro espécies de Poaceae (*Andropogon* aff. *Leucostachyus* Kunth, *Imperata brasiliensis* Trin. (sapê), *Melinis minutiflora* P.Beauv., *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster). As espécies com maiores valores de importância e cobertura, nesse sítio, foram *I. brasiliensis* (VI = 150,23; IC = 406,67) e *U. decumbens* (VI = 108,45; IC = 296,67) (Tabelas II.1). Considerando que o índice de cobertura (IC) pode ser correlacionado com a biomassa da espécie (MATTEUCCI e COLMA, 1982), pode-se inferir que *I. brasiliensis* e *U. decumbens* apresentaram maior biomassa nesse sítio.

Nos sítios 2 e 3 também foram registradas espécies de poáceas e ciperáceas, embora tenham apresentado menor cobertura e importância quando comparados à pastagem (S1). No sítio 2 foram encontradas duas espécies de Cyperaceae (Cyperaceae 1 e *Fimbristylis dichotoma* (L.) Vahl) e quatro de Poaceae (*Cynodon plectostachyus* (K. Schum.) Pilger, *Imperata brasiliensis* Trin., *Melinis minutiflora* P.Beauv. e *Urochloa* sp.), sendo que *I. brasiliensis* foi a segunda espécie, nesse sítio, com maior valor de importância (70,15) e cobertura (177,78) (Tabelas II.2). No sítio 3, foi encontrada uma espécie de Cyperaceae (*Scleria melaleuca* Rchb. ex Schltld. & Cham.) e quatro de Poaceae (Poaceae 1, *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs, *Brachiaria radicans* Napper e *Imperata brasiliensis* Trin), sendo a Poaceae 1, a segunda espécie com maior valor de importância (14,13) e cobertura (16,67) (Tabela II.3).

No sítio 4 foram encontrados valores mais baixos tanto para cobertura de *C. urceolata*, como de Poaceae e Cyperaceae (Tabela II.4). No entanto, dentro desse sítio, a *C. urceolata* apresentou maior VI = 151,43 e IC = 31,11 quando comparada às espécies de Poaceae e Cyperaceae. Dentre as poáceas registradas, a morfo-espécie Poaceae 1 foi a espécie com os maiores valores de IV (84,20) e IC (18,89) (Tabela II.4).

Tabela II.1: Parâmetros fitossociológicos da espécie *Clidemia urceolata* DC., Poaceae e Cyperaceae amostradas no sítio 1 (pastagem abandonada), no município de Pinheiral, RJ.

Espécies (sítio 1)	n	NT	NP	DR	VA	VR	MT	FA	FR	CR	VI	IC
<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	173	617	115	51,03	342,78	52,07	5,37	63,89	47,13	47,13	150,23	406,67
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	120	448	86	35,40	248,89	37,81	5,21	47,78	35,25	35,25	108,45	296,67
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	22	47	21	6,49	26,11	3,97	2,24	11,67	8,61	8,61	19,06	37,78
<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	21	57	19	6,19	31,67	4,81	3,00	10,56	7,79	7,79	18,79	42,22
<i>Andropogon</i> aff. <i>leucostachyus</i> Kunth	3	16	3	0,88	8,89	1,35	5,33	1,67	1,23	1,23	3,46	10,56

Onde: n = número de vezes que a espécie considerada ocorreu (podendo ser o mesmo indivíduo em pontos distintos); N = número de vezes que os indivíduos amostrados de todas as espécies ocorreram (podendo ser o mesmo indivíduo em pontos distintos); NT = número de toques da espécie considerada; NP = número de pontos com a espécie considerada. DR = densidade relativa, VA = vigor absoluto; VR = vigor relativo; MT = média de toques; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; CR = frequência ou cobertura da área; VI = valor de importância; IC = índice de cobertura. N = 339; NTP = 180.

Tabela II.2: Parâmetros fitossociológicos da espécie *Clidemia urceolata* DC., gramíneas e ciperáceas amostradas no sítio 2 (núcleo denso de *C. urceolata*), no município de Pinheiral, RJ.

Espécies (Sítio 2)	n	NT	NP	DR	VA	VR	MT	FA	FR	CR	VI	IC
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	201	1498	175	58,60	832,22	82,99	8,56	97,22	59,93	59,57	201,52	929,44
<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	103	242	78	30,03	134,44	13,41	3,10	43,33	26,71	26,55	70,15	177,78
<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	27	45	26	7,87	25,00	2,49	1,73	14,44	8,90	8,85	19,27	39,44
Cyperaceae 1	4	8	4	1,17	4,44	0,44	2,00	2,22	1,37	1,36	2,98	6,67
<i>Cynodon plectostachyus</i> (K. Schum.) Pilger	4	4	4	1,17	2,22	0,22	1,00	2,22	1,37	1,36	2,76	4,44
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	3	7	4	0,87	3,89	0,39	1,75	2,22	1,37	1,36	2,63	6,11
<i>Urochloa</i> sp.	1	1	1	0,29	0,56	0,06	1,00	0,56	0,34	0,34	0,69	1,11

Onde: n = número de vezes que a espécie considerada ocorreu (podendo ser o mesmo indivíduo em pontos distintos); N = número de vezes que os indivíduos amostrados de todas as espécies ocorreram (podendo ser o mesmo indivíduo em pontos distintos); NT = número de toques da espécie considerada; NTP = número total de pontos; NP = número de pontos com a espécie considerada. DR = densidade relativa, VA = vigor absoluto; VR = vigor relativo; MT = média de toques; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; CR = frequência ou cobertura da área; VI = valor de importância; IC = índice de cobertura. N = 343; NTP = 180.

Tabela II.3: Parâmetros fitossociológicos da espécie *Clidemia urceolata* DC., gramíneas e ciperáceas amostradas no sítio 3 (núcleo denso de *C. urceolata* no estágio avançado de colonização), no município de Pinheiral, RJ.

Espécies (Sítio 3)	n	NT	NP	DR	VA	VR	MT	FA	FR	CR	VI	IC
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	189	828	174	82,53	460,00	93,35	4,76	96,67	81,69	79,90	257,57	556,67
Poaceae 1	14	17	13	6,11	9,44	1,92	1,31	7,22	6,10	5,97	14,13	16,67
<i>Scleria melaleuca</i> Rchb. ex Schltldl. & Cham.	13	21	13	5,68	11,67	2,37	1,62	7,22	6,10	5,97	14,15	18,89
<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs	6	10	6	2,62	5,56	1,13	1,67	3,33	2,82	2,76	6,56	8,89
<i>Imperata brasiliensis</i> Trin	5	8	5	2,18	4,44	0,90	1,60	2,78	2,35	2,30	5,43	7,22
<i>Brachiaria radicans</i> Napper	2	3	2	0,87	1,67	0,34	1,50	1,11	0,94	0,92	2,15	2,78

Onde: n = número de vezes que a espécie considerada ocorreu (podendo ser o mesmo indivíduo em pontos distintos); N = número de vezes que os indivíduos amostrados de todas as espécies ocorreram (podendo ser o mesmo indivíduo em pontos distintos); NT = número de toques da espécie considerada; NTP = número total de pontos; NP = número de pontos com a espécie considerada. DR = densidade relativa, VA = vigor absoluto; VR = vigor relativo; MT = média de toques; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; CR = frequência ou cobertura da área; VI = valor de importância; IC = índice de cobertura. N = 229; NTP = 180.

Tabela II.4: Parâmetros fitossociológicos da espécie *Clidemia urceolata* DC., gramíneas e ciperáceas amostradas no sítio 4 (fragmento florestal em estágio inicial), no município de Pinheiral, RJ.

Espécies (Sítio 4)	n	NT	NP	DR	VA	VR	MT	FA	FR	CR	VI	IC
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	26	31	25	50,00	17,22	41,89	1,24	13,89	59,53	14,88	151,43	31,11
Poaceae 1	14	23	11	26,92	12,78	31,08	2,09	6,11	26,19	6,55	84,20	18,89
<i>Cynodon</i> aff. <i>plectostachyus</i> (K. Schum.) Pilger	10	17	5	19,23	9,44	22,97	3,40	2,78	11,91	2,98	54,11	12,22
<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	2	3	1	3,85	1,67	4,05	3,00	0,56	2,38	0,60	10,28	2,22

Onde: n = número de vezes que a espécie considerada ocorreu (podendo ser o mesmo indivíduo em pontos distintos); N = número de vezes que os indivíduos amostrados de todas as espécies ocorreram (podendo ser o mesmo indivíduo em pontos distintos); NT = número de toques da espécie considerada; NTP = número total de pontos; NP = número de pontos com a espécie considerada. DR = densidade relativa, VA = vigor absoluto; VR = vigor relativo; MT = média de toques; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; CR = frequência ou cobertura da área; VI = valor de importância; IC = índice de cobertura. N = 52; NTP = 180.

Os resultados indicaram que os indivíduos de *C. urceolata* são significativamente maiores nos sítios 2 (valor mediano = 1,80 m) e 3 (1,78 m) em relação aos sítios 1 (0,89 m) e 4 (0,52 m) (Kruskal-Wallis = 104,1; $p < 0,0001$) (Figura II.5A). Esse mesmo padrão pode ser observado para as espécies de Poaceae e Cyperaceae, que apresentaram altura mediana significativamente maior nos sítios 2 (1,10 m) e 3 (1,12 m) em relação aos sítios 1 (0,73 m) e 4 (0,65 m) (Kruskal-Wallis = 92,02; $p < 0,0001$) (Figura II.5B).

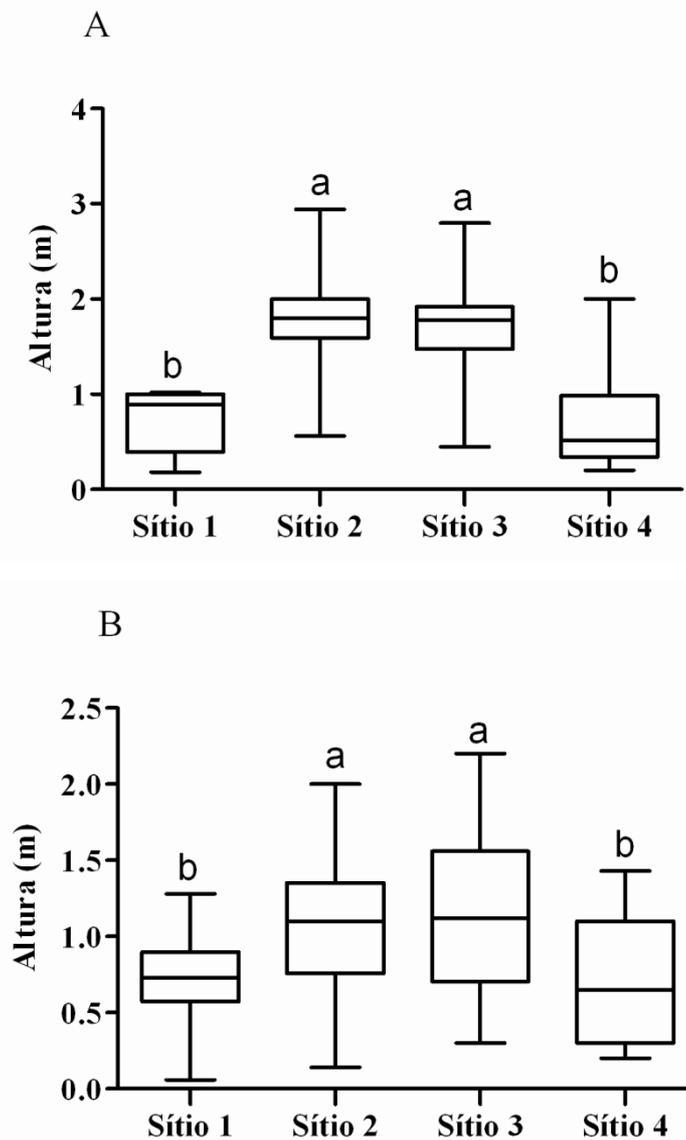


Figura II.5: Altura dos indivíduos de *Clidemia urceolata* (A) e dos indivíduos de Poaceae e Cyperaceae (B) nos sítios amostrais 1, 2, 3 e 4, Pinheiral, RJ. Valores com a mesma letra não diferem entre si pelo teste a posteriori de Dunn ($p < 0,05$). Legenda: – mediana; □ quartil \pm valores máximos e mínimos.

3.2 Composição florística e fitossociológica do estrato arbustivo-arbóreo estabelecido

Foram amostrados, nos quatro sítios, 89 indivíduos arbóreos com DAP ≥ 5 cm, distribuídos em 14 espécies. Destes, 7 foram amostrados no sítio 2 (DA = 1.166,7 ind.ha⁻¹), 20 no sítio 3 (DA = 3.333,3 ind.ha⁻¹) e 62 no sítio 4 (DA = 3.444,4 ind.ha⁻¹), sendo pertencentes a cinco, duas e 10 espécies respectivamente. As famílias botânicas com maior número de indivíduos foram Urticaceae nos sítios 2 (42,8%) e 3 (85%) e Siparunaceae no sítio 4 (40,3%). Dessas famílias, apenas Urticaceae esteve presente em todos os sítios, devido à ampla distribuição de *Cecropia pachystachya* nas áreas. O sítio 1 (pastagem abandonada) não possuía nenhum indivíduo arbustivo-arbóreo com DAP ≥ 5 cm, por isso não consta na lista florística e fitossociológica (Tabela II.5).

A distribuição das espécies por famílias botânicas mostrou que os sítios 2 e 3 apresentaram apenas cinco e duas famílias, respectivamente, sendo encontrada uma única espécie por família.

Tabela II.5: Relação de espécies amostradas no estrato arbustivo-arbóreas (DAP \geq 5 cm) dos sítios (S2, S3 e S4), Pinheiral, RJ, em ordem alfabética de famílias, gêneros e espécies; com seus respectivos nomes populares e grupos ecológicos (GE).

Família/espécies	Nome popular	GE	Sítios amostrais		
			S2	S3	S4
ANACARDIACEAE					
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi*	aroeira mansa	Pi			X
ARECACEAE					
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	iriri	Pi			X
BIGNONIACEAE					
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	ipê-amarelo	Si	X		
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vel.) K. Schum	ipê cinco chagas	Si			X
FABACEAE					
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	bico de pato	Pi	X		
MELASTOMATACEAE					
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	-	Si			X
MELIACEAE					
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	carrapeta	Si			X
MYRSINACEAE					
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	capororoca	Pi	X		
MYRTACEAE					
<i>Eugenia cf. florida</i> DC.	-	Si			X
<i>Psidium guineense</i> Sw.	araçá	Pi	X		
SALICACEAE					
<i>Casearia</i> sp.	-	Si			X
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	pau lagarto	Si		X	X
SIPARUNACEAE					
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	negamina	Si			X
URTICACEAE					
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúba	Pi	X	X	X

Pi = pioneira; Si = secundária inicial; St= secundária tardia e SC = sem caracterização. Legenda: S2 – núcleo de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*) S3 – núcleo de *C. urceolata* (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 – fragmento florestal em estágio inicial de sucessão.

Os sítios 2 e 3 apresentaram maior abundância (S2: 85,7% e S3: 85%) e riqueza (S2: 80% e S3: 50%) de pioneiras (Pi). Já no fragmento florestal (sítio 4), a maior abundância (68,7%) e riqueza (70%) encontrada foi de secundárias iniciais (Si). As secundárias tardias (St) não foram encontradas no estrato arbustivo-arbóreo estabelecido de todos sítios amostrais (Tabela II.5 e Figura II.6).

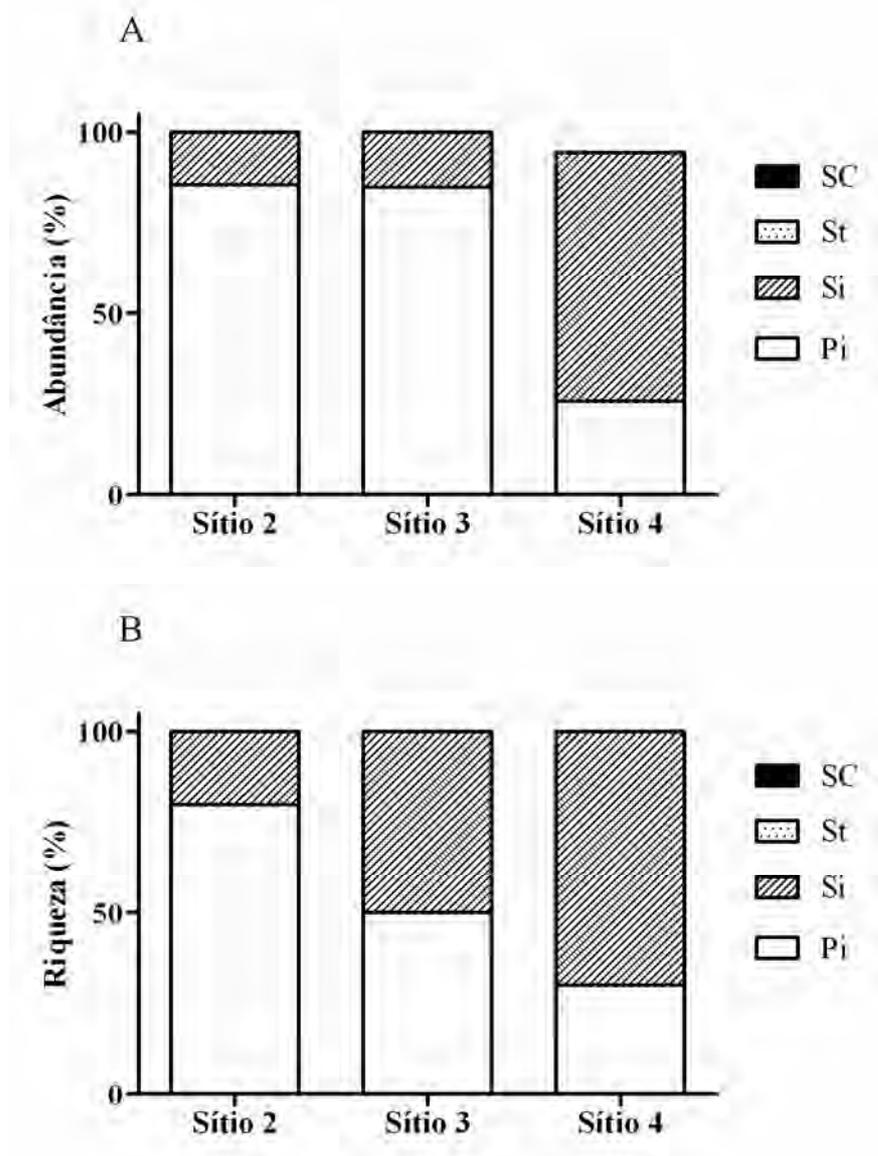


Figura II.6: Abundância (%) (A) e riqueza (%) (B) por grupo ecológico encontrados nos estratos arbustivo-arbóreos ($DAP \geq 5$ cm) dos sítios amostrais (2, 3 e 4), Pinheiral– RJ. Pi = pioneira; Si = secundária inicial; St= secundária tardia e SC = sem caracterização.

A pioneira *Cecropia pachystachya* é a espécie com maior valor de importância no sítio 2 ($VI = 130,03$) e sítio 3 ($VI = 228,68$), representando 42,8% e 85%, respectivamente, da abundância da comunidade arbórea dessas áreas (Tabela II.6 e II.7). No fragmento florestal, a secundária inicial *Siparuna guianensis* apresentou maior VI (96,47) e 40% da abundância da comunidade arbórea, seguida pelas pioneiras *Cecropia pachystachya* e *Sparattosperma leucanthum*. Essas três espécies somam 75,8% da abundância do fragmento (Tabela II.8).

A menor área basal de indivíduos arbóreos foi encontrada no sítio 2 ($AB = 2,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), seguido pelo sítio 3 ($AB = 5,0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) e sítio 4 ($AB = 26,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$).

Tabela II.6: Parâmetros fitossociológicos das espécies do estrato arbustivo-arbóreo amostradas no sítio 2 (núcleo denso de *C. urceolata*), no município de Pinheiral, RJ.

Espécies	N	DA		DoA		FA (%)	FR (%)	IVI	IVC
		(ind/ha)	DR (%)	(m ² /ha)	DoR (%)				
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	3	500,00	42,86	4,37	53,84	0,67	33,33	130,03	96,70
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	1	166,67	14,29	0,30	3,68	0,33	16,67	34,63	17,97
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	1	166,67	14,29	2,81	34,61	0,33	16,67	65,56	48,89
<i>Psidium guineense</i> Sw.	1	166,67	14,29	0,34	4,19	0,33	16,67	35,14	18,47
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	1	166,67	14,29	0,30	3,68	0,33	16,67	34,63	17,97

Onde: n = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; IVI = índice de valor de importância; IVC = índice de valor de cobertura.

Tabela II.7: Parâmetros fitossociológicos das espécies do estrato arbustivo-arbóreo amostradas do sítio 3 (núcleo denso de *C. urceolata*), no município de Pinheiral, RJ.

Espécies	N	DA		DoA (m ² /ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	IVI	IVC
		(ind/ha)	DR (%)						
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	17	2833,33	85,00	12,58	83,68	1,33	66,67	228,68	168,68
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3	500	15,00	2,45	16,32	0,67	33,33	71,32	31,32

Onde: n = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; IVI = índice de valor de importância; IVC = índice de valor de cobertura.

Tabela II.8: Parâmetros fitossociológicos das espécies do estrato arbustivo-arbóreo amostradas do sítio 4 (fragmento florestal em estágio inicial), no município de Pinheiral, RJ.

Espécies	n	DA							
		(ind/ha)	DR (%)	DoA (m ² /ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	IVI	IVC
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	25	1.388,89	40,32	7,51	28,02	1,00	28,13	96,47	68,35
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	16	888,89	25,81	5,84	21,82	0,56	15,63	63,25	47,62
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vel.) K. Schum	6	333,33	9,68	1,85	20,35	0,44	12,50	42,53	30,03
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi*	5	277,78	8,06	5,45	6,91	0,56	15,63	30,60	14,97
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3	166,67	4,84	1,11	4,13	0,33	9,38	18,35	8,97
<i>Eugenia cf. florida</i> DC.	2	111,11	3,23	0,53	1,99	0,22	6,25	11,46	5,21
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	2	111,11	3,23	3,70	1,13	0,11	3,13	7,48	4,36
<i>Casearia sp.</i>	1	55,56	1,61	0,37	13,82	0,11	3,13	18,55	15,43
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	1	55,56	1,61	0,30	1,39	0,11	3,13	6,13	3,00
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	1	55,56	1,61	0,12	0,45	0,11	3,13	5,19	2,06

Onde: n = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; IVI = índice de valor de importância; IVC = índice de valor de cobertura.

Caracterização estrutural

Os dados da estrutura da vegetação arbustivo-arbórea indicaram valores de altura e DAP relativamente baixos (Figura II.7). Não houve diferença significativa entre os DAP (Kruskal-Wallis = 2,838; $p = 0,242$) e alturas medianas (Kruskal-Wallis = 0,4132 ; $p = 0,813$) dos sítios 2, 3 e 4 (Figura II.7).

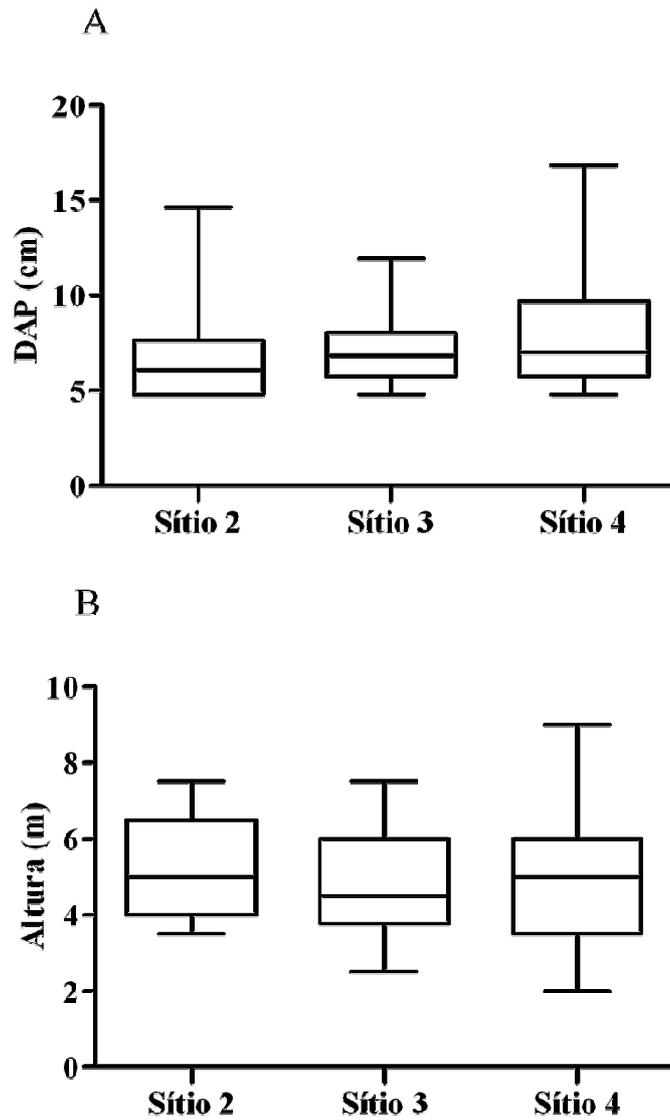


Figura II.7: Valores medianos diâmetro a altura do peito (DAP) (A) e a altura (B) dos indivíduos do estrato arbóreo-arbustivo com DAP ≥ 5 cm dos sítios amostrais 2, 3 e 4, Pinheiral, RJ. Legenda: – mediana; □ quartil \pm valores máximos e mínimos.

3.3 Composição florística e fitossociológica do estrato regenerante

Nos quatro sítios, foram amostrados 1036 indivíduos pertencentes a 102 espécies e 36 famílias. As famílias com maiores riquezas de espécies foram Asteraceae (27 espécies), Malvaceae (7), Fabaceae (5), Bignoniaceae (4), Melastomataceae (4), Piperaceae (4), Sapindaceae (4) e Solanaceae (4), apresentando tendências de modificações em suas importâncias relativas nos diferentes sítios em estudo (Tabela II.9).

Tabela II.9: Relação das espécies amostradas no estrato de regeneração natural dos sítios (S1, S2, S3 e S4), Pinheiral, RJ, em ordem alfabética de famílias, gêneros e espécies; com seus respectivos nomes populares, hábitos e grupos ecológicos (GE), além no número de indivíduos amostrados em cada sítio. Pi = pioneira; Si = secundária inicial; St= secundária tardia e SC = sem caracterização. Legenda: S1 – pastagem abandonada, S2 – núcleo de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*) S3 – núcleo de *C. urceolata* (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 – fragmento florestal em estágio inicial de sucessão.

Família/espécies	Nome popular	Hábito	GE	Sítios amostrais				Total
				S1	S2	S3	S4	
ACANTHACEAE								
<i>Ruellia</i> sp.	–	Herbácea					1	1
<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	umbigo de mulata	Trepadeira			3	2	2	7
ANACARDIACEAE								
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	aroeira	Arbórea	Pi		1	2	3	6
ANEMIACEAE								
<i>Anemia phyllitidis</i> (L.) Sw.	–	Herbácea					16	16
<i>Anemia raddiana</i> Link	–	Herbácea			26	3	8	37
APOCYNACEAE								
Morfoespécie 2	–	Trepadeira				1		1
<i>Oxypetalum cordifolium</i> (Vent.) Schtr	–	Trepadeira			2	3		5
<i>Oxypetalum pachyglossum</i> Decne	–	Trepadeira			2			2
ARALIACEAE								
<i>Hidrocotyle bonariensis</i> Lam.	erva-capitão	Herbácea				1		1
ASTERACEAE								
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) O. Kuntz	mata-pasto	Herbácea		1				1
<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	chifre-de-viado	Herbácea		4				4
<i>Austro eupatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	–	Herbácea		1	2			3
<i>Austro eupatorium</i> sp.	–	Herbácea		4	1			5
<i>Baccharis breviseta</i> DC.	alecrim do campo	Herbácea		4				4
<i>Baccharis serrulata</i> (Lam.) Pearson	vassourinha	Arbustiva	Pi	8				8

Continua...

Continuação...

Família/espécies	Nome popular	Hábito	GE	Sítios amostrais				Total
				S1	S2	S3	S4	
ASTERACEAE (continuação)								
<i>Baccharis singularis</i> (Vell.) G.M.Barroso	–	Arbustiva	Pi	2	3			5
<i>Baccharis trimera</i> (Less) DC.	carqueja	Arbustiva	Pi		1			1
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M. King & H. Rob	cambará-falso	Arbustiva	Pi	1	2	1	1	5
<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. Ex DC.) R.M. King & H. Rob.	mata-pasto	Arbustiva	Pi	5				5
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	erva-de-são- miguel	Arbustiva	Pi	5				5
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	lingua-de-vaca	Herbácea			27	14	34	75
<i>Eupatorium conyzoides</i> Vahl	picão branco	Herbácea			2			2
<i>Heterocondylus vitalbis</i> (A.P. Decondolle) R.M. King & H. Rob.	–	Trepadeira				2	5	7
<i>Mikania cordifolia</i> (DC.) Baker	guaco-liso	Trepadeira		11		3	6	20
<i>Mikania glomerata</i> Spreng.	–	Trepadeira					3	3
Morfoespécie 4	–	Herbácea				1		1
Morfoespécie 5	–	Herbácea		1	2			3
<i>Piptocarpha quadrangularis</i> (Vell.) Baker	braço-forte-de- quatro-quinas	Trepadeira				1	5	6
<i>Pterocaulon virgatum</i> (L.) DC.	barbasco	Herbácea		13				13
<i>Vernonia geminata</i> DC.	–	Herbácea		1				1
<i>Vernonia polyanthes</i> Less	assa peixe	Arbustiva	Pi	1				1
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	erva-de-preá	Herbácea			3	5	4	12
<i>Vernonia sericea</i> Rich	–	Herbácea		1		2	14	17
<i>Vernonia</i> sp.	–	Herbácea			3			3
<i>Vernonia squamosa</i> Gardner	–	Herbácea			40			40
<i>Vernonia subsquamosa</i> Britt.	–	Herbácea			27	5		32
BIGNONIACEAE								
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	ipê	Arbórea	Pi				2	2
Morfoespécie 3	–	Arbórea	SC				1	1
Morfoespécie 8	–	Indeterminado			1	1		2
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Ipê cinco chagas	Arbórea	Si				1	1
BLECHNACEAE								
<i>Blechnum occidentale</i> L.	–	Herbácea					31	31
<i>Blechnum polypodioides</i> Raddi	–	Herbácea			1		5	6
BORAGINACEAE								
<i>Cordia polycephalla</i> (Lam.) I.J.Johnest	maria-preta	Arbustiva	Pi			8	9	17
CONVOLVULACEAE								
Morfoespécie 7	–	Trepadeira				1		1

Continua...

Continuação...

Família/espécies	Nome popular	Hábito	GE	Sítios amostrais				Total
				S1	S2	S3	S4	
COSTACEAE								
<i>Costus spicatus</i> SW.	–	Herbácea			3			3
DILLENIAACEAE								
<i>Davilla rugosa</i> Poir.	–	Trepadeira				1	6	7
<i>Davilla</i> sp.	–	Trepadeira				1	2	3
DIOSCOREACEAE								
<i>Dioscorea</i> sp.	–	Trepadeira				3		3
ELAEOCARPACEAE								
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	–	Arbórea	St		2			2
EUPHORBIACEAE								
<i>Croton adenomocalyx</i> Baill.	–	Arbustiva	Pi	5	4	1	1	11
FABACEAE								
<i>Alysicarpus vaginalis</i> (L.) DC.	amendoinzinho	Herbácea		1				1
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	pega-pega	Herbácea				2		2
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	barbadinho	Herbácea		4	2			6
<i>Desmodium tortuosum</i> (Sw.) DC.	carrapicho	Herbácea			1	1	40	42
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	–	Arbustiva	Pi			1		1
LYGODIACEAE								
<i>Lygodium volubile</i> Sw.	abre-caminho	Trepadeira				1		1
MALPIGHIACEAE								
<i>Banisteriopsis membranifolia</i> (Juss) Gates	–	Trepadeira			5		2	7
<i>Niederzuehlla acutifolia</i> (Cav.) W.R. Anderson	–	Indeterminado		1				1
MALVACEAE								
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	guaxuma-branca	Herbácea		1				1
<i>Sida santaremnensis</i> H. Monteiro	guanxuma	Arbustiva	Pi			2	2	4
<i>Sida urens</i> L.	vassoura	Herbácea			2			2
<i>Urena lobata</i> L.	guaxima-rosa	Arbustiva	Pi				5	5
<i>Waltheria indica</i> L.	malva branca	Herbácea		3				3
<i>Waltheria</i> sp.	–	Herbácea					3	3
<i>Wissadula contracta</i> (Link) R.E.Fr.	–	Herbácea				2		2
MELASTOMATAACEAE								
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	–	Arbustiva	Pi				19	19
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	mixirico	Arbustiva	Pi	21	23	6	28	78
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	–	Arbustiva	Pi		1			1
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	–	Arbórea	Si		1		12	13

Continua...

Continuação...

Família/espécies	Nome popular	Hábito	GE	Sítios amostrais				Total	
				S1	S2	S3	S4		
MELIACEAE									
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	carrapeta	Arbórea	Si				34	34	
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	pau-de-ervilha	Arbórea	St			1	2	3	
MYRTACEAE									
<i>Eugenia florida</i> DC.	–	Arbustiva	Si		3		12	15	
<i>Psidium guajava</i> L.	goiabeira	Arbórea	Si		2			2	
PIPERACEAE									
<i>Piper aduncum</i> L.	caapeba	Arbustiva	Pi			16	13	29	
<i>Piper amplum</i> Kunth	–	Arbustiva	Pi				7	7	
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	pariparoba	Arbustiva	Pi		17	11	16	44	
<i>Piper mollicomum</i> Kuntch	jaborandi	Arbustiva	Pi		13			13	
POACEAE									
<i>Olyra</i> sp.	–	Herbácea				5	14	8	27
PTERIDACEAE									
<i>Adiantum serratodentatum</i> Willd.	–	Herbácea		9	43	10		62	
ROSACEAE									
<i>Rubus urticifolius</i> Poir.	amora-silvestre	Arbustiva	Pi				2	2	
RUBIACEAE									
Morfoespécie 1									
	–	Indeterminado					1	1	
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	–	Arbustiva	St				29	29	
<i>Spermacoce verticillata</i> L.	vassourinha-de-botão	Herbácea		2	1	2		5	
SALICACEAE									
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	pau-lagarto	Arbórea	Si		2		3	5	
SAPINDACEAE									
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	camboatá	Arbórea	Si				3	3	
<i>Paullinia meliifolia</i> Juss.	–	Trepadeira		1				1	
<i>Serjania elegans</i> Cambess.	–	Trepadeira			1			1	
<i>Serjania</i> sp.	–	Indeterminado					7	7	
SIPARUNACEAE									
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	negamina	Arbórea	Si		3	11	5	19	
SMILACACEAE									
<i>Smilax cf. quinquenervia</i> Vell.	–	Trepadeira					2	2	
<i>Smilax</i> sp.	–	Trepadeira					1	1	

Continua...

Continuação...

Família/espécies	Nome popular	Hábito	GE	Sítios amostrais				Total
				S1	S2	S3	S4	
SOLANACEAE								
<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	–	Arbórea	Pi				2	2
<i>Solanum americanum</i> Mill.	maria pretinha	Herbácea			3	4	12	19
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	–	Arbórea	Pi		5		5	10
<i>Solanum</i> sp.	–	Indeterminado					3	3
THELYPTERIDACEAE								
<i>Thelypteris conspersa</i> (Schrad.) A.R.S.	–	Herbácea				11		11
<i>Thelypteris dentata</i> (Forssk.) E.P.St.John	–	Herbácea				5		5
<i>Thelypteris</i> sp.	–	Herbácea			3	7	6	16
TURNERACEAE								
<i>Turnera ulmifolia</i> L.	albina	Arbustiva	Pi	1				1
URTICACEAE								
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúba	Arbórea	Pi			3		3
VERBENACEAE								
<i>Lantana camara</i> L.	capitão-do-mato	Arbustiva	Pi	4	3	4	2	13
Morfoespécie 6	–	Herbácea			1			1
Total				116	298	177	445	1036

No sítio 1 foram encontrados 116 indivíduos distribuídos em 28 espécies e 11 famílias (Tabela II.9). A família Asteraceae predominou na área, com 16 espécies (57, 14%), seguida da Fabaceae (2 espécies; 7,1%) e Malvaceae (2 espécies; 7,1%). O número de espécies e famílias encontradas nos sítios 2 e 3 foram similares (S2 = 44 e S3 = 43 espécies; S2 = 25 e S3 = 26 famílias) (Tabela II.9). No entanto, o número de indivíduos foi distinto, sendo amostrados 298 indivíduos no sítio 2 e 177 indivíduos no sítio 3. No sítio 2, a família com maior número de espécies foi a Asteraceae (12 espécies; 27,3%), seguida da Melastomataceae (3 espécies; 6,8%). Asteraceae também foi a família com maior número de espécies no sítio 3, com 9 espécies (20,9%), tendo em sequência a Fabaceae (3 espécies; 7%) e Thelypteridaceae (Pteridophyta) (3 espécies; 7%).

No fragmento florestal (sítio 4), foram amostrados 445 indivíduos distribuídos em 51 espécies e 26 famílias (Tabela II.9). A família mais representativa foi Asteraceae (8 espécies; 15,7%), seguida da Solanaceae (4 espécies; 7,8%), Bignoniaceae (3 espécies; 5,8%), Malvaceae (3 espécies; 5,8%), Melastomataceae (3 espécies; 5,8%) e Piperaceae (3 espécies; 5,8%), que juntas possuem 46,7% das espécies da área.

Os dados mostraram que no sítio 1, a família Asteraceae foi a mais importante, representando mais de 50% da riqueza total de espécies. Já nos demais sítios houve uma diminuição progressiva da importância da família Asteraceae (S2: 27,3%; S3: 20,9%; S4: 15,7% das espécies), havendo a entrada de outras famílias. Esse resultado é corroborado pelas curvas de rarefação, que estimaram uma menor riqueza de espécies para o sítio 1 (S = 28 espécies) (Figura II.8). Já nos demais sítios, onde a riqueza estimada foi maior (S2 = 44; S3 = 43; S4 = 51), as curvas indicaram ausência de diferenças significativas (Figura II.8).

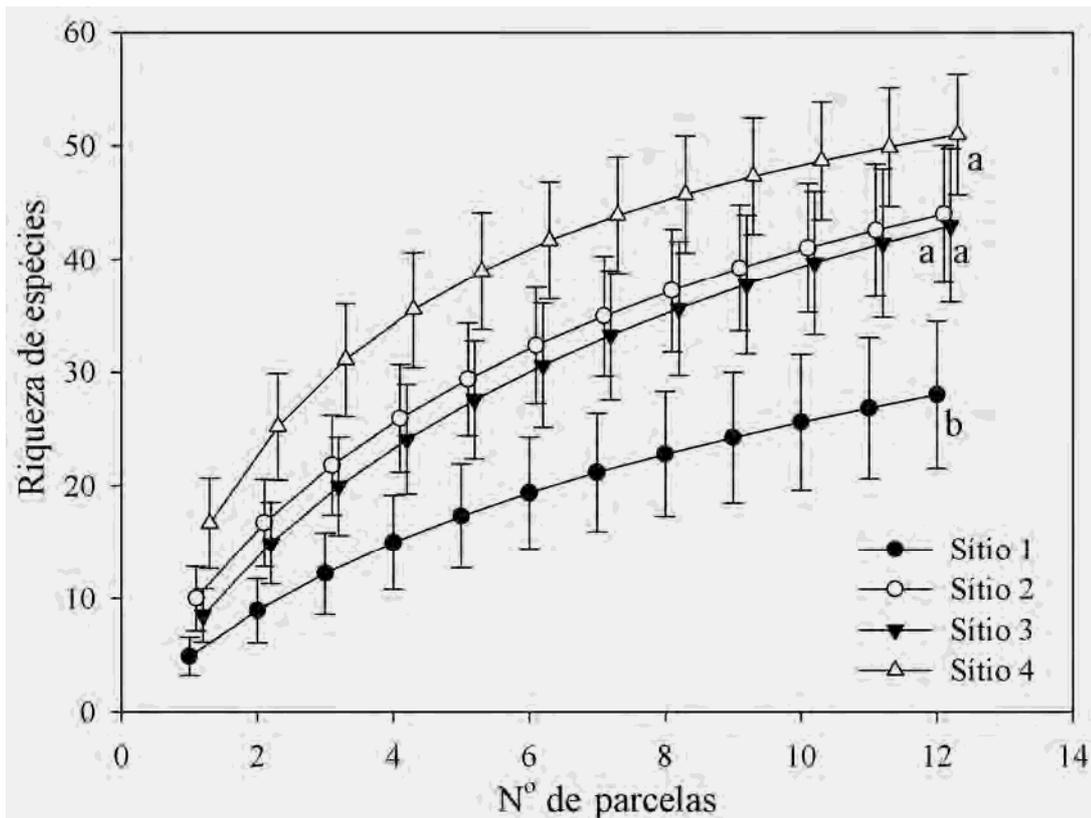


Figura II.8: Curvas de rarefação do acúmulo de espécies nos sítios amostrais 1, 2, 3 e 4, Pinheiral – RJ. Diferenças significativas entre os sítios foram verificadas através da sobreposição da barra de erros (I.C. 95%). Letras diferentes após as curvas denotam diferenças significativas entre os sítios. Os símbolos do eixo X foram levemente deslocados horizontalmente para melhor visualização das barras de erros.

Distribuição por hábito

Os resultados mostraram que a distribuição da abundância de indivíduos diferiu significativamente entre os hábitos nos sítios: S1 ($\chi^2 = 119,09$, gl = 4, $p < 0,01$), S2 ($\chi^2 = 449,15$, gl = 4, $p < 0,01$), S3 ($\chi^2 = 135,85$, gl = 4, $p < 0,01$) e S4 ($\chi^2 = 245,55$, gl = 4, $p < 0,01$) (Figura II.9). No sítio 1 foi observada a predominância dos indivíduos herbáceos (43,1%) e arbustivos (45,7%), se excluídos os indivíduos de Poaceae e Cyperaceae (item 3.1). No entanto, esse fato não pode ser desconsiderado, já que o sítio 1 é uma pastagem, onde há dominância dessas últimas famílias, sendo assim, domina o hábito herbáceo. Nos sítios 2 e 3, o hábito herbáceo também foi predominante, com 66,4% (S2) e 50,3% (S3) (Figura II.9). Já no estrato regenerante do fragmento florestal (S4), foi encontrada maior ocorrência de indivíduos arbustivos (32,8%) e herbáceos (40,8%). No entanto, se somados, os arbustivos e arbóreos (49,2%) predominaram (Figura II.9).

De acordo com os dados, foi possível verificar uma ordem crescente de indivíduos arbóreos, sendo S1 (0%) < S2 (5,4%) < S3 (9,6%) < S4 (16,4%) (Figura II.9).

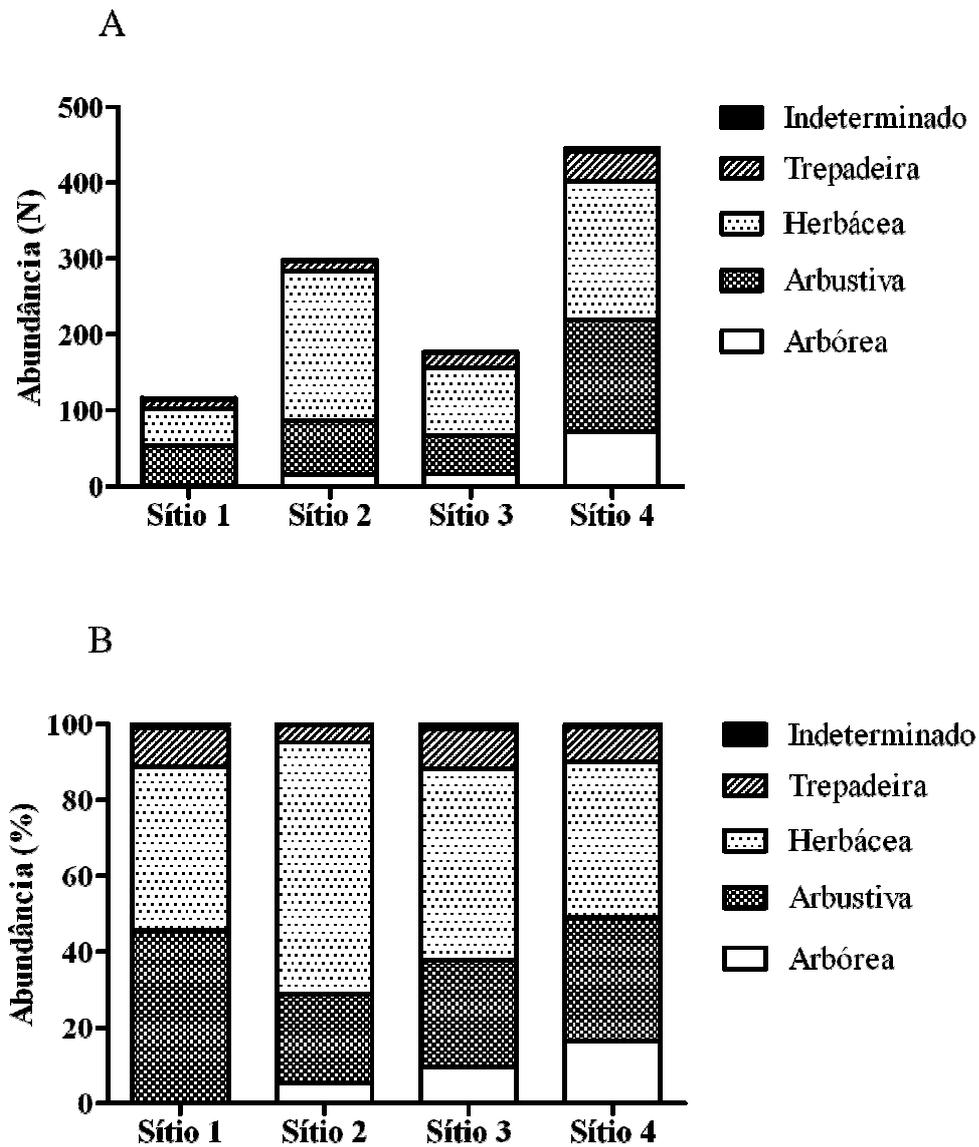


Figura IL9: Número de indivíduos (A) e porcentagem de indivíduos (B) por hábito encontrados nos estratos regenerantes dos sítios amostrais (1, 2, 3 e 4), Pinheiral– RJ.

A distribuição da riqueza também diferiu significativamente entre os hábitos nos sítios S1 ($\chi^2 = 30,93$, gl = 4, $p < 0,01$), S2 ($\chi^2 = 26,00$, gl = 4, $p < 0,01$), S3 ($\chi^2 = 16,42$, gl = 4, $p < 0,01$) e S4 ($\chi^2 = 10,86$, gl = 4, $p < 0,01$) (Figura II.10). A riqueza de arbóreas, também seguiu ordem crescente similar à distribuição da abundância de indivíduos, invertendo apenas o sítio 2 e 3: S1 (0%) < S3 (9,3%) < S2 (15,9%) < S4 (23,5%) (Figura II.10).

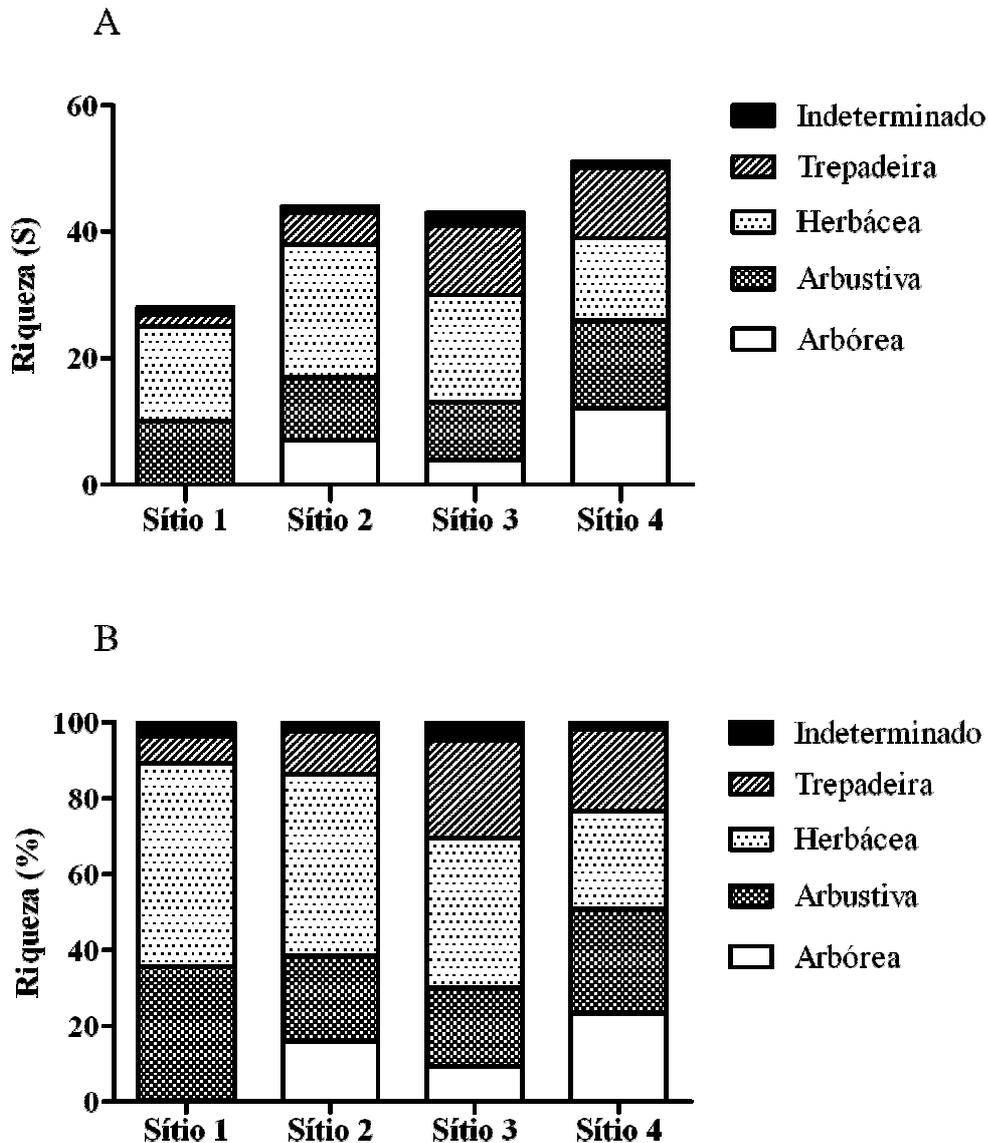


Figura II.10: Riqueza (S) (A) e riqueza (%) (B) por hábito encontrado nos estratos regenerantes dos sítios amostrais (1, 2, 3 e 4), Pinheiral– RJ.

Distribuição por grupos ecológicos (categorias sucessionais)

A distribuição da abundância de indivíduos arbustivos e arbóreos regenerantes mostrou diferenças significativas entre os grupos ecológicos (Pi, Si, St e SC) em todos os sítios: S1 ($\chi^2 = 156,0$, gl = 3, $p < 0,01$), S2 ($\chi^2 = 167,67$, gl = 3, $p < 0,01$), S3 ($\chi^2 = 120,88$, gl = 3, $p < 0,01$) e S4 ($\chi^2 = 138$, gl = 3, $p < 0,01$) (Figura II.11). Dos indivíduos arbustivo-arbóreos presentes, 100% são pioneiras no sítio 1. Nos demais sítios essa porcentagem de pioneiras diminui progressivamente em relação aos demais grupos ecológicos

(S2 = 84,9 % < S3 = 82, 1 % < S4 = 53, 4 %). Em contrapartida, as secundárias iniciais (Si) e secundárias tardias (St) são acrescentadas de acordo com os sítios, sendo S2 = 12,8 % de Si e 2,3 % de St; S3 = 16,4 % de Si e 1,5 % de St; e S4 = 32,0% de Si e 14,2 % de St (Figura II.11).

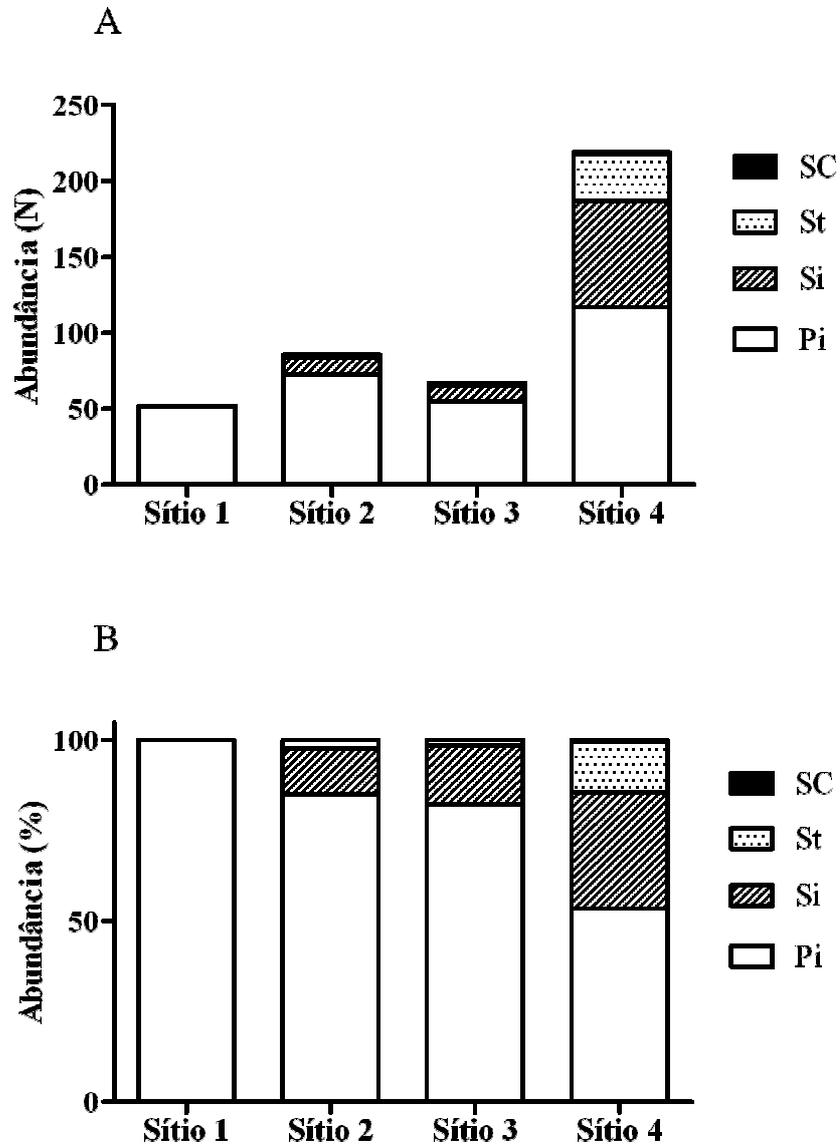


Figura II.11: Número de indivíduos (A) e porcentagem de indivíduos (B) por grupo ecológico (Pi = Pioneiras; Si = Secundária inicial; St = Secundária tardia; SC = sem caracterização) do estrato regenerante dos sítios amostrais (1, 2, 3 e 4), Pinheiral– RJ.

A riqueza também diferiu significativamente entre os grupos ecológicos em S1 ($\chi^2 = 30,0$, gl = 3, $p < 0,01$), S2 ($\chi^2 = 17,59$, gl = 3, $p < 0,01$), S3 ($\chi^2 = 24,85$, gl = 3, $p < 0,01$) e S4 ($\chi^2 = 21,69$, gl = 3, $p < 0,01$) (Figura II.12). As pioneiras (Pi) representaram o grupo ecológico predominante nos sítios. No sítio 1, esse grupo correspondeu a 100% das espécies arbustivas e arbóreas regenerantes. Já nos demais sítios, houve uma diminuição progressiva das pioneiras (S2: 64,7%, S3: 84,6% e S4: 61,5%), com o aumento das espécies secundárias iniciais e tardias (Figura II.12).

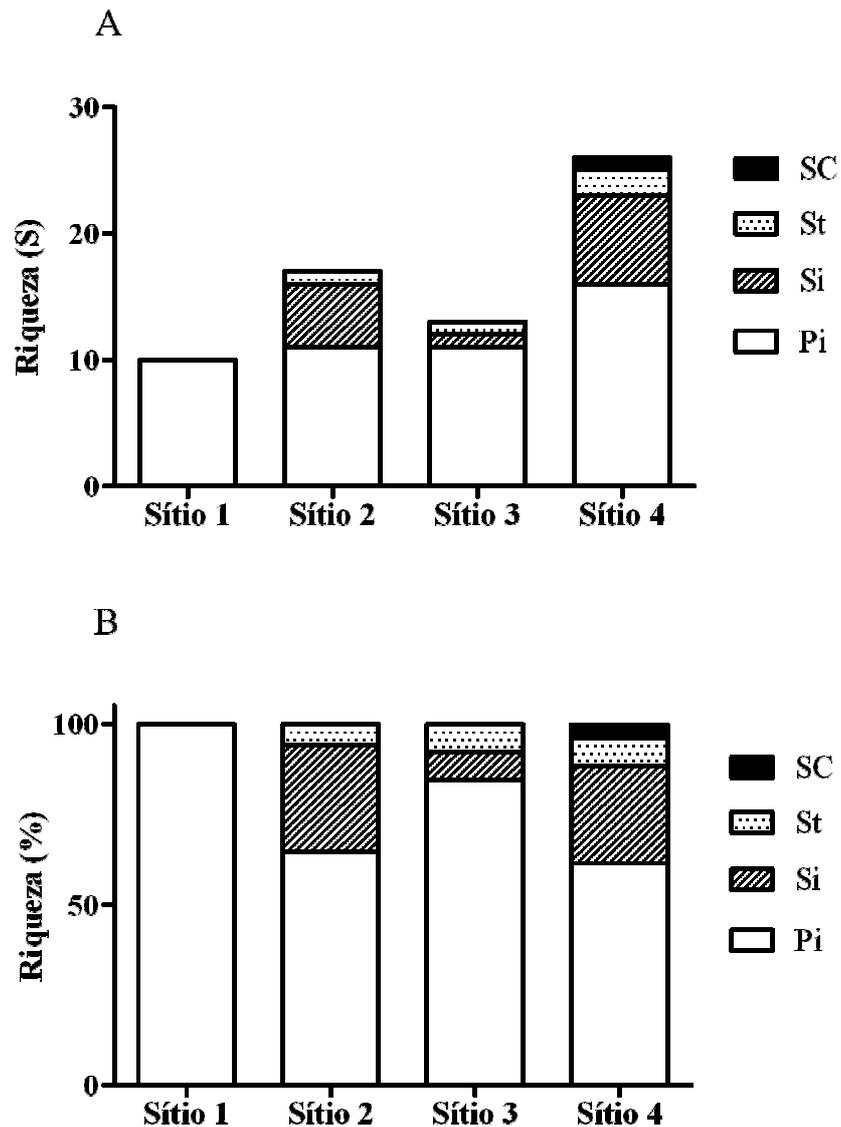


Figura II.12: Riqueza (S) (A) e riqueza (%) (B) por grupo ecológico (Pi = Pioneiras; Si = Secundária inicial; St = Secundária tardia; SC = sem caracterização) do estrato regenerante dos sítios amostrais (1, 2, 3 e 4), Pinheiral- RJ.

Parâmetros fitossociológicos

De acordo com os dados fitossociológicos avaliados pelo método de parcelas, *Clidemia urceolata* foi a espécie com maior valor de importância (VIRN), número de indivíduos e densidade relativa (DR) no estrato regenerante do sítio 1 (pastagem), seguida por *Pterocaulon virgatum* e *Mikania cordifolia* (Tabela II.10 e Anexo II.4). Em relação à frequência relativa (FR), essa ordem difere, sendo o maior valor atribuído a herbácea *M. cordifolia* (FR = 10,17%), seguida pela trepadeira *P. virgatum* (FR = 8,47%) e pela arbustiva *Baccharis serrulata* (FR = 8,47%); espécies típicas de ambientes de pastagem. Já a *C. urceolata*, fica em quarto lugar com FR = 6,78%.

Tabela II.10: Espécies mais importantes no estrato de regeneração natural dos sítios 1, 2, 3 e 4 no município de Pinheiral, RJ; onde: n = número de indivíduos amostrados, DR= densidade relativa, VIRN = Valor de importância da regeneração natural.

Espécie	n	DR (%)	VIRN
Sítio 1			
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	21	18,10	24,88
<i>Pterocaulon virgatum</i> (L.) DC.	13	11,21	19,68
<i>Mikania cordifolia</i> (DC.) Baker	11	9,48	19,65
Sítio 2			
<i>Adiantum serratodentatum</i> Willd.	43	14,43	20,26
<i>Vernonia squamosa</i> Gardner	40	13,42	19,26
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	23	7,72	16,88
Sítio 3			
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth.	14	7,91	15,75
<i>Piper aduncum</i> L	16	9,04	14,92
<i>Olyra</i> sp.	14	7,91	13,79
Sítio 4			
<i>Desmodium tortuosum</i> (Sw.) DC.	40	8,99	15,34
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	34	7,64	13,46
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	34	7,64	12,40

No sítio 2, as herbáceas *Adiantum serratodentatum* (Pteridophyta), *Vernonia squamosa* e a arbustiva *C. urceolata* predominaram com maiores VIRN, sendo que as duas primeiras também possuem maior número de indivíduos e DR, seguidas pela herbácea *Elephantopus mollis*. Os maiores valores de FR foram para *C. urceolata* (9,17%), seguida pela Pteridophyta *Anemia raddiana* (6,67%). Apesar da predominância dessas espécies pioneiras, as arbustivas e arbóreas secundárias iniciais *Miconia prasina*, *Eugenia florida*, *Psidium guajava*, *Casearia sylvestris*, *Siparuna guianensis* e a secundária tardia *Sloanea guianensis* somaram 11,86 do VIRN e 4,36 % da DR (Tabela II.10 e Anexo II.5).

No sítio 3, as espécies com maior VIRN foram *E. mollis*, *Piper aduncum* e *Olyra* sp., que somam um VIRN = 44,46. Essa ordem se inverte, em relação ao número de indivíduos e a DR, ficando a arbustiva *P. aduncum* em primeiro lugar, seguida pela as herbáceas *E. mollis* e *Olyra* sp, somando um DR = 24,83 % (Tabela II. 10). Quanto a FR, *E. mollis* possui o maior valor (7,84%), seguido por *P. aduncum*, *Olyra* sp., *S. guianensis* e a Pteridophyta *Thelypteris conspersa*, que apresentam FR = 5,88% cada (Anexo II.6). Nesse sítio, além da secundária

inicial *S. guianensis*, também foram encontrados indivíduos da secundária tardia *Trichilia elegans*, que juntas contribuíram com 13,65 do VIRN e 6,77 % da DR.

No sítio 4, a trepadeira *Desmodium tortuosum*, a herbácea *E. mollis* e a arbórea *Guarea guidonia* possuem os maiores VIRN, número de indivíduos e DR (Tabela II.10). *Desmodium tortuosum* também apresentou maior valor de FR (6,35%), seguida por *E. mollis* (5,82%) e *C. urceolata* (5,82 %) (Anexo II. 7).

As espécies *Guarea guidonia*, *Handroanthus ochraceus*, *M. prasina*, *Casearia sylvestris*, *Cupania oblongifolia*, *S. guianensis* e *Eugenia florida* somaram uma DR = 15,73% e VIRN = 30,53, constituindo uma maior regeneração de indivíduos arbóreos (secundárias iniciais) no sítio 4, comparado aos demais sítios. Também foi observado nesse sítio um acréscimo significativo de espécies de grupos sucessionais mais avançados (secundárias tardias), sendo representados pelas espécies *Psychotria carthagenensis* (quinta espécie mais importante) e *Trichilia elegans*, que somam 6,97 % da DR e 11,73 do VIRN (Anexo II.7).

Composição de espécies e abundância de indivíduos entre os sítios amostrais: implicações no desenvolvimento sucessional

Embora não haja diferença significativa entre a riqueza de espécies dos sítios 2, 3 e 4 (Figura II.8), a identidade das espécies somada à abundância mostrou diferenças significativas entre os quatro sítios, como demonstrado pela análise MRPP (Tabela II.11). Os valores de A variaram de 0,20 a 0,36, com $p < 0,0001$, para todas combinações (Tabela II.11). No entanto, a NMDS apresentou um forte agrupamento entre os sítios 2 e 3 e uma maior proximidade com o sítio 4, sendo mais distantes do sítio 1 (Figura II.13).

Tabela II.11: Comparações entre a composição de espécies e abundância da regeneração natural dos sítios amostrais (Sítio 1; Sítio 2; Sítio 3; Sítio 4) por meio da análise multivariada MRPP.

Combinações possíveis	A	p
1 vs. 2	0,27	<0,0001
1 vs. 3	0,29	<0,0001
1 vs. 4	0,35	<0,0001
2 vs. 3	0,20	<0,0001
2 vs. 4	0,36	<0,0001
3 vs. 4	0,29	<0,0001

Os valores de significância (p) foram ajustados pela correção de Bonferroni, dividindo-se o valor de p (0,05) pelo número total de combinações par a par possível, assim: $0,05/6 = 0,0083$, que corresponde ao valor de (p) ajustado.

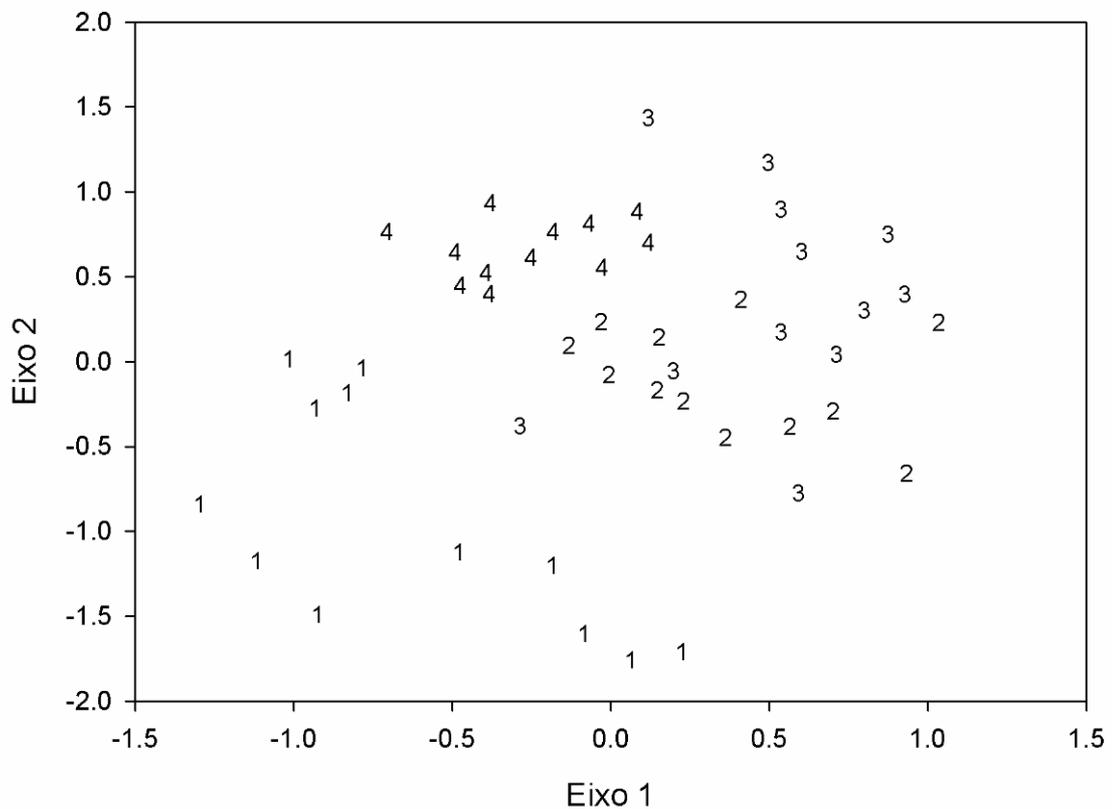


Figura II.13: Ordenação da NMDS em relação à composição e abundância da regeneração natural dos sítios amostrais (Sítio 1; Sítio 2; Sítio 3; Sítio 4). *Stress* = 0,26

4. DISCUSSÃO

De acordo com os resultados, os diferentes níveis de colonização de *Clidemia urceolata* refletiram nas coberturas das espécies de Poaceae e Cyperaceae, dominantes em pastagens perturbadas e abandonadas e por sua vez, na regeneração de espécies arbóreas florestais. A diminuição da cobertura de poáceas e ciperáceas somada a maior cobertura de *Clidemia urceolata* nos sítios 2 e 3 proporcionaram condições favoráveis a regeneração de espécies arbóreas de estágios sucessionais avançados.

Cobertura de *Clidemia urceolata*, Poaceae e Cyperaceae

A menor cobertura e porte dos indivíduos de *C. urceolata* no sítio 1 estão relacionados a presença de poucos indivíduos e de pequeno porte (indivíduos jovens), indicando que a área encontra-se em uma fase inicial de colonização por esta espécie. Em contrapartida, nos sítios 2 e 3, a maior cobertura de *C. urceolata*, associada ao maior porte dos indivíduos presentes (altura média de 2 m), indica que os mesmos se encontram na fase adulta, como sugerido por Goldenberg et al. (2005). Essas características demonstraram que os sítios 2 e 3 representam núcleos de *C. urceolata* em estágio avançado de colonização (núcleos de vegetação com dominância de *C. urceolata*), embora ainda haja diferença entre eles.

Por outro lado, os menores valores de importância (VI) e do índice de cobertura (IC) de Poaceae e Cyperaceae, acrescida dos maiores tamanhos dos mesmos, nos sítios 2 e 3 em comparação ao sítio 1, podem estar relacionada às diferentes condições microclimáticas. A colonização espontânea da *C. urceolata* nas pastagens abandonadas e a formação de pequenos núcleos de vegetação reduzem a incidência de luz no interior dessas áreas, alterando o comportamento das espécies de Poaceae e Cyperaceae, em busca de luz, com maior crescimento e menor cobertura (biomassa), sendo paulatinamente excluídas do sistema. Esse processo de exclusão foi observado na literatura (HOLL, 2000; CAMPOS, 2010), a partir do sombreamento proporcionado por espécies arbustivas e arbóreas.

Essa mesma relação pode ser observada no sítio 4, área que pode ser considerada uma fase mais avançada da sucessão ecológica, em relação aos demais sítios, e onde foram encontrados os menores VI e IC de Poaceae, Cyperaceae e de *C. urceolata*. Nesse sítio, há condições microclimáticas diferenciadas, que proporcionam micro-habitats distintos dos demais sítios em estudo. O sombreamento do dossel de floresta atenua a radiação solar (HERNANDES et al., 2004), além de alterar sua composição espectral e influenciar na temperatura e umidade relativa do ar e do solo (RINCON e HUANTE, 1993; WHITMORE, 1998). Essas condições podem determinar a dinâmica da regeneração e recrutamento de novas espécies de estágios sucessionais avançados (LAMB et al., 1997; GUILHERME, 2000; BIANCHINI et al., 2001) e desfavorecer o estabelecimento das espécies herbáceas e arbustivas heliófilas como poáceas e ciperáceas, assim como a *C. urceolata*. Dessa forma, os indivíduos de *C. urceolata*, Poaceae e Cyperaceae observados neste sítio apresentaram pequenos porte e índice de cobertura (IC), possivelmente por serem jovens recrutados apenas nos microambientes favoráveis, como as clareiras formadas por quedas de árvores ou pela descontinuidade do dossel causada pelo relevo declivoso da área.

Diferença na cobertura de *C. urceolata* entre o S2 e S3 também foi observada, embora seja menor, quando comparada ao S4. A maior biomassa dessa espécie no S2 em relação ao S3 pode estar relacionada ao avanço da sucessão ecológica, em menor escala, onde o acréscimo na densidade de arbóreas no S3, em relação ao S2, pode ter contribuído com

algumas mudanças no meio, desencadeadas pelo aumento do sombreamento como referido por HERNADES et al. (2004), e discutido acima.

Além das distintas coberturas de *C. urceolata*, Poaceae e Cyperaceae, outras diferenças entre os sítios foram verificadas na florística e fitossociologia do estrato arbustivo-arbóreo estabelecido.

Estrato arbustivo-arbóreo estabelecido

O baixo número de famílias botânicas no estrato-arbóreo estabelecido dos sítios 2 (N = 5 famílias) e 3 (N = 2 famílias), associado ao reduzido número de espécies por família (S = 1) e os baixos valores de densidade (S2: D = 1.166,7 ind.ha⁻¹; S3: D = 3.333,3 ind.ha⁻¹) e área basal (S2: AB = 2,7 m² ha⁻¹; S3: AB = 5,0 m² ha⁻¹) de indivíduos arbóreos, evidenciou que esses sítios ainda representam ecossistemas simplificados. Essas características justificam o estágio inicial de sucessão dessas áreas, que também foi sinalizada pela dominância de espécies pioneiras e secundárias iniciais.

Por outro lado, o sítio 4, que é um fragmento florestal, apresenta características distintas dos demais sítios, embora ainda típicas do estágio sucessional inicial. Apesar do grande número de espécies pioneiras, a predominância das arbóreas secundárias iniciais evidencia que o sítio 4 se encontra em uma fase mais avançada que os sítios 2 e 3. Os valores encontrados para a densidade das arbóreas (3.444,4 ind.ha⁻¹) e área basal (26,7 m².ha⁻¹) foram próximos aos determinados por Tabarelli e Mantovani (1999) em um trecho de floresta Atlântica em estágio inicial de sucessão com 18 anos (3.325 ind.ha⁻¹ e 23,4 m².ha⁻¹, respectivamente). Esses dados estão de acordo com a literatura (UHL e MURPHY, 1981; PARTHASARATHY, 1999), que destaca que florestas em sucessão inicial formam grandes adensamentos de árvores com pequenos diâmetros.

Outras características no S4, como a cobertura parcialmente fechada, predomínio de espécies heliófilas, pequeno número de espécies lenhosas (menos que 20 espécies/ha) e valores medianos de altura e DAP relativamente baixos (considerando que para avaliação do estrato arbustivo-arbóreo foi considerado apenas espécies com DAP ≥ 5 cm), atenderam a classificação de estágio inicial de sucessão segundo resolução CONAMA 006/1994. Os baixos valores de altura e DAP podem ser atribuídos à predominância de espécies iniciais da sucessão, que se caracterizam, em geral, segundo Tabarelli e Mantovani (1999), pelo baixo porte e pequenos diâmetros. No entanto, há sobreposição entre características referenciadas aos estágios sucessionais inicial e médio. Em especial devido a presença de algumas espécies lenhosas indicadoras descritas na resolução CONAMA 006/1994 (estágio inicial: *Cecropia pachystachya* e *Schinus terebinthifolius*, estágio médio: *Guarea guidonia* e *Sparattosperma leucanthum*). Nesse contexto, é importante ressaltar que o uso somente da listagem florística para caracterizar o estágio de sucessão pode não ser suficiente (PAULA et al., 2004; CHAZDON et al., 2010). Para melhor compreensão do estágio de desenvolvimento de uma floresta, torna-se também necessária a avaliação dos parâmetros fitossociológicos, obtendo assim caracterização da estrutura horizontal. Budowski (1965) já considerava que a melhor classificação dos diferentes estágios sucessionais pode ser feita a partir da junção do levantamento das características florísticas, fisionômicas e estruturais da comunidade.

De forma geral, apesar das características florísticas e fitossociológicas dos sítios indicarem que todos sejam classificados como estágio inicial de sucessão, é possível verificar que o sítio 4 representa uma fase mais avançada de sucessão comparado aos sítios 2 e 3. Esses, por sua vez, demonstram ser mais desenvolvidos que a pastagem abandonada (sítio 1), considerando que este último é uma área aberta, sem indivíduos arbóreos e arbustivos adultos. Assim podemos inferir que essas áreas representam diferentes fases sucessionais de um longo

estágio inicial de sucessão, onde o sítio 1 é o menos evoluído, seguido pelos sítios 2, 3 e 4. Nesse sentido, possivelmente esses sítios representem uma cronosequência espacial de sucessão ecológica no estágio inicial após abandono de pastagens perturbadas por intensos usos agropastoris.

Estrato regenerante

As características florísticas e fitossociológicas do estrato regenerante também retrataram, nos distintos sítios, as diferentes fases da sucessão inicial após abandono de pastagens perturbadas, assim como indicaram avanço da sucessão dentro dos próprios sítios.

De acordo com os resultados, foi possível verificar uma tendência de aumento da riqueza na sequência crescente dos sítios ($S1 < S2 \approx S3 < S4$), embora somente o S1 tenha apresentado diferença significativa em relação aos demais. Segundo a literatura, essa tendência é esperada, sendo observada durante o processo de regeneração florestal em áreas do Sul e em outras áreas do Sudeste do Brasil (KLEIN, 1980; LEITÃO FILHO, 1993; TABARELLI e MANTOVANI, 1999; SIMINSKI et al., 2004).

Esse aumento na riqueza de espécies com o avanço da sucessão foi observado por Tabarelli e Mantovani (1999) ao avaliar a sucessão após corte, queima e usos de pastagens de uma floresta tropical Montana na Serra do Mar, São Paulo, utilizando trechos de florestas com diferentes idades (10, 18, 40 anos e floresta madura). Siminski et al. (2004) também confirmaram essa tendência, nos estudos de sucessão florestal no município de Pedro Alcântara, SC. Esse comportamento dinâmico da composição florística de áreas perturbadas é um indicador do avanço sucessional do ecossistema em processo de restauração.

Outro indicativo de que os sítios sejam etapas de uma possível cronosequência é a diminuição progressiva da dominância da família Asteraceae, na sequência S1 a S4. Essa família se destaca na regeneração de áreas de Floresta Estacional Semidecidual após desmatamento (RONDON NETO, 1999) e fogo (MARTINS et al., 2002), especialmente por ser representada por um grande número de espécies herbáceas e subarbustivas ruderais ou invasoras daninhas (MARTINS et al., 2002). Assim, a diminuição de sua dominância, somada a entrada de outras famílias, são indicadores de futuras mudanças no sistema, que no estudo podem sinalizar o avanço do processo sucessional.

A classificação dos hábitos e grupos funcionais dos regenerantes também foram indicadores importantes no diagnóstico sucessional. De forma geral, foi observado a predominância de indivíduos herbáceos e arbustivos nos sítios amostrais, o que segundo Costalonga et al. (2006) é comum em áreas de estágio inicial de sucessão. Martins et al. (2002) também constataram a dominância de indivíduos herbáceos e arbustivos em um trecho de floresta Estacional Semidecidual no estágio inicial de sucessão após fogo. Segundo Costalonga et al. (2006), esse comportamento é característico de ambientes perturbados e abandonados, pois esses indivíduos são os primeiros a colonizarem essas áreas.

A predominância das herbáceas e arbustivas na pastagem e nos sítios 2 e 3, assim como a elevada porcentagem no fragmento florestal, podem ser explicadas pelas estratégias de vida das espécies desses hábitos. Dentre essas estratégias destacam-se a eficiência dos mecanismos de dispersão, o tamanho reduzido das sementes (PITELLI, 1987; GARWOOD, 1989; SOUZA, 2008) e a longa dormência, que viabiliza sua permanência no solo por longos períodos até que as condições se tornem favoráveis para a germinação (PITELLI, 1987; ALMEIDA-CORTEZ, 2004; VIEIRA e SCARIOT 2006). Essas estratégias permitem que as espécies de plantas herbáceas apresentem elevada densidade no banco de sementes do solo e

na serrapilheira das áreas (RODRIGUES et al., 2010) e, conseqüentemente, dominem áreas que venham a sofrer perda de cobertura vegetal.

A ocorrência de grande porcentagem de herbáceas no fragmento florestal (S4) pode ser justificada, em grande parte, pela situação do seu entorno, que é formado por pastagens abandonadas (importantes fontes de propágulos de espécies herbáceas), acrescido pelo pequeno tamanho do fragmento (1 ha). De acordo com Hopkins e Graham (1983) e Costalonga et al. (2006), a dominância das espécies herbáceas no banco de sementes é comum em comunidades florestais fragmentadas e cercadas de vegetação antropizada (pastos, culturas agrícolas etc.). Somado a isso, o tipo de pressão na área e na micro-região, também pode auxiliar na determinação da forma de vida predominante (ARAUJO et al., 2001). Por exemplo, áreas de vegetação secundária próximas às áreas de cultivo e pastagens tendem a ter maior número de ervas e cipós do que clareiras naturais (MONACO et al., 2003). Outro fator que também contribui para o recrutamento de espécies iniciais da sucessão é a deciduidade parcial, característica marcante das Florestas Estacionais Semidescuidais, pois podem proporcionar microambientes favoráveis a germinação dessas espécies (FRANCO, 2005).

Apesar da elevada porcentagem de regenerantes herbáceos e arbustivos, foi observada maior abundância e riqueza de regenerantes arbóreos no fragmento florestal (S4) em relação aos núcleos de *C. urceolata* (S2 e S3), e nestes em relação à pastagem, indicando que há um avanço nas etapas da sucessão na área estudada na sequência S1 a S4. Esse aumento de regenerantes arbóreas é esperado com o avanço da sucessão segundo a literatura (BAIDER et al. 2001).

A classificação das espécies regenerantes nos grupos ecológicos também evidenciou um avanço nas etapas de sucessão a partir da tendência de diminuição progressiva da riqueza e da abundância de espécies pioneiras ($S1 > S2 \approx S3 > S4$) e do aumento da ocorrência de espécies secundárias iniciais e tardias nos sítios ($S1 < S2 \approx S3 < S4$). Isso reforça a representação do avanço sucessional espacial (dos sítios) do longo estágio inicial de sucessão de pastagens perturbadas na direção sítio $1 \rightarrow 2 \approx 3 \rightarrow 4$.

Além dessa sucessão espacial, também foi possível verificar um indicativo do avanço temporal da sucessão dentro dos próprios sítios, através da comparação do estrato regenerante com o estrato arbustivo-arbóreo ($DAP \geq 5$ cm). Foram encontradas, na regeneração natural dos sítios 2, 3 e 4, espécies arbóreas que não foram registradas no estrato arbustivo-arbóreo, sendo observado o incremento de espécie de grupos sucessionais mais avançados (espécies tardias), também ausentes no estrato estabelecido (item 3.2). Considerando que a regeneração pode prever o desenvolvimento futuro das florestas (ALVES et al., 2010), é possível inferir que os sítios em estudo (2, 3 e 4) estão em uma cronosequência sucessional, sendo o fragmento florestal (S4) o mais avançado, pois apresenta maior porcentagem de espécies e indivíduos de grupos sucessionais mais avançados. Essas evidências também podem indicar a consolidação de uma tendência de restauração nesses sítios, ou seja, uma recuperação paulatina dos ambientes perturbados. Nesse contexto, é possível que os núcleos de *C. urceolata* permitam a germinação de sementes e o estabelecimento de espécies que não seriam capazes de se manter nas condições extremas dos sítios compostos basicamente por herbáceas pioneiras, facilitando assim, o desenvolvimento do processo sucessional.

A redução das espécies pioneiras e aumento das espécies tolerantes à sombra com o avanço da sucessão também foram observados por Tabarelli e Mantovani (1999), avaliando a dinâmica de substituição dos grupos ecológicos após corte, queima e usos de pastagens de uma floresta tropical Montana na Serra do Mar, São Paulo. Schorn e Galvão (2006) também confirmaram essa tendência, avaliando a dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC.

Em análises da sucessão de uma Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa–MG, nos anos de 1984 e 1998, Paula et al. (2004) constataram uma diminuição do grupo das pioneiras em 66,7% e das secundárias iniciais em 45%. Em contrapartida, o grupo das secundárias tardias aumentou 43% no período. Tais fatos demonstram melhoria nas condições de suporte da área para os grupos ecológicos mais avançados na escala sucessional, sendo importante considerar, que a floresta se encontrava no estágio intermediário no desenvolvimento sucessional.

A sucessão secundária de florestas tropicais apresenta várias semelhanças (KLEIN, 1980; UHL, 1987; WHITMORE, 1998; BAIDER et al. 2001; PAULA et al., 2004), como a substituição direcional das formas de crescimento e de histórias de vida. Essa substituição direcional indica o estabelecimento e a extinção de espécies de diferentes formas de crescimento e de histórias de vida ao longo da cronosequência da sucessão, com as espécies de ervas, arbustos, árvores pioneiras de ciclo de vida curto e de ciclo de vida longo se substituindo nas florestas tropicais, ao longo do processo sucessional após a ocorrência de uma perturbação antrópica (KLEIN, 1980; TABARELLI e MANTOVANI, 1999).

A partir dos parâmetros fitossociológicos observou-se, no sítio 4, elevado valor de importância (VIRN) de espécies de hábito arbóreo na regeneração, embora também tenha sido encontrado elevado VIRN de trepadeiras e herbáceas, o que configura a condição de fragmento florestal em estágio inicial de sucessão. Esse acréscimo de indivíduos arbóreos na área tende a refletir no aumento de área basal, que segundo Tabarelli e Mantovani (1999), Siminski et al., (2004) e Chazdon et al. (2010) é um dos indicadores do avanço da sucessão florestal.

Dentre as espécies arbóreas do presente estudo, a *Siparuna guianensis* apresentou um destaque, pois além de estar presente no estrato regenerante dos sítios 2, 3 e 4, demonstrou maior valor de importância no estrato estabelecido do S4. Essa espécie também apresentou elevado VI em estrato regenerante de outros fragmentos florestais, como na floresta jovem estudada por Silva-Júnior (2002); nos estudos de Meira-Neto e Martins (2003) e Franco (2005) em Florestas Estacional Semidescidual, demonstrando assim, sua marcante presença no processo sucessional de áreas perturbadas.

Nesse contexto, é possível inferir que a *S. guianensis* pode ser um importante indicador da dinâmica sucessional no presente estudo. Isso pode ser verificado com base na comparação da população de *S. guianensis* (estabelecido e regenerantes) entre o fragmento florestal (S4) e os núcleos de *C. urceolata* (S2 e S3). No S4 foi encontrada uma predominância dessa espécie no estrato estabelecido (DAP \geq 5 cm) (item 3.2). Em contrapartida, nos núcleos de *C. urceolata*, a *S. guianensis* está sendo recrutada apenas na regeneração, não havendo representante estabelecido. Essas diferenças de idade dos indivíduos de *S. guianensis* entre os sítios podem inferir sobre a cronosequência espacial da sucessão, onde os regenerantes dos núcleos de *C. urceolata* (S2 e S3) poderão ser os futuros adultos de uma fase sucessional mais evoluída como a representada pelo fragmento florestal (sítio 4).

Outro indicador da dinâmica sucessional desses sítios pode ser a importância da *C. urceolata* no estrato regenerante de cada um deles. No sítio 1, essa espécie ocupa o primeiro lugar (VIRN = 24,88). Nos sítios 2 e 3, ela está no terceiro (VIRN = 16,88) e oitavo lugar (VIRN = 8,29), respectivamente, não sendo uma das espécies regenerantes mais importantes desses sistemas, apesar de ser frequente. A diminuição do recrutamento de novos indivíduos de *C. urceolata* em relação a pastagem (sítio 1) sugere que essa espécie esteja cumprindo seu papel nos sítios 2 e 3. Dessa forma, posteriormente, ela tende a sair do sistema. Esse fato pode ser observado no fragmento florestal (sítio 4), onde apesar de estar presente em grande

quantidade no banco de sementes (dados não publicados), sua regeneração está associada à abertura de clareiras.

***Clidemia urceolata* e seu papel facilitador**

Para que espécies se estabeleçam em áreas de pastagem perturbada e abandonada, como o sítio 1, com baixa produtividade e a pleno sol, elas precisam resistir a incidência de luz direta, poucos recursos do meio físico, como água, matéria orgânica e nutrientes; além da competição com as gramíneas, que predominam a área (item 3.1). De acordo com Zimmerman et al., (2000); Holl et al (2000) e Ortega-Pieck et al. (2011), a barreira mais importante para a restauração florestal nas pastagens abandonadas é a competição das gramíneas com as plântulas de espécies florestais. Segundo os mesmos autores, a elevada predação, baixa taxa de germinação, falta de nutrientes e a alta intensidade de luz também afetam a recuperação dessas áreas. Estratégias para facilitar a recuperação de pastos abandonados devem superar esses numerosos obstáculos.

Nesse contexto se destaca a *C. urceolata*, que segundo critérios estabelecidos por Pott e Pott (2002), pode ser considerada uma espécie rústica, que coloniza espontaneamente áreas de pastagens perturbadas em terrenos declivosos que perderam capacidade de produção agrícola. No sítio 1, o potencial de colonização da *C. urceolata* foi evidenciado pelo seu maior valor de importância (VIRN), sendo nesse caso, justificado pela presença de indivíduos jovens em colonização inicial. A sua estratégia de distribuição agregada na pastagem também foi refletida na menor frequência relativa (FR), que pode ser atribuída à formação de pequenos núcleos em determinados pontos da área.

Nos sítios 2 e 3, onde a *C. urceolata* domina com seus indivíduos já adultos, foi verificado a regeneração de espécies arbustivas e arbóreas de grupos sucessionais avançados, apesar da predominância de herbáceas e arbustivas pioneiras (possivelmente oriundas do histórico de perturbação dessas áreas, somado à condição inicial de sucessão). Isso indica que esses núcleos de *C. urceolata* (S2 e S3) estão proporcionando microambientes favoráveis ao estabelecimento de espécies de estágios sucessionais mais avançados, assim como, condições desfavoráveis para o desenvolvimento das gramíneas (item 3.1). Assim, é importante destacar que apenas as espécies de ciclo curto, como herbáceas e arbustivas pioneiras, que pegam fogo, não representam tendência de restauração, pois não garantem o estabelecimento de sucessão ambientalmente sustentáveis no tempo. No entanto, o estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas secundárias iniciais e tardias sinalizam a substituição de um ecossistema de pasto para um ecossistema florestal, que se for resiliente, evidencia a sustentabilidade da restauração.

A possível contribuição dos núcleos de *C. urceolata* (S2 e S3) na regeneração de espécies arbustivas e arbóreas de estágios sucessionais mais avançados se remete aos estudos de Campos (2010) e Baylão Junior (2010), que constataram que espécies arbóreas e arbustivas em pastagens abandonadas são importantes potenciais de facilitação da regeneração florestal, consolidando os processos ecológicos responsáveis pela sustentabilidade da floresta.

Outro ponto que pode contribuir com o avanço sucessional dos núcleos de *C. urceolata*, é o fato de seus frutos (arroxeados e pequenos, quando maduros) serem atrativos a fauna. Eles servem de alimentos para as aves e são transportados por formigas, conforme observações de campo (Anexo II.8), sendo potenciais dispersores. Segundo Levey (1990), a zoocoria é a estratégia de dispersão mais frequente para a Melastomataceae. As espécies dessa família são recursos importantes para diferentes populações animais das matas secundárias, principalmente as aves (STILES e ROSSELLI, 1983; POULIN et al. 1999; PEREIRA e

MANTOVANI, 2001; ANTONINI e NUNES-FREITAS, 2004). Em geral, apresentam longo período de frutificação, oferecendo grande quantidade de frutos ao longo desse período (LEVEY, 1990; ANTONINI e NUNES-FREITAS, 2004). Assim, a fauna, em especial as aves, pode ser fundamental na dispersão das sementes de *C. urceolata* para outras áreas, assim como de outras espécies dentro dos núcleos.

O potencial da *C. urceolata* como atrativa a fauna pode ser corroborada pelos estudos de Lessa e Costa (2009), na região do Cerrado, Parque Estadual do Rio Preto- MG, que constataram que os frutos de *C. urceolata* são usados, frequentemente, na alimentação do roedor *Thrichomys apereoides*, que por sua vez, funciona como um importante dispersor das sementes dessa espécie. Campos (2010), também constatou o importante potencial de espécies arbóreas e arbustivas zoocóricas na facilitação da regeneração florestal em pastagens abandonadas.

O potencial de facilitação dos núcleos de *C. urceolata* pode ser verificado a partir da maior similaridade da composição e abundância da regeneração dos sítios 2 e 3 e destes com o fragmento florestal (sítio 4), assim como o maior distanciamento em relação a pastagem abandonada (sítios 1), como evidenciado pela NMDS (*nonmetric Multidimensional Scaling*) (Figura II.13). Embora, segundo a MRPP (*Multi-resposte Permutation Procedures*), todos os sítios sejam significativamente diferentes, o que corrobora com os demais indicativos da presença de distintas fases da sucessão inicial.

O maior distanciamento dos S2 e S3 com a pastagem (S1) sugere que a formação desses núcleos proporcionam o estabelecimento de espécies que não seriam capazes de se manterem nas áreas abertas como pastagens perturbadas. Essa catalisação da recuperação nos pastos abandonados por arbustos e arbóreas pioneiras também foram identificados por Holl et al (2000), estudando a recuperação de florestas tropicais na Costa Rica e Campos (2010), em pastagens abandonadas no município de Guaraqueçaba, Paraná. Ambos afirmam que essas espécies facilitam a recuperação por melhorar a dispersão de sementes e sombrear as gramíneas, fazendo-as sair do sistema. Para Scarano (2000), espécies que possuem capacidade de favorecer a colonização de outras espécies são denominadas “plantas focais”, ou ainda, segundo Begon (2007), espécie-chave, por proporcionar um recurso, do qual outras espécies dependem.

A sucessão de florestas tropicais, após distúrbios como corte e queima, pode ser melhor caracterizada pelo modelo de facilitação (CONNEL e SLATYER, 1977), onde as espécies pioneiras (facilitadoras) invadem lentamente um sítio disponível à colonização e facilitam o estabelecimento de outras, pois agem como atrativo/abrigo para os dispersores, melhoram as condições de fertilidade e cobertura do solo e fornecem condições ambientais adequadas à germinação (ODUM, 1969; WHITTAKER, 1975; CONNEL e SLATYER, 1977; UHL, 1987). No entanto, o modelo de inibição descrito por Connel e Slatyer (1977), também pode ser percebido pela competição por água, luz e nutrientes; e em alguns casos por alelopatia (CARPANEZZI, 2005). As gramíneas podem constituir um fator inibidor da restauração, considerando a sua competição com as mudas e o favorecimento de incêndios recorrentes (MARTINS et al., 2002). O efeito inibidor de gramíneas exóticas sobre a regeneração de arbóreas também foi constatado por Ortega-Pieck et al. (2011), estudando a regeneração de árvores em clareiras de florestas montanas do México.

Segundo Budowski (1965) e Gandolfi (1995), é possível constatar que a dinâmica da sucessão florestal está relacionada com as exigências e as estratégias de cada espécie. Nesse contexto, o presente estudo pode está mostrando um caminho distinto do constatado por Martins et al. (2002) e Ortega-Pieck et al. (2011), considerando que as espécies de grupos sucessionais mais avançados estão se estabelecendo nos núcleos de *C. urceolata* (sítios 2 e 3)

e estes estão sombreando as gramíneas, fazendo-as sair do sistema. Assim, é possível inferir que o modelo que mais se adequa ao presente estudo, seja o facilitador (Figura II.14). Nesse foco, os indivíduos de *C. urceolata* funcionam como colonizadores de pastagens perturbadas, formando núcleos de vegetação e modificando o ambiente abiótico, de forma a possibilitar o estabelecimento de espécies secundárias iniciais e tardias e condicionar o avanço sucessional (Figura II.14).

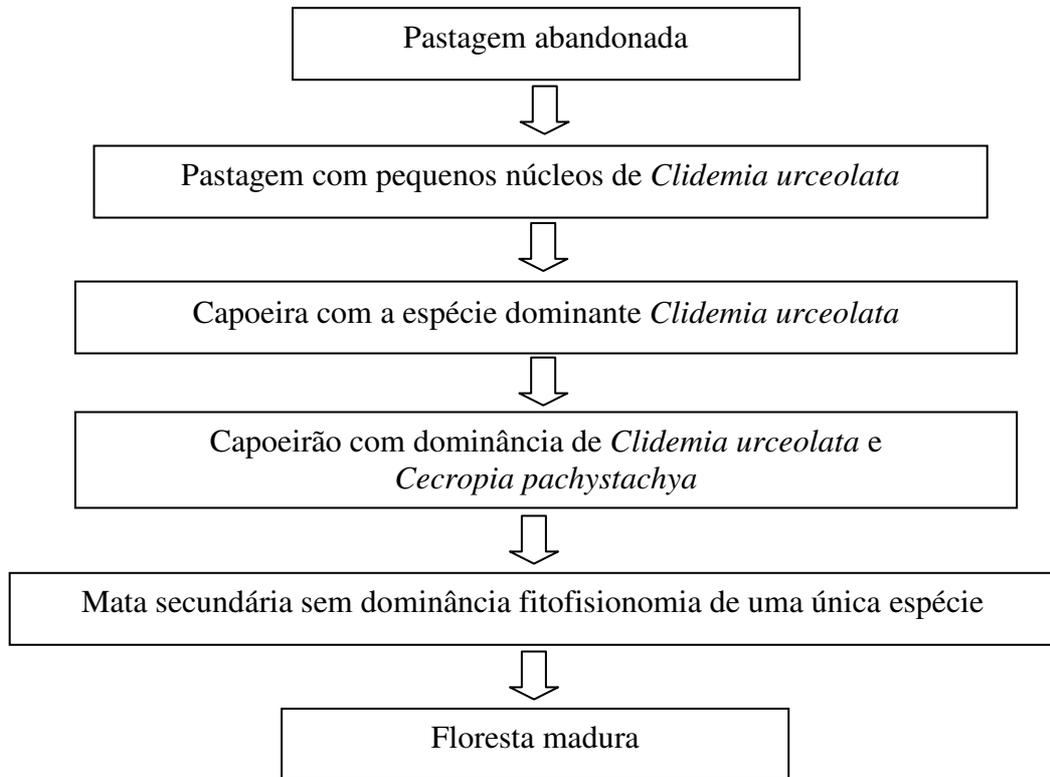


Figura II.14: Modelo de sucessão ecológica após abandono de pastagens perturbadas por intensos usos agropastoris no Médio Paraíba.

Dessa forma, *Clidemia urceolata* comporta-se como uma espécie nucleadora (S1 e S2) e, posteriormente, facilitadora (S2 e S3) da sucessão a partir de áreas abandonadas após usos na agricultura ou pastagens, permitindo a entrada de espécies de estágios sucessionais mais avançados. Estas espécies facilitadoras possibilitam a aceleração da sucessão, pois além de melhorar as condições abióticas para a germinação e estabelecimento de outras espécies, elas também atraem dispersores que transportam propágulos de espécies mais avançadas no processo sucessional (JONES et al., 1997; PARROTA et al., 1997; SLOCUM e HORVITZ, 2000; ATTANASIO et al., 2006; REIS et al., 2007; SANTOS e PILLAR, 2007; ORTEGA-PIECK et al., 2011).

Outras técnicas de restauração através da nucleação são importantes medidas complementares, proporcionando um incremento do processo sucessional, introduzindo novos elementos na paisagem (ATTANASIO et al., 2006; TIENNE, 2006; REIS et al., 2007). Nesse contexto, a *Clidemia urceolata* como espécie nativa e com características de rusticidade suficiente para colonizar, estabelecer populações viáveis e desenvolver propriedades emergentes (formando núcleos de vegetação), de modo a facilitar o desenvolvimento dos ecossistemas pode ser fundamental na formulação de estratégias viáveis/eficazes de

restauração dos ecossistemas perturbados do Médio Paraíba, que são em sua maioria, constituídos por pastagens perturbadas e abandonadas.

5. CONCLUSÕES

Os núcleos de *C. urceolata* (S2 e S3) proporcionaram a diminuição na cobertura de poáceas e ciperáceas, caracterizadas por inibir a germinação, crescimento e estabelecimento de espécies lenhosas em ecossistemas perturbados.

As características florísticas e fitossociológicas dos estratos arbustivo-arbóreo e regenerante indicaram que os sítios 1, 2, 3 e 4 apresentam diferentes fases sucessionais de um longo estágio inicial de sucessão, estabelecido após o abandono de pastagens perturbadas por extenso uso agropastoril.

A diminuição progressiva da dominância da família Asteraceae e o aumento da riqueza e abundância de indivíduos arbóreos de grupos sucessionais avançados sinalizaram avanços da tendência de sucessão ecológica na direção dos sítios $S1 \rightarrow S2 \approx S3 \rightarrow S4$.

O significativo aumento da riqueza de espécies nos sítios S2 e S3 em relação ao S1 sugere que a formação de núcleos de *C. urceolata* nas pastagens perturbadas tenha favorecido o estabelecimento de um maior número de espécies.

A *S. guianensis* demonstrou ser um importante indicador da dinâmica sucessional entre os sítios amostrais, sinalizando o avanço sucessional dos núcleos em direção a fase de floresta secundária.

Análises comparativas entre os estratos regenerantes e os arbustivo-arbóreos estabelecido indicaram aumento no número de indivíduos, famílias, gêneros e espécies nos sítios S2, S3 e S4.

A regeneração espontânea de espécies arbustivas e arbóreas de grupos sucessionais avançados, ausentes nos estratos arbustivos-arbóreos estabelecido indicou avanço da sucessão dentro dos próprios sítios 2, 3 e 4, o que pode consolidar a tendência inercial de restauração nessas áreas.

Os núcleos de *C. urceolata* (S2 e S3) sombreiam as gramíneas, suprimindo-as do sistema, criando vantagens competitivas dos locais para favorecer a regeneração espontânea de espécies arbustivas e arbóreas de grupos sucessionais avançados.

Os núcleos de *urceolata* (S2 e S3) facilitam a regeneração florestal por criar condições de sombra, abrigo de fauna e meios para propiciar germinação e estabelecimento de propágulos de espécies que demandam menos influência de radiação solar direta, predominantes nas pastagens perturbadas e abandonadas no médio Paraíba.

**CAPÍTULO III - EFEITOS ECOSSISTÊMICOS DECORRENTES DOS
NÚCLEOS DE *Clidemia urceolata* DC. EM ÁREAS PERTURBADAS**

RESUMO

Ecossistemas perturbados apresentam níveis de resiliência variáveis, sendo menor quanto mais intensa for a perturbação. As modificações abióticas com objetivo de aumentar os níveis de resiliência podem ser feitas a partir da vegetação plantada e/ou da colonização vegetal induzida ou espontânea. O presente estudo objetivou avaliar as modificações do meio físico dos ecossistemas perturbados a partir de núcleos de *Clidemia urceolata* DC. (colonizadores espontâneos) em diferentes fases de desenvolvimento na bacia do Ribeirão Cachimbal no terço Médio da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. As fases foram representadas pelos seguintes sítios: S1 (pastagem perturbada), S2 (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*), S3 (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 (trecho de um fragmento florestal em sucessão inicial). Os sítios foram avaliados quanto à cobertura de copa, produção, decomposição e acúmulo de serrapilheira, assim como as propriedades químicas do solo. Foi verificado que os núcleos de *C. urceolata* (sítio 2 e 3) contribuíram com a cobertura de copa, cobrindo $68,9 \pm 6,3\%$ (S2) e $71,1 \pm 7,4\%$ (S3), de forma a promover um sombreamento ausente nas pastagens perturbadas e abandonadas (S1). No fragmento florestal (S4), o adensamento da cobertura de copa mostrou-se significativamente maior ($81,5 \pm 5,0\%$) ($F_{2,88} = 39,8$; $p < 0,001$), indicando que esse sítio, apesar de estar no estágio sucessional inicial, encontra-se em uma fase mais avançada. A presença dessa cobertura refletiu uma maior deposição e acúmulo de serrapilheira sobre os núcleos de *C. urceolata* (S2 e S3) e S4 em relação ao S1, possibilitando, assim, incremento de matéria orgânica e nutrientes na superfície do solo dessas áreas. A serrapilheira acumulada sobre o solo mostrou-se uniforme durante o ano. Observou-se que a velocidade de decomposição da serrapilheira foi maior nos sítios 2 e 3, comparado aos demais, o que possivelmente esteja relacionada à qualidade do material vegetal depositado nos dois sítios. Os dados das propriedades químicas da camada superficial dos solos indicaram que a soma de bases (S) do solo foi, significativamente, inferior na pastagem, quando comparado aos demais sítios, o que pode estar relacionado ao maior aporte e acúmulo de serrapilheira nessas áreas em relação à pastagem (S1). As modificações abióticas observadas com base na formação de núcleos de *C. urceolata* e floresta sucessional em pastagens perturbadas podem favorecer o estabelecimento de outras espécies pioneiras e/ou de estágios sucessionais mais avançados, de forma a possibilitar o avanço da sucessão ecológica, viabilizando, dessa forma, modelos sustentáveis de restauração florestal.

Palavras-chave: fatores abióticos, espécie pioneira, sucessão florestal.

ABSTRACT

Disturbed ecosystems present variable resilience levels, being smaller the more intense it is the disturbance. The non biotic modifications with objectives of increasing the resilience levels can be made starting from planted vegetation and/or the induced or spontaneous vegetable colonization. The present study aimed to evaluate the modifications of the physical middle of the disturbed ecosystems, starting from nuclei of *Clidemia urceolata* DC. (spontaneous settlers), in different development phases in watershed of Ribeirão Cachimbal, in the Medium third of the watershed of the river Paraíba do Sul. The phases were represented by the following sites: S1 (disturbed pasture), S2 (“capoeira” with dominance of *C. urceolata*), S3 (“capoeirão” with dominance of *C. urceolata* and *Cecropia pachystachya*) and S4 (secondary forest fragment stretch). At the sites it was evaluated the canopy cover, production, decomposition and litter accumulation, as well as the soil chemical properties. It was verified that the nuclei of *C. urceolata* (S2 and S3) contributed with the canopy formation, covering $68,9 \pm 6,3\%$ (S2) and $71,1 \pm 7,4\%$ (S3), promoting shade, absent in the disturbed and abandoned pastures (S1). In the forest fragment (S4) the canopy cover was shown significantly larger ($81,5 \pm 5,0\%$) ($F_{2,88} = 39,8$; $p < 0,001$), indicating that on that site, in spite of being at the initial sucessional stage, it's in a more advanced phase. The presence of “canopy” resulted on a larger litter deposition and accumulation above the nuclei of *C. urceolata* (S2 and S3) and S4 in relation to S1, making possible the increment of organic matter and nutrients on the soil surface of those areas. The litter accumulated on soil was uniform during the year. Litter decomposition rate was faster in sites 2 and 3, compared to the other sites, what possibly is related to the litter quality of those sites. The data of chemical properties of the superficial layer of the soils indicated that the sum of bases (S) was significantly lower in the pasture, when compared to the other sites, what can be related to the greater litter contribution and accumulation in those areas in relation to the pasture (S1). The non biotic modifications observed from the formation of *C. urceolata* nuclei and sucessional forest in disturbed pastures can favor the establishment of other pioneer species and/or more advanced sucessional stages, in way to turn possible progress of ecological succession, what enables sustainable models of forest restoration.

Keywords: non biotic factors, pioneer species, forest succession.

1. INTRODUÇÃO

Os desafios contemporâneos da restauração ecológica buscam uma visão ecossistêmica, de forma que efetivamente haja recuperação de comunidades naturais, processos ecológicos e aspectos fisionômicos das paisagens de forma autossustentáveis (PARKER, 1997; KAGEYAMA e GANDARA, 2005; SER, 2004; CHAZDON, 2008; ENGEL e PARROTA, 2008; BRANCALION et al., 2009; CORTINES e VALCARCEL, 2009; RODRIGUES et al., 2009; MIRANDA et al., 2011).

A condução a um estado de equilíbrio desejado depende, principalmente, da compreensão dos processos envolvidos no funcionamento do sistema ecológico e nas interações existentes entre seus componentes bióticos e abióticos (FOLKE et al., 2004). Esses processos ecológicos são atributos dinâmicos dos ecossistemas, os quais incluem as interações entre organismos e esses com o ambiente, tais como a ciclagem de nutrientes e o fluxo de energia (ODUM, 1988; BONAN, 2002; LARCHER, 2004; SER, 2004). Attanasio et al. (2006) também destacam a reprodução, dispersão, formação de banco de sementes, dinâmica da serrapilheira e regeneração como importantes processos envolvidos na reconstrução da floresta.

Com base na análise integrada das partes que compõem as fases dos processos de restauração, constrói-se a visão ecossistêmica (BRANCALION et al., 2009), de forma que a recuperação das funções relacionadas à ciclagem de nutrientes, produção de matéria orgânica, movimentos do carbono e energia sejam parte do escopo da Ecologia da Restauração (MCKEE e FAULKNER, 2000). Nesse enfoque, a cobertura do dossel, bem como a dinâmica de produção e decomposição da serrapilheira, têm um papel fundamental, visto que são fatores determinantes nos processos ecológicos existentes em diferentes fases de consolidação de uma floresta (VITAL et al., 2004; SUGANUMA et al., 2008).

A cobertura do dossel tem relação direta com a luminosidade no estrato inferior da floresta (SUGANUMA et al., 2008), influenciando o desenvolvimento das plântulas (ALVARENGA et al., 2003; LIMA JR. et al., 2006), assim como na dinâmica de deposição e decomposição da serrapilheira (ARAGÃO, 2000; MENEZES et al., 2010). A serrapilheira é o compartimento mais importante na transferência de matéria orgânica e nutrientes da vegetação para o solos (ODUM, 1988; POGGIANI, 1992; MARTINS e RODRIGUES, 1999; VITAL et al., 2004; VALCARCEL et al., 2007), sendo essencial na restauração da fertilidade do solo em áreas de início de sucessão ecológica (EWEL, 1976; MORAES et al., 2008).

Durante o processo sucessional, há modificação da composição das espécies na comunidade, assim como ocorre mudança da disponibilidade de recursos, como luz, umidade e nutrientes (ENGEL e PARROTA, 2008). Essas modificações do ambiente físico podem ser proporcionadas pela própria comunidade (ODUM, 1969), o que pode ser evidenciado pela estreita interação entre manta orgânica e cobertura vegetal. A decomposição da serrapilheira pode ser considerada a chave dessa interação, uma vez que é um dos principais meios por onde os processos de ciclagem de nutrientes se processam no ecossistema (HECTOR et al., 2000), refletindo a interação entre os componentes bióticos e abióticos do sistema e expressando a qualidade do “ambiente solo” (MIELNICZUK, 2008).

Conhecer o funcionamento dinâmico da serrapilheira no âmbito da produção, decomposição e disponibilização de nutrientes, no processo natural de sucessão florestal pós-perturbações, tem sido considerado elemento diagnóstico de avaliação dos impactos naturais ou antrópicos nos ecossistemas (KINDEL e GARAY, 2001; WERNECK et al., 2001; LOPES et al., 2002; MOREIRA e SILVA, 2004; PEZZATTO e WISNIEWSKI, 2006). Nesse sentido, o desenvolvimento da cobertura do dossel, a dinâmica da serrapilheira e as propriedades

químicas do solo constituem ferramentas fundamentais de avaliação do sucesso da restauração, sendo indicadores do desenvolvimento do ecossistema para o equilíbrio dinâmico, ou seja, para manutenção da sua sustentabilidade (MOREIRA e SILVA, 2004; RUIZ-JAEN e AIDE, 2005; VALENTE et al., 2005; ARAÚJO et al., 2006; MORAES et al., 2008; MACHADO et al., 2008; ROPPA, 2009).

Nesse contexto, é importante ressaltar a função que cada espécie vegetal desempenha nas áreas em processo de restauração, não só do ponto de vista das interações biológicas, mas também com base em sua capacidade de reconstrução e manutenção da funcionalidade dos ecossistemas (JONES et al., 1997). Conforme Brancalion et al. (2009), interceptação de luz e chuva pela copa, deposição e decomposição da serrapilheira, disponibilização de nutrientes, retenção e redistribuição hídrica, descompactação do solo pelas raízes e fixação biológica de nitrogênio são exemplos de como as espécies vegetais podem modificar as características abióticas do meio em áreas em processo de restauração ecológica. No entanto, ainda são poucos os estudos que têm focado as modificações abióticas geradas por espécies que colonizam espontaneamente áreas perturbadas, visando à compreensão de sua relação com os processos de restauração (VALCARCEL e SILVA, 2000; VALENTE et al., 2005; VALCARCEL et al., 2007; BRANCALION et al., 2009; CORTINES e VALCARCEL, 2009).

O conhecimento das modificações abióticas realizadas pelas colonizadoras espontâneas de áreas perturbadas pode viabilizar projetos sustentáveis de restauração florestal (VALCARCEL e SILVA, 2000; VALENTE et al., 2005; CORTINES e VALCARCEL, 2009). Em especial a restauração de áreas perturbadas e abandonadas, sob domínio do bioma Mata Atlântica, como ocorrentes na bacia do rio Paraíba do Sul, onde o empobrecimento paulatino do solo indica a tendência de degradação e a sociedade rural encontra-se, em sua maioria, descapitalizada para fazer frente às demandas conservacionistas que os ecossistemas carecem.

Em meio a esse cenário de pastagens perturbadas e abandonadas após extenso uso agropastoril, os núcleos de vegetação constituídos a partir da colonização da *Clidemia urceolata* DC. (capítulo I), podem representar indícios de restauração espontânea. Entretanto, pouco se sabe sobre a contribuição efetiva desses núcleos, sendo necessário conhecê-los numa perspectiva histórica de desenvolvimento, ou seja, em diferentes fases. Nesse âmbito, ampliar os conhecimentos sobre o seu papel, na melhoria das qualidades ambientais, pode ser fundamental para aperfeiçoar estratégias viáveis de restauração ecológica. Dessa forma, essa pesquisa objetivou avaliar as modificações do meio abiótico proporcionadas pelos núcleos de *C. urceolata*, em diferentes fases de desenvolvimento, tendo como objetivos específicos: 1) Avaliar a contribuição dos núcleos na cobertura de copa (dossel); 2) Quantificar, analisar e comparar a produção, decomposição e acúmulo de serrapilheira e 3) Avaliar as propriedades químicas do solo sob suas formações.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A área de estudo está inserida na bacia hidrográfica do Ribeirão Cachimbal, situada no médio vale da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. A parte experimental foi realizada no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia (IFRJ) do Campus Nilo Peçanha, Município de Pinheiral, entre latitudes (22°29'03'' e 22°35'27''S) e longitudes (43°54'49'' e 44°04'05''W), Estado do Rio de Janeiro.

O clima é descrito como tipo Cwa, temperado de inverno seco e verão chuvoso e tipo Am, clima tropical chuvoso, de monção, com inverno seco. A temperatura média anual está em torno de 20,9°C, com máxima de 30-33°C, em dezembro e janeiro, e mínima de 12-13°C, em julho. A precipitação anual em torno de 1322 mm.ano⁻¹, com excedente nos meses de dezembro a março e escassez hídrica nos meses de junho a setembro (INMET, 1992). Uma descrição minuciosa da área encontra-se no item “área de estudo”, no capítulo II dessa Tese.

2.2 Sítios amostrais

Foram selecionados 4 sítios, os mesmos relacionados no capítulo II, que apresentam características físicas similares e níveis distintos de colonização dos núcleos de *Clidemia urceolata* DC.

- Sítio 1 (S1): pastagem perturbada e abandonada com solo exaurido após pastoreio extensivo e fogo frequente, ausência de espécies arbustivo-arbóreas (DAP \geq 5 cm), mas apresentando colonização inicial de *C. urceolata* (poucos indivíduos jovens). Idade presumida de 3 anos.
- Sítio 2 (S2) (núcleo de *C. urceolata*): capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* (índice de cobertura = 929,44 de *C. urceolata*), com aproximadamente 0,024 ha. Presença de poucas espécies e indivíduos arbóreos com DAP \geq 5 cm, sendo amostrado apenas 7 indivíduos (1.166 ind.ha⁻¹) somando área basal de 2,7 m² ha⁻¹. Idade presumida de 10 anos (SILVA, M.S. Comunicação pessoal, 2009);
- Sítio 3 (S3) (núcleo de *C. urceolata*): capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*, com aproximadamente 0,024 ha (índice de cobertura = 556,67 de *C. urceolata*). Presença de poucos indivíduos arbóreos (n = 20; sendo 3.333 ind.ha⁻¹) de apenas duas espécies arbóreas com DAP \geq 5 cm (85% *C. pachystachya*), somando área basal de 5,0 m² ha⁻¹. Idade presumida de 15 anos (SILVA, M.S. Comunicação pessoal, 2009);
- Sítio 4 (S4): trecho de um fragmento florestal secundário em estágio inicial de sucessão, com 3.444 ind.ha⁻¹, arbóreos já estabelecidos (DAP \geq 5 cm) e área basal de 26,7 m².ha⁻¹. Caracterizados por espécies pioneiras e secundárias iniciais, diferentes estratos (ervas, arbustos e árvores) e grande quantidade de lianas. Presença de poucos indivíduos de *C. urceolata* (6,29 % dos indivíduos regenerantes). Idade presumida de 30 anos (SILVA, M.S. Comunicação pessoal, 2009).

Os sítios apresentaram história de uso e atributos ambientais regionais representativos da região, onde as florestas foram substituídas pelos cafezais e, posteriormente, pastagens extensivas com queimadas frequentes, proveniente de baixa agregação tecnológica conservacionista. Esses usos provocaram o empobrecimento dos solos, dessa forma as áreas foram abandonadas e, atualmente, surgiram espontaneamente pequenos núcleos de vegetação.

Esses sítios reúnem características similares dos fatores ambientais: declividade média de 55%, altitude média de 418 m, feição côncava predominante, face de exposição sul - sudoeste, terço médio da topossequência e Latossolos Amarelos distróficos. Os sítios amostrais encontram-se isolados entre pastagens com tendência inercial de degradação, sendo distanciados, aproximadamente, 1 km de pequenos fragmentos florestais que constituem as fontes de propágulos.

A relativização do meio físico e usos pretéritos dos sítios permitem isolar as influências dos núcleos de diferentes idades nos processos de restauração espontânea, com base nas avaliações das modificações das condições abióticas do ecossistema. Para isso, foram avaliados a cobertura de copa (dossel), aporte, decomposição e acúmulo de serrapilheira e propriedades químicas do solo dos sítios.

2.3 Cobertura de copa

Para determinar a cobertura de copa dos sítios amostrais 2, 3 e 4, foram estabelecidas 12 parcelas de 2 m² (2 x 1 m)/sítio. O sítio 1 não foi mensurado, visto que não apresenta uma cobertura vegetal formada pela comunidade arbustivo-arbórea. As coletas de dados foram feitas em agosto de 2009 e janeiro de 2010, ou seja, no término do período de menor precipitação (período seco = PS) e de maior precipitação (período chuvoso = PC).

As medidas foram feitas com auxílio de um densiômetro esférico convexo (D) de Lemmon (LEMMON, 1957), disposto a 1 m do solo, no centro da parcela e em quatro orientações (norte, sul, leste e oeste), sempre por uma mesma pessoa, como sugerido por Suganuma et al. (2008). Para determinação da porcentagem de cobertura foram calculadas as médias dos valores obtidos nas quatro orientações, para cada parcela. Posteriormente esse valor foi multiplicado pelo fator 1,04, segundo Lemmon (1957).

2.4 Produção, decomposição e acúmulo de serrapilheira

Produção de serrapilheira

Foram instalados, aleatoriamente, coletores circulares de 0,22 m² (perímetro igual a 1,63 m), com fundo de nylon (malha de 2 mm²) de 40 cm de profundidade dispostos a 50 cm acima da superfície do solo (Figura IV.1a). Foram distribuídos cinco repetições por sítio amostral (S1, S2, S3 e S4), conforme utilizado na literatura (FINOTTI et al., 2003; VOGEL et al., 2007). O material depositado foi coletado mensalmente, durante o período de junho de 2009 a maio de 2010, acondicionado em sacos de papel, etiquetados e levados ao LMBH/UFRRJ, onde foi secado em estufa a 70° C, até manter peso constante.

A produção de serrapilheira foi estimada segundo Lopes et al. (2002) Equação (III.1)

$$PAS = \frac{(\sum PSx10.000)}{Ac} \quad (III.1)$$

Onde:

PAS = Produção média anual de serrapilheira (em kg.ha⁻¹.ano⁻¹);
PS = Produção média mensal de serrapilheira (em kg.ha⁻¹.mês⁻¹) e;
Ac = Área do coletor (em m²).

As variáveis climáticas, temperatura e precipitação, durante o período de avaliação da deposição da serrapilheira, foram obtidas da estação meteorológica do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia (IFRJ), Campus Nilo Peçanha – Pinheiral/RJ, localizada próxima aos sítios amostrais.

Decomposição da serrapilheira

Utilizou-se *litter bags* de nylon, com malha de 2 mm² e área de 20 x 20 cm e 1,5 cm de altura. Dentro de cada *litter bag* foram adicionados 10 g de folhas da serrapilheira recém depositada nos respectivos sítios amostrais e secado em estufa a 70°C. Foram feitos 3 furos laterais de 9-10 mm, em cada unidade de *litter bag*, de modo a permitir acesso de macrofauna, conforme detalhado em literatura (LUIZÃO e SCHUBART, 1986).

Em cada sítio foram alocados aleatoriamente 50 *litter bags* sob uma fina camada de serrapilheira do solo (Figura IV.1b), sendo 25 em maio de 2009 e 25 em novembro de 2009. Posteriormente, foram coletadas cinco amostras (repetições) por sítio aos 30, 60, 90, 120 e 150 dias. A primeira etapa correspondeu ao período menos chuvoso ou seco (PS) e a segunda, ao período mais chuvoso (PC). O material foi secado, em estufa, a 70°C até atingir peso constante e seu conteúdo foi limpo de eventuais partículas de solo. Em seguida, sua massa foi pesada em balança analítica, de forma a identificar a decomposição ao longo do período analisado, conforme equação (III.2):

$$MR(\%) = (mf / mi) x 100 \quad (III.2)$$

Onde:

MR = massa remanescente (%)
mf = massa final
mi = massa inicial

Após o cálculo da massa remanescente ao longo do período, a constante de decomposição k foi obtida, conforme Thomas e Asakawa (1993), por meio do modelo exponencial:

$$X_t = X_0.e^{-kt} \quad (III.3)$$

Onde:

X_t = peso do material seco remanescente após t dias;
X₀ = peso do material seco colocado nos sacos no tempo zero (t = 0).

O coeficiente desse modelo exponencial, bem como as curvas que caracterizam a perda de peso (decomposição) de cada resíduo foram produzidas por meio do programa SIGMAPLOT 11.0. Já o tempo de meia vida ($t_{1/2}$) foi calculado segundo Rezende et al. (1997) pela equação (II.4):

$$t_{1/2} = \ln \frac{(2)}{k} \quad (\text{III. 4})$$

Onde:

k = constante de decomposição calculada pelo programa SIGMAPLOT.

Serrapilheira acumulada

A quantificação da serrapilheira acumulada sobre o solo foi realizada por meio de 12 amostras coletadas, aleatoriamente, em cada sítio, com auxílio de um gabarito de 25 x 25 cm posicionados sobre a superfície (Figura III.1c; Anexo III.1). Todo material dentro da área do gabarito foi coletado. Em seguida, foi acondicionado em sacos de papel, devidamente identificados e levados para o LMBH/UFRRJ, para secagem em estufa a 70° C, até atingir peso constante. As médias obtidas na pesagem da serrapilheira total foram calculadas em kg.ha⁻¹.

As coletas foram feitas em agosto de 2009 e janeiro de 2010, coincidindo com o término do período de menor precipitação (período seco = PS) e de maior precipitação (período chuvoso = PC).

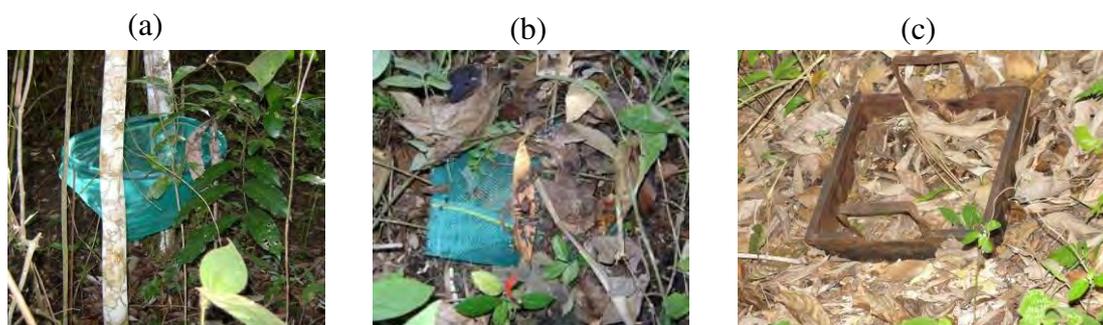


Figura III.1: (a) Coletor cônico para material formador da serrapilheira; (b) “Litter bag” para avaliação de decomposição da serrapilheira e (c) Coletor de serrapilheira acumulada.

2.5 Propriedades químicas do solo

Em cada sítio amostral, foram coletadas 15 amostras na camada superficial do solo (0-20 cm) (Anexo III.1). para conformação de três amostras compostas de solo/sítio, de acordo com o procedimento sugerido por Lemos e Santos (1982). Em laboratório, as amostras foram secadas ao ar, destorroadas e peneiradas com auxílio de peneira de malha de 2,0 mm de diâmetro, constituindo a TFSA. Posteriormente, foram submetidas às análises químicas de pH, Ca²⁺, Mg²⁺, Al, K⁺, Na⁺, P, H + Al, e C. A metodologia utilizada seguiu o manual de métodos e análises de solos (EMBRAPA, 1997).

2.6 Análises estatísticas

O conjunto de dados obtidos com base nas análises da cobertura de copa, serrapilheira e propriedades químicas do solo foi testado quanto à normalidade (teste de Lilliefors) e homogeneidade de variâncias (teste de Bartlett) (ZAR, 1999). Os dados de cobertura e de propriedades químicas do solo dos quatro sítios amostrais atenderam os requisitos de normalidade e homogeneidade (teste de Lilliefors: $p > 0,05$; teste de Bartlett: $p > 0,05$). Os dados de material formador da serrapilheira e serrapilheira acumulada, por não atenderem os requisitos de normalidade e homogeneidade, foram transformados por meio da transformação logarítmica a fim de atender essas premissas (ZAR, 1999).

Para avaliar as possíveis diferenças na cobertura de copa, produção e acúmulo de serrapilheira entre os quatro ambientes e, também, entre as diferentes épocas analisadas, período seco e chuvoso, foi utilizada a análise de variância fatorial (ZAR, 1999), tendo como fatores os quatro ambientes (sítios amostrais 1, 2, 3 e 4) e as variáveis temporais (meses ou períodos seco e chuvoso). Dessa forma, a análise de cobertura de copa e de serrapilheira acumulada foi efetuada em fatorial 4×2 (4 sítios amostrais e 2 épocas do ano) com 12 repetições. Para a produção e decomposição da serrapilheira, usou-se fatorial de 4×12 (4 sítios amostrais e 12 meses), com cinco repetições. Para avaliar diferenças nas propriedades químicas do solo entre os diferentes sítios utilizou-se análise de variância (ANOVA) (ZAR, 1999). Para aqueles dados em que a análise de variância mostrou a existência de diferença significativas, se aplicou o teste *a posteriori* de Tukey (ZAR, 1999).

A fim de avaliar possíveis relações entre produção de serrapilheira e variáveis climáticas (temperatura e precipitação), utilizou-se correlação de Pearson (ZAR, 1999). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o pacote estatístico Systat 11.0.

3. RESULTADOS

Os resultados foram relacionados por setor, entre os seus compartimentos: a) Aéreos, representado pela cobertura de copa (dossel). b) Piso, representado pela serrapilheira. c) Solo.

3.1 Cobertura de copa

Os dados indicaram que, em geral, o sítio 4 (fragmento florestal) apresentou maior densidade de cobertura de copa (dossel) ($81,5 \pm 5,0 \%$) comparado aos sítios 2 ($68,9 \pm 6,3 \%$) e 3 ($71,1 \pm 7,4 \%$) (Tabela III.1). Quando os períodos foram analisados isoladamente (sem efeito dos sítios), os dados mostraram que a cobertura de copa foi significativamente maior no período seco (PS: $77,1 \pm 5,5 \%$) e chuvoso (PC: $70,6 \pm 9,4 \%$) (Tabela III.1).

A interação sítios e períodos também mostrou que a cobertura de copa no sítio 4 foi, significativamente, maior que nos demais sítios avaliados, tanto no período seco (PS) quanto no chuvoso (PC) (Tabela III.1 e Figura III.2). O sítio 4 apresentou valor médio de densidade igual a $82,14 \pm 5,10 \%$ (PS) e $80,82 \pm 5,09 \%$ (PC), enquanto o sítio 2 apresentou média de $73,08 \pm 3,96 \%$ (PS) e $64,83 \pm 5,54 \%$ (PC) e o sítio 3 de $75,96 \pm 3,11 \%$ (PS) e $66,17 \pm 7,37 \%$ (PC). Considerando a variação média da densidade de copa de cada sítio entre os períodos, foi possível constatar que a cobertura dos sítios 2 e 3 foi maior no período seco do que no chuvoso (Figura III.2). Já no sítio 4, apesar da cobertura de copa ter diminuído no verão, a diferença não foi significativa (Figura III.2).

Tabela III.1: Valores de grau de liberdade (GL), teste F e de probabilidade (p) da análise de variância fatorial da cobertura de copa nos sítios 2, 3 e 4, no período seco (agosto/2009) e chuvoso (janeiro/2010).

Fator	GL	F	p
Sítio	2	39,838	< 0,001
Período	1	27,713	< 0,001
Sítios*períodos	2	4,513	0,015
Erro	66		

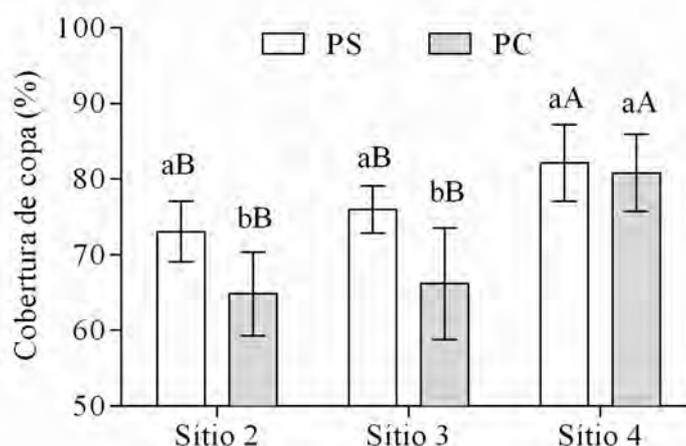


Figura III.2: Valores médios da cobertura de copa nos sítios 2, 3 e 4, com seus respectivos desvio padrão, no período seco (PS): agosto/2009 e chuvoso (PC): janeiro/2010. Valores com a mesma letra minúscula entre os períodos (no mesmo sítio) e maiúscula entre os sítios (no mesmo período) não diferem entre si pelo teste Tukey a 5%.

3.2 Produção de serrapilheira

A menor deposição anual de serrapilheira, em geral, foi encontrada na pastagem abandonada (sítio 1) ($101,71 \pm 48,05 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), à medida que o maior valor observado foi no sítio 4 ($6.846,34 \pm 2742,68 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), embora apenas o sítio 1 diferiu, significativamente, dos demais sítios de amostragem (Tabela III.2 e 3). Quando os meses foram analisados isoladamente (sem efeito dos sítios), os dados mostraram que não houve variação significativa na produção de serrapilheira ao longo do ano.

A interação sítios e meses mostrou que a variação mensal da deposição de serrapilheira nos sítios amostrais foi significativa (Tabela III.2 e 3), embora não tenha sido encontrado um padrão sazonal bem definido da deposição de serrapilheira (Figura III.3). No sítio 1, foi verificada maior deposição no período de janeiro a junho (Figura III.3). Nos sítios 2, 3 e 4, constatou-se uma tendência no aumento do aporte nos meses de setembro e outubro, isto é, final do inverno e início da primavera. No sítio 2, as épocas de maiores aportes foram de outubro a abril, tendo maior pico em janeiro. No sítio 3, essa tendência variou de outubro a fevereiro, incluindo o mês de abril. Nesse sítio, a maior deposição foi em dezembro, contudo os meses de setembro e abril seguem muito próximos (Figura III.3). No fragmento (sítio 4), os meses de setembro a maio apresentaram maiores aportes, sendo que o maior pico foi em outubro (Figura III.3).

Tabela III.2: Valores de grau de liberdade (GL), teste F e de probabilidade (p) da análise de variância fatorial do material formador da serrapilheira nos sítios amostrais 1, 2, 3 e 4, nos meses de junho (2009) a maio (2010), Pinheiral –RJ.

	Fator	GL	F	P
Produção mensal de serrapilheira	Sítios	3	400,175	< 0,001
	Meses	11	0,612	0,818
	Sítios*meses	33	2,869	< 0,001
	Erro	192		
Produção anual de serrapilheira	Sítios	3	163,252	< 0,001
	Erro	16		

Tabela III.3: Valores médios mensais e respectivos desvios padrões da produção total do material formador da serrapilheira (kg.ha⁻¹) nos sítios amostrais em diferentes estágios sucessionais, Pinheiral – RJ.

Meses	Sítios amostrais				
	Sítio 1	Sítio 2	Sítio 3	Sítio 4	Média (sítios)
Junho/2009	13,26 (± 23,70) bAB	217,58 (± 67,26) aD	252,03 (± 73,17)aABC	320,94(± 151,01)aB	200,95 (± 144,28) A
Julho/2009	0,77 (± 0,22) bB	341,07 (± 90,51) aBCD	358,26 (± 201,03)aABC	257,01 (± 53,30)aB	239,28 (±179,82) A
Agosto/2009	3,96 (± 8,45) bB	205,16 (± 58,32) aD	160,34 (± 101,75)aC	245,39 (± 87,54)aB	153,71 (±115,52) A
Setembro/2009	1,59 (± 0,97) bB	370,97 (± 130,84) aBCD	537,17 (± 516,03) aABC	514,19 (± 133,19)aAB	355,98 (±334,27) A
Outubro/2009	1,82 (± 3,17) bB	429,54 (± 125,45) aBC	495,91 (± 207,71)aABC	1541,46 (±1902,71)aA	617,18 (±1054,59) A
Novembro/2009	3,11 (± 5,05) bB	409,96 (±125,73) aBC	444,20 (±254,76)aABC	457,08 (± 249,69)aAB	328,59 (±260,01) A
Dezembro/2009	4,75 (± 8,01) bB	519,29 (±119,42) aAB	565,73 (± 213,45) aA	549,06 (±174,04)aAB	409,71 (±277,15) A
Janeiro/2010	13,50 (±14,96) bAB	758,48 (± 121,76) aA	486,57 (± 133,81)aAB	686,16 (± 382,35)aAB	486,19 (±355,73) A
Fevereiro/2010	9,89 (± 6,90) bAB	497,53 (± 128,05) aAB	397,26 (±67,27)aABC	580,02 (± 243,41)aAB	371,17 (±259,03) A
Março/2010	27,39 (± 13,33) bA	424,36 (± 106,20) aBC	206,17 (±157,30) aBC	438,78 (± 278,46)aAB	274,18 (±232,92) A
Abril/2010	11,17 (± 5,46) bAB	434,77 (± 100,90) aABC	548,06 (± 402,32) aAB	762,11 (± 498,68)aAB	439,03 (±409,09) A
Mai/2010	10,49 (± 13,59) bAB	258,88 (± 78,68) aCD	159,63 (± 45,09) aABC	494,16 (± 338,65)aAB	230,79 (±241,82) A
Média (meses)	8,48 (± 12,18) b	405,63 (± 174,77) a	384,28 (± 262,00) a	570,53 (± 639,59) a	
Totais	101,71(± 48,05) b	4.867,60 (± 702,31) a	4.611,33 (± 1.221,63) a	6.846,34 (± 2.742,68) a	

Valores com a mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey a 5%, Legenda: S1 – pastagem abandonada, S2 - núcleo de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*), S3 – núcleo de *C. urceolata* (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 – fragmento florestal em estágio inicial.

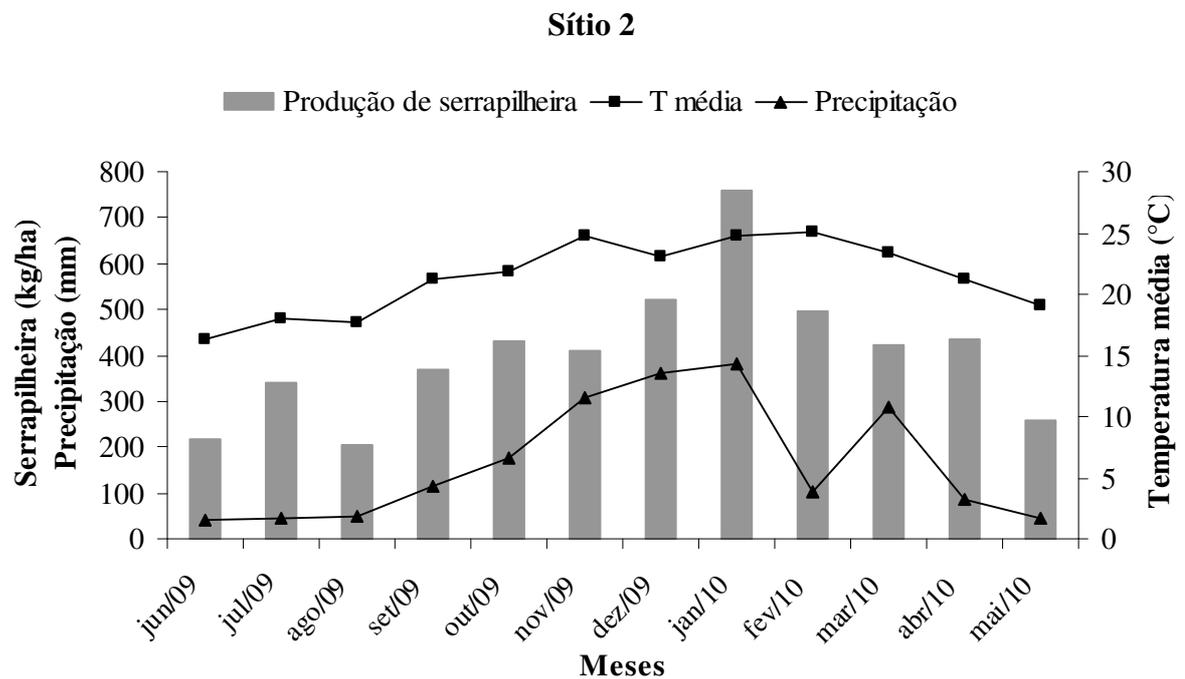
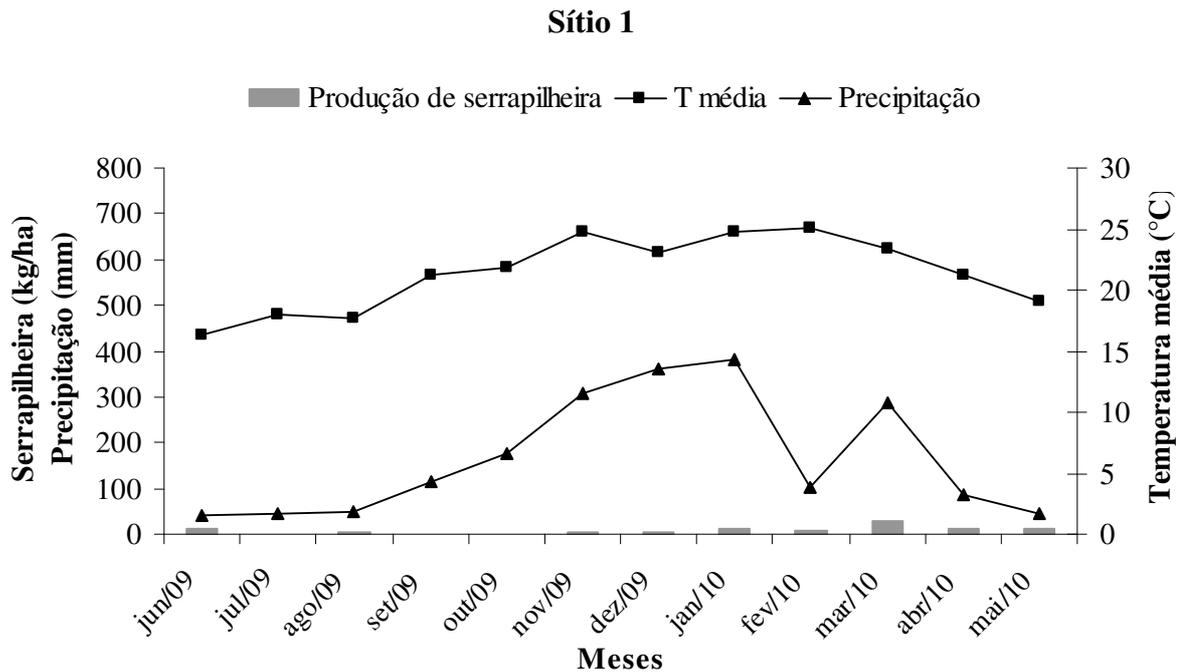
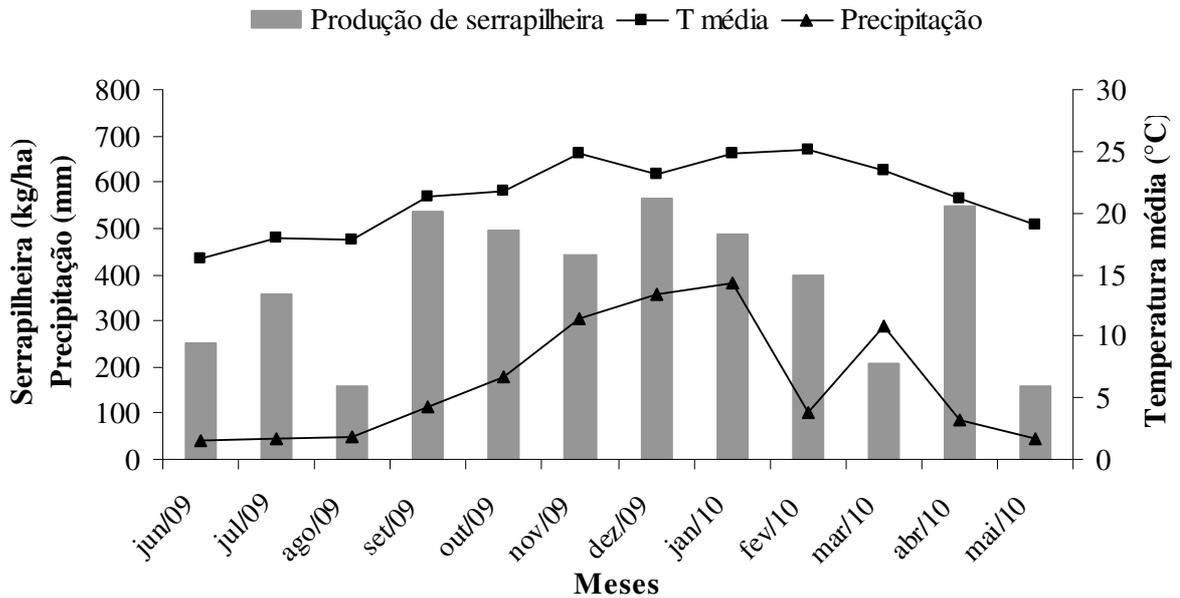


Figura III.3: Produção média mensal de serrapilheira ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), pluviosidade (mm) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$), no período de um ano, nas diferentes localidades (sítios 1, 2, 3 e 4).
 Legenda: S1 – pastagem abandonada, S2 - núcleo de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*), S3 – núcleo de *C. urceolata* (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 – fragmento florestal em estágio inicial (continua...).

Sítio 3



Sítio 4

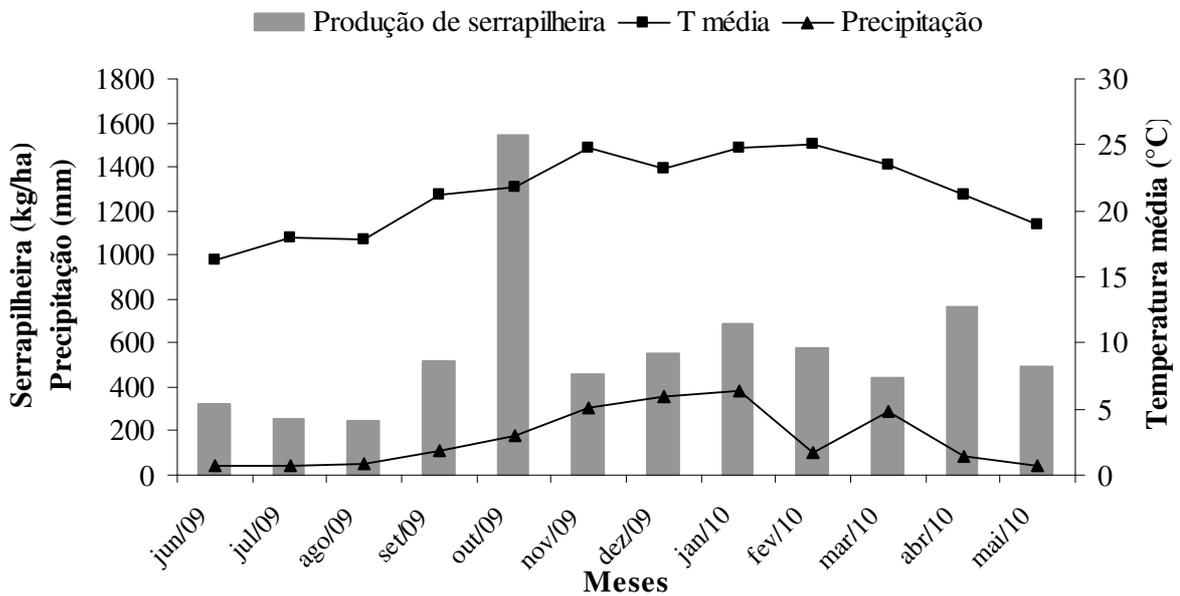


Figura III.3: (continuação) Produção média mensal de serrapilheira (kg ha^{-1}), pluviosidade (mm) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$), no período de um ano nas diferentes localidades (sítios 1, 2, 3 e 4). Legenda: S1 – pastagem abandonada, S2 - núcleo de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*), S3 – núcleo de *C. urceolata* (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 – fragmento florestal em estágio inicial.

Não foram encontradas correlações significativas entre a deposição mensal de serrapilheira e as variáveis climáticas de temperatura e precipitação, com exceção do sítio 2 (Tabela III.4).

Tabela III.4: Correlação (r) da produção mensal de serrapilheira com a temperatura média mensal e a precipitação mensal, para os sítios amostrais.

Sítios amostrais	Temperatura	Precipitação
Sítio 1	0,30	0,15
Sítio 2	0,86*	0,76
Sítio 3	0,54	0,45
Sítio 4	0,58	0,37

*correlações significativas a 5% de probabilidade de erro. Legenda: S1 – pastagem abandonada, S2 - núcleo de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*), S3 – núcleo de *C. urceolata* (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 – fragmento florestal em estágio inicial.

3.3 Decomposição de serrapilheira

Os resultados indicaram que a decomposição da serrapilheira foi mais rápida nos sítios 2 e 3 (núcleos de *C. urceolata*) em relação aos sítios 1 e 4, tanto no período seco (PS), quanto no chuvoso (PC) (Tabela III.5 e Figura III.4). Isso foi verificado pelos maiores valores da constante de decomposição k e menores tempos de meia vida ($t^{1/2}$) da decomposição da serrapilheira nos sítios 2 e 3 comparado aos sítios 1 e 4, em ambos os períodos avaliados (Tabela III.5), assim como pela maior inclinação da curva de decomposição dos sítios 2 e 3 (Figura III.4).

Quando os períodos foram analisados isoladamente, isto é, sem efeito dos sítios, os dados indicaram que a decomposição foi mais rápida no período mais chuvoso (PC) em relação ao menos chuvoso ou seco (PS) em todos os sítios amostrais (Tabela III.5 e Figura III.4). Em síntese, os valores de constante de decomposição k foram maiores e dos tempos de meia vida ($t^{1/2}$) menores no PC em relação ao PS (Tabela III.5).

Tabela III.5: Valores da constante de decomposição k e tempo de meia vida ($t^{1/2}$) da serrapilheira dos sítios amostrais 1, 2, 3 e 4, nos períodos seco (PS) e chuvoso (PC).

Sítios amostrais	Constante k ($g\ g^{-1}\ .dia^{-1}$)	Meia vida (dias)	R ²
PS (junho a outubro/2009)			
Sítio 1	0,0020	346,5	0,90*
Sítio 2	0,0028	247,5	0,96*
Sítio 3	0,0029	239,0	0,98*
Sítio 4	0,0020	346,5	0,93*
PC (dezembro/2009 a abril/2010)			
Sítio 1	0,0032	216,6	0,94*
Sítio 2	0,0040	173,2	0,91*
Sítio 3	0,0039	177,7	0,89*
Sítio 4	0,0031	223,5	0,94*

* significativo a 1% de probabilidade de erro. Legenda: S1 – pastagem abandonada, S2 - núcleo de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*), S3 – núcleo de *C. urceolata* (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 – fragmento florestal em estágio inicial.

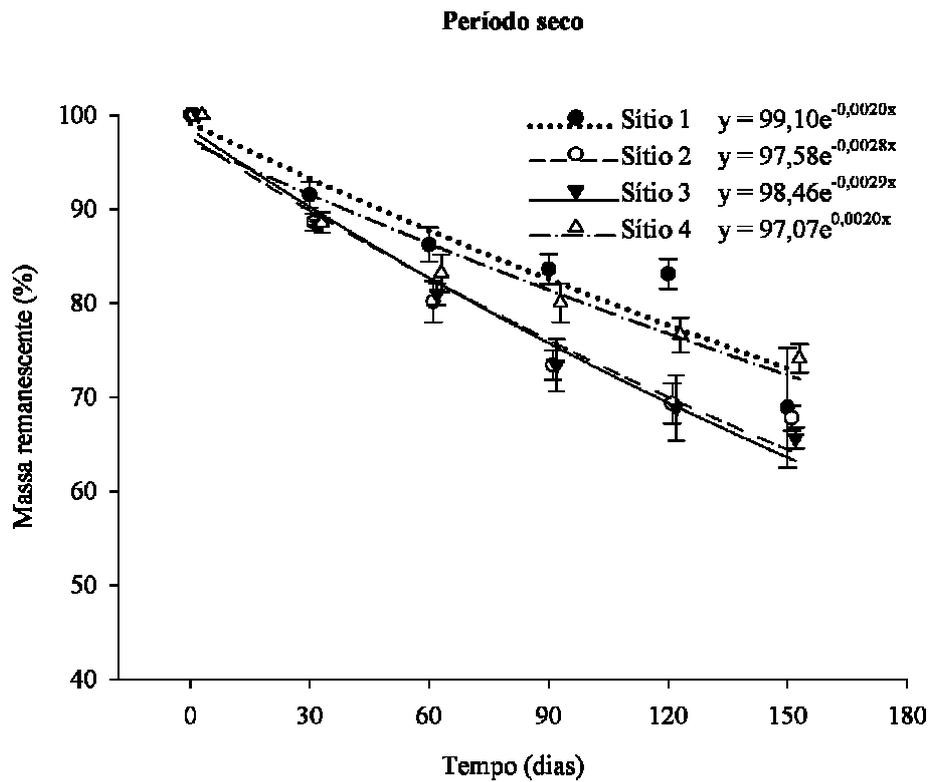


Figura III.4: Curva de decomposição da serrapilheira nos sítios amostrais 1, 2, 3 e 4, no período seco (PS) e chuvoso (PC). Os símbolos do eixo x foram levemente alterados para melhor visualização dos dados. S1 – pastagem abandonada, S2 - núcleo de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*), S3 – núcleo de *C. urceolata* (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 – fragmento florestal em estágio inicial.

3.4 Serrapilheira acumulada

A menor média anual de serrapilheira acumulada foi encontrada na pastagem abandonada (sítio 1) ($432,63 \pm 237,15 \text{ kg ha}^{-1}$), enquanto o maior valor observado foi no sítio 4 ($5.165,33 \pm 2.099,72 \text{ kg ha}^{-1}$), embora apenas o sítio 1 tenha diferido, significativamente, dos demais em estudo (Tabela III.6 e Figura III.5). Os valores da média anual de serrapilheira acumulada dos sítios 2 e 3 foram de $3.828,72 \pm 2.097,31 \text{ kg ha}^{-1}$ e $3.816,54 \pm 2.183,81 \text{ kg ha}^{-1}$, respectivamente. Quando analisaram-se os períodos isoladamente, os dados indicaram que não houve diferença significativa entre o período mais chuvoso (janeiro/ 2010) ($PC = 3.520,27 \pm 2.782,22$) e o menos chuvoso ou seco (agosto/2009) ($PS = 3.101,34 \pm 2.257,17$) (Tabela III.6).

A interação sítios e períodos também mostrou que a serrapilheira acumulada no sítio 1 foi menor que nos demais sítios avaliados, tanto no período seco (PS) quanto no chuvoso (PC) (Figura III.5). O sítio 1 apresentou valor médio de serrapilheira acumulada igual a $348,96 (\pm 177,51) \text{ kg.ha}^{-1}$ (PS) e $516,32 (\pm 266,09) \text{ kg.ha}^{-1}$ (PC), à proporção que o sítio 2 apresentou valor médio de $3.853,49 (\pm 2.010,70) \text{ kg.ha}^{-1}$ (PS) e $3.803,95 (\pm 2.270,03) \text{ kg.ha}^{-1}$ (PC), o sítio 3 de $4.144,88 (\pm 2.902,42) \text{ kg.ha}^{-1}$ (PS) e $3.488,20 (\pm 1.145,58) \text{ kg.ha}^{-1}$ (PC) e o sítio 4 de $5.733,77 (\pm 1.926,77) \text{ kg.ha}^{-1}$ (PS) e $4.596,89 (\pm 2.191,13) \text{ kg.ha}^{-1}$ (PC) (Figura III.5).

Tabela III. 6: Valores de grau de liberdade (GL), teste F e de probabilidade (p) da análise de variância fatorial da serrapilheira acumulada nos sítios 1, 2, 3 e 4, no período seco (PS) (agosto/2009) e chuvoso (PC) (janeiro/2010), Pinheiral - RJ.

Fator	GL	F	p
Sítios	3	102,908	< 0,001
Períodos	1	0,006	0,937
Sítios*períodos	3	1,146	0,335
Erro	88		

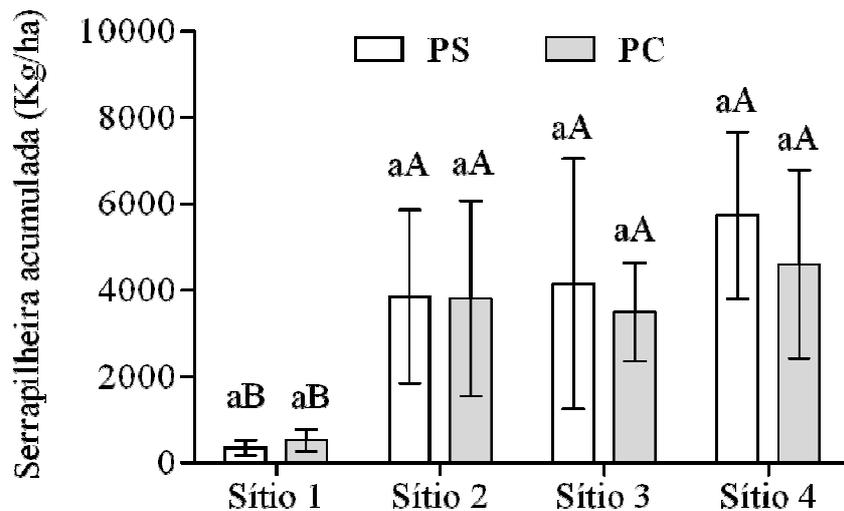


Figura III.5: Valores médios mensais e respectivos desvios padrões da serrapilheira acumulada (Kg ha^{-1}) nos sítios amostrais em diferentes estágios sucessionais, no período seco (PS) e chuvoso (PC), Pinheiral –RJ. Valores com a mesma letra minúscula entre os períodos (no mesmo sítio) e maiúscula entre os sítios (no mesmo período) não diferem entre si pelo teste Tukey a 5%. Legenda: S1 – pastagem abandonada, S2 - núcleo de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*), S3 – núcleo de *C. urceolata* (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 – fragmento florestal em estágio inicial.

3.5 Propriedades químicas do Solo

Os dados das propriedades químicas da camada superficial dos solos indicaram que a soma (S) e a saturação de bases (V%) do solo foi significativamente inferior na pastagem, quando comparado aos demais sítios (Tabela III.7), apesar de haver diferenças quanto a determinadas bases trocáveis. Os valores das bases trocáveis, Na e K, foram significativamente maiores no solo do S4 (fragmento florestal) em relação aos demais (Tabela III.7). O S4 também apresentou maior valor de Ca e Mg, apesar de não ter diferido do S3, em relação ao Ca e do S2 e S3, considerando o Mg. Já a capacidade de troca catiônica (T) foi maior nos sítios S3 e S4, acompanhados pelo S2, apesar deste não se distinguir significativamente do S1 (Tabela III.7). Também foi observada uma tendência de maior acúmulo de carbono orgânico (C) nos S2, S3 e S4 comparados ao S1, embora não haja diferença significativa.

Tabela III.7: Valores médios mensais e respectivos desvios padrões das propriedades química do solo, na profundidade de 0-20 cm, nos sítios amostrais em diferentes estágios sucessionais, Pinheiral –RJ.

Sítios	Na	Ca	Mg	K	H + Al	AL	S	T	V	m	n	pH _{água}	Corg	P
	----- Cmol _c / dm ³ -----						----- % -----					g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	
Sítio 1	0,004 (±0,001)B	0,73 (±0,51)B	0,60 (±0,345) C	0,01 (±0,00)C	6,33 (±1,46)A	1,47 (±0,41)A	1,35 (±0,35)C	7,68 (±1,60)B	17,66 (±4,04)C	51,95 (±13,22)A	0,05 (±0,01)A	4,43 (±0,15)B	23,16 (±14,3)A	2,67 (±1,15)A
Sítio 2	0,004 (0,002)B	1,67 (±0,21)B	1,40 (±0,26) BC	0,04 (±0,01)B	4,97 (±0,35)A	1,03 (±0,31)AB	3,11 (±0,46)B	8,08 (±0,12)B	38,67 (±5,50)B	24,96 (±7,51)B	0,05 (±0,01)A	4,83 (±0,05)A	36,90 (±19,2)A	3,33 (±1,52)A
Sítio 3	0,004 (±0,000)B	2,83 (±0,28)A	2,27 (±0,32) A	0,04 (±0,01)B	6,00 (±0,17)A	0,27 (±0,11)B	5,15 (±0,61)A	11,15 (±0,53)A	46,00 (±3,60)AB	5,11 (±2,74)B	0,04 (±0,01)A	4,97 (±0,15)A	35,33 (±18,2)A	1,33 (±0,57)A
Sítio 4	0,008 (±0,002)A	3,37 (±0,92)A	1,97 (±0,51) AB	0,06 (±0,01)A	5,40 (±0,40)A	1,23 (±0,66)AB	5,40 (±1,00)A	10,80 (±1,40)A	49,67 (±3,05)A	18,84 (±10,62)B	0,08 (±0,03)A	4,87 (±0,15)A	33,50 (±12,8)A	2,00 (±0,00)A
F _{3,8}	5,889	13,365	11,583	24,571	1,818	4,485	25,114	8,025	35,594	13,198	2,811	9,015	0,428	2,222
P	0,02	0,002	0,003	0,000	0,222	0,040	0,000	0,009	0,000	0,002	0,108	0,006	0,739	0,163

Valores com a mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey a 5%, Legenda: S1 – pastagem abandonada, S2 - núcleo de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*), S3 – núcleo de *C. urceolata* (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*) e S4 – fragmento florestal em estágio inicial. S = soma de bases; T = capacidade de troca catiônica; V = saturação de bases; m = saturação de alumínio; n = saturação por sódio.

4. DISCUSSÃO

Com base nos resultados foi possível verificar que os núcleos de *Clidemia urceolata* (S2 e S3) promoveram mudanças relevantes no meio abiótico em relação às pastagens perturbadas e abandonadas (S1), onde apresentam colonização inicial com aproximadamente três anos. No fragmento florestal (S4), essas mudanças tiveram ainda mais destaque, pois apesar de estar no estágio inicial de sucessão florestal, com aproximadamente 30 anos, a fase em que se encontra é mais avançada que os núcleos de *C. urceolata*.

A fase inicial de colonização da *C. urceolata* na pastagem abandonada (S1) ainda não possibilitou modificações substanciais na composição fitofisionômica (capítulo II) e no meio abiótico das áreas (0% de cobertura de copa, baixa deposição e acúmulo de serrapilheira, e lenta decomposição). Em fases mais avançadas de colonização (S2 e S3), com os núcleos de *C. urceolata* mais desenvolvidos (10 a 15 anos), foi verificado estabelecimento de cobertura vegetal (copa), cobrindo em média 68,9 % do S2 e 71,1 % do S3; acréscimo de aproximadamente 49 vezes a mais na deposição anual e nove vezes no acúmulo de serrapilheira; maior velocidade de decomposição e melhoria das propriedades químicas do solo, (aumento de duas a três vezes a soma de bases e tendência no aumento do C orgânico), comparados ao S1; além de propiciar regeneração de espécies arbóreas de grupos sucessionais mais avançados (capítulo II). No S4 as modificações bióticas (capítulo II) e abióticas foram maiores, de acordo com os indicadores do avanço da sucessão. Essas evidências indicam o desencadeamento de uma restauração natural nessas áreas perturbadas após o abandono, nas quais o processo de sucessão ecológica está avançando, todavia a restauração ainda não está consolidada. Essa consolidação ocorre de acordo com a reconstituição de uma condição autossustentável do ecossistema, tendo como base o estabelecimento e manutenção dos processos ecológicos (SER, 2004; MCKEE e FAULKNER, 2000; RODRIGUES et al., 2009), assim como o aumento da proporção das espécies de grupos sucessionais avançados.

Nesse âmbito, possivelmente os núcleos de *C. urceolata* atuaram como agentes biológicos responsáveis pela reversão de tendência de degradação para tendência de restauração conforme observado por Cortines e Valcarcel (2009) em reflorestamentos com espécies rústicas nos solos rasos, quimicamente pobres nas serras de Madureira Mendanha. Indicativos acerca da função dos núcleos como catalisadores da sucessão ecológica, possibilitando a restauração natural, com base na melhoria das qualidades ambientais (meio abióticos), são detalhados a seguir:

Cobertura de copa

Apesar de ainda pertencer a um estágio inicial de sucessão ecológica, a colonização e formação de núcleos por *C. urceolata*, representados pelos sítios 2 e 3, em pastagens perturbadas e abandonadas, possibilita a formação de uma cobertura de copa, que de acordo com Bianchini et al. (2001), proporciona o desenvolvimento de novos microhabitats. Esse fato se deve à redução da incidência dos raios solares sobre o solo, atenuação da temperatura, que contribui para o aumento da umidade do solo (RINCON e HUANTE, 1993; WHITMORE, 1998; TAYLOR et al., 2004; TOMITA e SEIWA, 2004; TECCO et al. 2006; SOUZA, 2007). Essas modificações abióticas podem determinar a dinâmica na regeneração e recrutamento de novas espécies (LAMB et al., 1997; GUILHERME, 2000; BIANCHINI et al., 2001). Segundo Taylor et al. (2004); Tomita e Seiwa (2004); Tecco et al. (2006) e Souza (2007), essas modificações abióticas são proporcionadas pelas plantas facilitadoras.

A ausência de diferenças na densidade da cobertura de copa entre os sítios 2 e 3 pode estar relacionada ao fato de essas áreas representarem fases muito próximas na sucessão inicial. Embora houvesse maior densidade de indivíduos de *Cecropia pachystachya* no sítio 3 (capítulo II), eles não foram suficientes para distinguir significativamente S3 de S2. Conforme Slocum e Horvitz (2000), as espécies de *Cecropia* possuem dosséis esparsos. Assim, a arquitetura da copa não contribuiu muito com o índice de cobertura.

Entretanto, a maior densidade da cobertura de copa (dossel) encontrada no sítio 4 (fragmento florestal) pode ser explicado pela maior densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos (3.444 ind/ha), comparado aos demais sítios em estudo (dados do capítulo II), dentre as quais se destacam *Siparuna guianensis* Aubl., *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K.Schum, *Schinus terebinthifolius* Raddi e *Casearia sylvestris* Sw que, segundo Lorenzi (2008), apresentam copa com grande capacidade de sombreamento. Como complemento, está a maior estratificação da cobertura vegetal, representado por estratos arbóreo, arbustivo, herbáceo e a presença de grande quantidade de lianas, que se utilizam dos troncos das árvores para ter acesso à luz solar, adensando, assim, as copas das árvores com suas folhas, o que pode ter contribuído para um maior sombreamento no fragmento florestal.

Além disso, considerando-se que os sítios 2, 3 e 4 estão dentro de um mesmo e longo estágio inicial de sucessão florestal (capítulo II), a maior cobertura de copa no sítio 4 também indica que o mesmo representa uma fase sucessional mais avançada que os sítios 2 e 3 (núcleos de *C. urceolata*). De acordo com a literatura, o adensamento da copa é esperado com o avanço do estágio sucessional das florestas (MARQUIS et al. 1986; WERNECK et al., 2001; SUGANUMA et al., 2008). Comparando os valores de cobertura do dossel do fragmento do presente estudo (S4) com os registrados por Suganuma et al. (2008) em uma área de floresta Estacional Semidescidual madura no norte do Paraná, foi possível constatar que esta última apresentou valores mais elevados, com aproximadamente 90% de cobertura. Esse mesmo comportamento foi observado ao comparar a cobertura de copa dos sítios com os valores determinados por Marquis et al. (1986), em florestas não perturbadas (cobertura de dosséis de $91,4\% \pm 4,5\%$). Essas diferenças são esperadas, considerando que o S4 encontra-se em fase inicial de sucessão florestal e os fragmentos citados por Suganuma et al. (2008) e Marquis et al. (1986) estão em estágios sucessionais avançados.

Quanto à densidade da cobertura de copa entre os períodos avaliados (seco e chuvoso), examinaram-se diferenças significativas apenas nos sítios 2 e 3, que podem estar relacionadas às características mais simplificadas da estrutura dessa cobertura (menor e menos estratificado) e a menor diversidade de espécies (vegetação pioneira) nesses sítios. Essas características podem fazer com que esses sítios sejam mais susceptíveis à ação de distúrbios naturais, ocasionados por fortes ventos e chuvas. Assim, a menor cobertura de copa verificada no mês de janeiro pode estar relacionada à tendência de maior queda das folhas nos períodos mais chuvosos (Figura III.2) e, também, no final do inverno e início da primavera. Segundo Cunha (1997) e Calvi et al. (2009), a ação mecânica de ventos e da chuva são fatores que podem gerar maior proporção de queda das folhas em determinados ecossistemas.

Produção da serrapilheira

A maior produção de serrapilheira encontrada nos sítios S2, S3 e S4, em relação a S1 pode ser justificada pela presença de cobertura vegetal mais complexa, formada a partir da colonização e predominância de indivíduos de *C. urceolata* (S2 e S3) e da presença de diferentes espécies no fragmento florestal (S4), que aumenta, em especial, a produção de folhas. Entretanto, apesar da ausência de diferenças significativas entre os sítios 2, 3 e 4, a tendência de maior produção de serrapilheira, observada no sítio 4, reforça o fato de esses

sítios compõem fases distintas do estágio inicial de sucessão florestal, sendo o sítio 4 mais avançado que às demais áreas em estudo. De acordo com a literatura é esperado que a produção de serrapilheira aumente com o avanço da sucessão (EWEL, 1976; WERNECK et al., 2001; PEZZATTO e WISNIEWSKI, 2006; MENEZES et al., 2010).

A tendência de maior produção de serrapilheira no sítio 4, possivelmente, esteja relacionada a sua maior densidade da cobertura de copa (dossel). De acordo com Werneck et al. (2001), a relação entre essas duas variáveis do ecossistema deve-se a proporção da área ocupada pelas copas ser determinante na produção de serrapilheira. Além disso, destacam-se as lianas nesse sítio, que segundo Pagano e Durigan (2004), possuem grande contribuição para a produção anual da serrapilheira foliar. No entanto, sua concentração em determinadas áreas do sítio 4 pode ter contribuído na deposição mais heterogênea da serrapilheira, evidenciado pelo seu elevado desvio padrão.

O acréscimo na produção de serrapilheira com base na formação de capoeiras com predominância de *C. urceolata* (sítios 2 e 3) e de fragmentos florestais (sítio 4) em áreas de pastagens perturbadas (como sítio 1), pode possibilitar modificações abióticas e bióticas nessas áreas. Isso se deve ao fato de a serrapilheira depositada sobre o solo representar uma forma de entrada e posterior incremento da matéria orgânica (MOREIRA e SILVA, 2004; VALENTE et al., 2005; BARBOSA e FARIA, 2006; MORAES et al., 2008), além de ser fundamental na manutenção da fertilidade e dos níveis de nutrientes no solo, uma vez que assume o papel de estoque potencial de nutrientes para o sistema (CALVI et al., 2009). Com a maior disponibilidade de alimentos, maior aporte de serrapilheira, e abrigo, a multiplicação da fauna do solo e dos microrganismos decompositores é favorecida, incrementando, então, a biodiversidade edáfica (GONÇALVES et al., 2008), assim como de outras espécies de diferentes níveis tróficos (REIS e KAGEYAMA, 2008). Nesse contexto, os núcleos de *C. urceolata* podem estar desencadeando a restauração natural, de acordo com sua contribuição no avanço da sucessão florestal nas pastagens perturbadas. Segundo Odum (1969), esse processo sucessional ocorre como resultado da modificação do ambiente físico, que é proporcionado pela própria comunidade que o habita.

Pezzatto e Wisniewski (2006), estudando diferentes fases sucessionais como pastagem abandonada em fase inicial de sucessão, capoeirinha, capoeira, capoeirão e floresta secundária da Floresta Estacional Semidescidual no Oeste do Paraná, identificaram uma tendência de aumento da quantidade de serrapilheira depositada com o avanço do processo sucessional. Conforme os autores, essa tendência pode estar relacionada com o acréscimo do número de indivíduos e da riqueza de espécies com o avanço da sucessão, o que foi observado no presente estudo (capítulo II).

Toledo et al (2002) e Menezes et al. (2010), avaliando fragmentos florestais em diferentes estágios sucessionais em Pinheiral-RJ, também encontraram valores crescentes de serrapilheira com o avanço da sucessão. Toledo et al. (2002) verificaram valores de 10,46 t ha⁻¹ ano⁻¹ e 12,97 t ha⁻¹ ano⁻¹ para florestas secundárias com 10 e 50 anos de regeneração, respectivamente. Enquanto Menezes et al. (2010), apesar de não ter encontrado diferença significativa, encontrou uma tendência crescente na produção de serrapilheira: floresta secundária em estágio inicial (6,6 t ha⁻¹ ano⁻¹), floresta secundária em estágio médio (7,4 t ha⁻¹ ano⁻¹) e floresta secundária em estágio avançado (11 t ha⁻¹ ano⁻¹). Esse mesmo comportamento também foi observado por Werneck et al. (2001) em Ouro Preto-MG, estudando a produção de serrapilheira em áreas de florestas semidescidual com diferentes graus de perturbação e por Barbosa e Faria (2006), avaliando áreas florestais de 20 e 40 anos de sucessão na Reserva Biológica de Poço das Antas (5,5 ± 0,5 e 6,9 ± 1,1 t ha⁻¹ ano⁻¹), RJ.

Comparando a quantidade de serrapilheira depositada ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) nos núcleos de *C. urceolata* (sítios 2 e 3) com florestas em diferentes estágios sucessionais (Tabela III.8), é possível constatar que esses núcleos possuem uma considerável contribuição na produção de serrapilheira nas áreas perturbadas onde se estabelecem. Segundo Gonçalves et al. (2008), em média os valores de produção anual de serrapilheira são de $7,1 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ para as florestas da Mata Atlântica, havendo uma amplitude de variação de 5 a $10 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$.

Tabela III.8: Produção anual de serrapilheira em ecossistema florestais brasileiros ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$).

Floresta/Localização	Serrapilheira ($t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$)	Referência
Núcleo denso de <i>Clidemia urceolata</i> (sítio 2)/ Pinheiral- RJ	4,86	Presente estudo
Núcleo denso de <i>C. urceolata</i> no estágio avançado de colonização (sítio 3)/ Pinheiral- RJ	4,61	Presente estudo
Fragmento de Floresta Estacional Semidescidual (estágio inicial)/ Pinheiral- RJ	6,84	Presente estudo
Floresta Estacional Semidescidual (estágio inicial)/ Pinheiral- RJ	6,60	Menezes (2010)
Floresta Estacional Semidescidual (estágio inicial)/ Ouro Preto- MG	5,09	Werneck et al. (2001)
Floresta Estacional Semidescidual (estágio médio)/ Pinheiral- RJ	7,40	Menezes (2010)
Floresta Estacional Semidescidual (estágio avançado)/ Pinheiral- RJ	11,00	Menezes (2010)
Floresta Estacional Semidescidual/ Jundiá-SP	8,60	Morellato (1992)
Floresta Estacional Semidescidual/ Botucatu-SP	10,60	Vital et al., (2004)
Floresta Estacional Semidescidual/ Pinheiral- RJ	11,30	Toledo e Pereira (2004)
Floresta Estacional Semidescidual/ Pinheiral- RJ	10,80	Toledo e Pereira (2004)
Floresta Estacional Descidual/ Santa Maria-RS	9,20	König et al., (2002)
Floresta Estacional Descidual/ Itaara-RS	7,40	Voguel et al., (2007)
Floresta Ombrófila Densa/ Santa Maria de Jetibá-ES	5,70	Calvi et al., (2009)

Os sítios 2 e 3 (núcleos de *Clidemia urceolata*) possuem valores próximos às florestas em estágio inicial de sucessão (Tabela III.8) e maiores quando comparados às pastagens perturbadas e abandonadas, como a do presente estudo ($0,10 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$) e a pastagem estudada por Roppa (2009) na Serra do Madureira-Mendanha, município de Nova Iguaçu, no Rio de Janeiro ($0,34 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$).

Comparando, ainda, o valor do aporte de serrapilheira dos núcleos de *C. urceolata* com o encontrado por Barbosa e Faria (2006) em plantios mistos de três anos (com predominância de *Mimosa bimucronata* (DC.) O. Kuntze - Leguminosae), para fins de restauração, foi possível verificar que os núcleos estão aportando maior quantidade de serrapilheira que o plantio ($3 \pm 0,7 t \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$). Esse resultado comparativo sugere a elevada contribuição dos núcleos de *C. urceolata*, considerando que segundo Franco et al. (1995) e Sileshi et al. (2008), espécies de Leguminosae arbóreas são destacadas pela alta produção de serrapilheira.

Espécies com elevado potencial de produção de serrapilheira são fundamentais no processo de restauração florestal de áreas perturbadas (BRANCALION et al., 2009). Segundo Gonçalves et al. (2008) e Calvi et al. (2009), a elevação dos teores de matéria orgânica sobre o solo pela maior deposição de serrapilheira proporciona o aumento da capacidade de retenção de água, garantindo, assim, melhor suprimento às plantas e acentuando todos os processos relacionados à fertilidade e à atividade biológica. A serrapilheira atua como a principal fonte de nutrientes para o crescimento vegetal por meio da decomposição e liberação de nutrientes pelos microrganismos (PROCTOR, 1983; VITAL et al., 2004).

A deposição dos resíduos vegetais, formadores da serrapilheira do solo, e seu processo de decomposição, já são considerados mecanismos envolvidos na ciclagem de nutrientes, que tem fundamental importância na manutenção da sustentabilidade de ecossistemas naturais de florestas tropicais, onde os solos possuem baixa fertilidade natural (GOLEY, 1978; PROCTOR, 1983; ZECH et al., 1997; CORREIA e ANDRADE, 2008; CALVI et al., 2009).

Em relação à deposição mensal de serrapilheira nos sítios amostrais ao longo do ano, não foi observado um nítido padrão. Além disso, foi verificada ausência de correlação entre a deposição de serrapilheira e as variáveis climáticas: temperatura e precipitação, o que, possivelmente, refletiu na ausência de um padrão sazonal bem definido de deposição de serrapilheira, sugerindo que outros fatores podem estar atuando nesse processo. Nesse âmbito, foram identificadas algumas tendências. Na pastagem (sítio 1), a tendência da maior deposição no período de janeiro a junho pode ser atribuída, inicialmente, a maior produção de sementes, resultante da maior precipitação. Posteriormente, com a diminuição da precipitação, a pastagem tende a secar, produzindo uma maior biomassa seca nos primeiros meses do período seco. Nos sítios 2, 3 e 4 a maior tendência no aumento do aporte foi setembro e outubro, incluindo meses mais quentes e chuvosos, e mais distantes do término do período seco, menos chuvoso. Esse comportamento também foi observado em outros estudos (CUNHA, 1997; MARTINS e RODRIGUES, 1999; PEZZATTO e WISNIEWSKI, 2006; PEREIRA et al., 2008; CALVI et al., 2009), que atribuíram a uma considerável queda de materiais vegetais, principalmente da fração foliar, nesse período, por causa da maior ação mecânica de ventos e da chuva.

Outro aspecto a ser ressaltado em relação à ausência de um padrão de deposição de serrapilheira ao longo do ano é a composição de espécies presente nas áreas, que segundo Poggiani (1992) e Leitão-Filho (1993) é um fator importante a ser considerado na capacidade de produção de serrapilheira. A predominância de espécies pioneiras, dado ao estágio inicial de sucessão dos sítios (capítulo II), é um parâmetro que pode estar contribuindo para um padrão mais uniforme de senescência. Segundo Guariguata e Ostertag (2001) e Pezzato e Wisniewski (2006), espécies pioneiras apresentam além de uma queda mais intensa, principalmente de folhas, uma deposição mais uniforme ao longo do ano. Martins e Rodrigues (1999) estudando clareiras observaram que maiores deposições de serrapilheira ocorreram naquelas com dominância de espécies pioneiras, dentre as quais destaca a *Cecropia pachystachya*; espécie presente nos sítios 2, 3 e 4. Ainda nesse contexto, Budowski (1965) afirma que as espécies pioneiras possuem rápido crescimento e ciclo curto de vida, investindo, assim, na produção de biomassa em curto espaço de tempo, além de serem precoces nas fases reprodutivas, com grande produção de flores e frutos. König et al. (2002), considera que como estratégia de recuperação, o ecossistema investe grande aporte de energia na produção de material foliar e reprodutivo, depositando dessa forma mais conteúdo de serrapilheira.

Estudando fragmentos florestais semidecíduais (estágio inicial e intermediário), Menezes et al. (2010) também constataram a ausência de variações significativas, na deposição da serrapilheira, no decorrer do ano. De acordo com a literatura, o padrão sazonal de deposição da serrapilheira é mais definido em florestas no estágio mais avançado de sucessão (Ex: nas florestas Estacionais Semidecíduais) (MARTINS e RODRIGUE, 1999; KÖNIG et al., 2002; VITAL et al., 2004; PEZZATTO e WISNIEWSKI, 2006; VOGEL et al., 2007; MENEZES et al., 2010).

Decomposição de serrapilheira

Além do importante acréscimo na deposição de serrapilheira sobre o solo de áreas perturbadas, os sítios 2 e 3 demonstraram eficiente velocidade de decomposição. A maior velocidade de decomposição nos sítios 2 e 3 (núcleo de *C. urceolata*) comparado aos sítios 1 e 4 pode estar relacionada à diferença da composição florística entre esses sítios (observado no capítulo II). De acordo com a literatura, diferenças na taxa de decomposição da serrapilheira entre ambientes podem ser atribuídas ao tipo de cobertura vegetal, às características do material orgânico (qualidade do material), ao regime de luminosidade, à natureza da comunidade decompositora (macro e microrganismos), às condições edafo-climáticas e disponibilidade hídrica (PROCTOR, 1983; SWIFT e ANDERSON, 1989; POGGIANI, 1992; ZECH et al., 1997; FROUFE, 2003; SOUTO 2006; CORREIA e ANDRADE, 2008; ZHANG et al., 2008; MENEZES et al., 2009; VIEIRA e SCHUMACHER, 2010). Dentre eles, a cobertura vegetal possui um papel fundamental, pois é a principal fonte fornecedora de compostos orgânicos (deposição da serrapilheira) que, por sua vez, são as principais fontes de nutrientes para os organismos do solo, responsáveis pela sua decomposição (FERNANDES et al., 2006; HERMAM et al., 2008; ZHANG et al., 2008). A qualidade da serrapilheira está relacionada ao grau de lignificação, ao conteúdo de macro e micronutrientes e de moléculas orgânicas solúveis, a relação C/N, a presença de moléculas orgânicas com efeitos alelopáticos, assim como de substâncias estimuladoras em concentrações biologicamente significativas (SWIFT e ANDERSON, 1989; ZHANG et al., 2008).

A qualidade do material formador da serrapilheira é dependente das espécies que compõem a comunidade (VIEIRA e SCHUMACHER, 2009), onde se destaca a espécie dominante. Nos sítios 2 e 3, a espécie dominante é a *C. urceolata*, que contribui com a maior parte do substrato formador da serrapilheira. Esse fato sugere que a maior velocidade de decomposição nos núcleos de *C. urceolata* (sítio 2 e 3), possivelmente, esteja relacionada à qualidade da serrapilheira depositada. Essa qualidade foi verificada por Paula et al. (2008), que observaram um importante estoque de N e K na serrapilheira de áreas onde a *C. urceolata* era uma das Melastomaceae dominantes. Além disso, as suas folhas, que são caracterizadas pelo aspecto glutinoso (MATSUMOTO, 1999), quando depositadas sobre o solo, dessecam rapidamente tornando-se finas e quebradiças (observação pessoal), sendo degradada, facilmente, pela fauna do solo.

A influência da qualidade da serrapilheira sobre a velocidade de decomposição também foi verificada por Fernandes et al. (2006), comparando áreas de plantio de *Mimosa caesalpiniaefolia* e *Carapa guianensis* e floresta secundária. Esses autores observaram que o plantio apresentou maior perda de massa que a floresta de sucessão secundária espontânea, o que foi atribuído ao maior conteúdo de nitrogênio na serrapilheira.

Entretanto, na área de pastagem abandonada (sítio 1), grande parte do material que forma a serrapilheira é constituída por colmos e hastes que, segundo Soria et al. (2003), são partes vegetais mais lignificadas, que retardam a velocidade de decomposição. A lignificação, conforme Froufe (2003) e Ndaw (2003), torna o material mais resistente à decomposição e, conseqüentemente, à liberação de nutrientes. Outro fator relevante é que, com a ausência de cobertura de vegetal (copa) na pastagem, a radiação solar incide diretamente sobre o solo, elevando, assim, a temperatura do mesmo e proporcionando condições microclimáticas mais extremas, diferentes de áreas sombreadas. Essas condições, acrescidas da composição mais lignificada do material formador da serrapilheira na pastagem, podem simplificar a comunidade decompositora (comunidade mais generalista), afetando a velocidade de decomposição. Segundo Menezes et al. (2010), o microclima sob formação vegetal mais densa e de natureza mais diversificada do substrato vegetal formador da serrapilheira pode

favorecer a melhoria nos índices de macrofauna invertebrada, aumentando, assim, a velocidade de decomposição. Esses resultados estão de acordo com Roppa (2009), que também observou uma decomposição mais lenta em pastagens comparada a plantios mistos e floresta secundária na Serra do Madureira-Mendanha, município de Nova Iguaçu – RJ. De acordo com Aragão (2000), áreas de clareiras em florestas já são suficientes para promover maior radiação e temperatura do solo, contribuindo, então, para diminuir a taxa de decomposição da serrapilheira.

No entanto, apesar da maior cobertura de copa (maior sombreamento), o fragmento florestal (sítio 4) apresentou menor velocidade de decomposição em relação ao sítio 2 e 3. Isso sugere que outros fatores, além das condições microclimáticas atuaram na velocidade de decomposição desse sítio, como a própria composição do material formador da serrapilheira, que é dependente da composição florística. Os valores da constante de decomposição k do fragmento florestal em estudo (sítio 4) também foram mais baixos e o tempo de meia vida mais alto, comparado a outras áreas de florestas em estágio inicial de sucessão ($k = 0,0044$ e $t_{1/2} = 157$ dias); médio ($k = 0,0038$ e $t_{1/2} = 182$ dias) e estágio avançado ($k = 0,0064$ e $t_{1/2} = 108$ dias) da região de Pinheiral, estudadas por Menezes et al. (2010).

Pires et al. (2006) expõe que uma possível explicação para a baixa decomposição em determinadas comunidades vegetais é uma adaptação para minimizar as perdas por lixiviação e permitir um melhor aproveitamento dos nutrientes. Exemplo disso são folhas com maior grau de lignificação. Outra possibilidade é a eficiência na ciclagem interna de nutrientes de algumas espécies, como a elevada retranslocação de nutrientes durante a senescência foliar, que promove menor liberação desses elementos para o solo e, conseqüentemente, baixa qualidade da serrapilheira (LISANWORK e MICHELSEN, 1994; VIEIRA e SCHUMACHER, 2009). Contudo, para validar essas possibilidades, fazem-se necessários outros estudos detalhados sobre as espécies.

Outros estudos em florestas observaram lenta decomposição do material aportado (FERNANDES et al., 2006; PIRES et al. 2006; PEREIRA et al. 2008). Pereira et al. (2008), ao avaliar a decomposição da serrapilheira de um fragmento de Floresta Atlântica, Mangaratiba, RJ, obtiveram valores de $k = 0,0023 \text{ g g}^{-1}$ e $t_{1/2} = 301$ dias. Fernandes et al. (2006), estudando a decomposição de serrapilheira em uma área de floresta secundária na Flona Mário Xavier, Seropédica, RJ (no período de dezembro a abril), também encontraram um valor baixo de $k = 0,00194 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}$ e um elevado tempo de meia vida ($t_{1/2} = 357$ dias). Esse valor é próximo ao encontrado para o fragmento florestal do presente estudo, no período mais seco. No entanto, o valor de k é menor e $t_{1/2}$ maior quando comparado ao valor encontrado no período equivalente do estudo, isto é, período chuvoso (Tabela III.6).

Outro fator relevante que também influenciou na velocidade de decomposição foram os diferentes períodos do ano. A tendência da maior velocidade de decomposição no período mais chuvoso, possivelmente, esteja relacionada à maior disponibilidade hídrica desse período, que possibilita maior diversidade e abundância de organismos do solo, considerando que, segundo a literatura, nas florestas tropicais, em geral, as estações têm efeitos sobre as atividades das plantas e no sistema de decomposição (LUIZÃO e SHUBART, 1986; SWIFT e ANDERSON, 1989; KÖNIG et al., 2002). Sanches et al. (2009), ao examinarem uma floresta tropical de transição Amazônia Cerrado, Norte do Mato Grosso, constatou que a velocidade de decomposição da serrapilheira foi maior na estação mais úmida. Conforme esses autores, com o retorno da precipitação, ocorreu aumento na biodiversidade dos organismos decompositores do solo, refletindo, assim, no aumento da velocidade de decomposição da serrapilheira. Esse comportamento também foi identificado por Souto (2006) na área de Caatinga, em Santa Terezinha-PB. De forma geral, a decomposição mais acentuada durante a estação chuvosa é, segundo Luizão e Schubart (1987), comumente observada em florestas

tropicais, pois além dos processos físicos (lixiviação), garante condições de umidade favoráveis à atividade de organismos decompositores, bem como do crescimento de raízes e micorrizas que auxiliam neste processo.

Por outro lado, a menor velocidade observada no período menos chuvoso, junho a outubro, pode estar relacionado à menor temperatura e precipitação comparada ao período mais chuvoso em estudo (dezembro a abril) (Figura III.2), o que, de acordo com Prieto et al. (1999) e Sanches et al. (2009), pode proporcionar a diminuição da população dos artrópodes, assim como na mudança de comportamento da fauna do solo (responsáveis diretos pela fragmentação da serrapilheira), que passa a se movimentar em áreas mais profundas.

Serrapilheira acumulada

O acúmulo de serrapilheira nos sítios 1, 2, 3 e 4 seguiu a mesma tendência crescente observada para os valores de cobertura de copa e deposição de serrapilheira, embora não houvesse diferenças significativas entre os três últimos. Esses resultados também corroboram os indicativos de que o sítio 4 representa uma fase sucessional mais avançada que os sítios 2 e 3, apesar de todos se encontrarem no estágio inicial de sucessão, considerando que segundo Ewel (1976), a taxa de acumulação de serrapilheira tende a aumentar com o avanço da sucessão florestal. Isso ocorre, pois a maior densidade e diversidade de espécies implicam no maior acúmulo de serrapilheira (BORÉM e RAMOS, 2002).

O estoque de serrapilheira dos sítios 2, 3 e 4 está inserido no amplo intervalo descrito por Spain (1984) para florestas tropicais (2,1 a 12,5 t.ha⁻¹), contudo apenas o sítio 4 está no intervalo encontrado por Morellato (1992) (5,5 a 8,6 t.ha⁻¹), estudando Florestas Semidecíduas no Sudeste do Brasil. Entretanto, os valores do presente estudo foram inferiores aos relatados por Roppa (2009) (7,8 t.ha⁻¹), em uma floresta Estacional Semidecidual Submontana no município de Nova Iguaçu – RJ; e por Vital et al. (2004) (6,2 t.ha⁻¹), em uma Floresta Estacional Semidecidual, no centro-sul do Estado de São Paulo. Essas diferenças podem estar relacionadas ao estágio de sucessão, que pode ser menos avançado nos sítios em estudo.

O maior acúmulo de serrapilheira nos sítios 2, 3 e 4 em relação ao sítio 1 pode ser referido como outro tipo de modificação do ambiente com base no crescimento dos núcleos de *C. urceolata* e florestas sucessionais em pastagens perturbadas e abandonadas, além do acréscimo da cobertura de copa e na deposição de serrapilheira. A modificação do ambiente pode ocorrer, visto que a camada de serrapilheira acumulada contribui para a manutenção da fertilidade do solo e sustentação do ecossistema (SILVEIRA, 2007). Segundo Pires et al. (2006), esse compartimento confere maior estabilidade ao sistema e juntamente com o solo, controla vários processos fundamentais na dinâmica dos ecossistemas, como o da produção primária e liberação de nutrientes.

Outro ponto relevante é que em ecossistemas perturbados recém-colonizados por espécies pioneiras, como *C. urceolata*, a serrapilheira acumulada pode representar um fator contribuinte para o processo de restauração, pois pode proporcionar condições mais favoráveis ao estabelecimento de espécies de níveis sucessionais mais avançados. Segundo Ewel (1976) e Moraes et al. (2008), as funções exercidas pela serrapilheira são essenciais para o avanço da sucessão ecológica. Uma importante função exercida por esse compartimento serrapilheira está relacionada ao reservatório de matéria orgânica e de nutrientes, que pode ser especialmente importante nos ecossistemas, nos quais o solo não constitui uma fonte de nutrientes significativa (ZECH et al., 1997; WERNECK et al., 2001). Com a decomposição da serrapilheira, a disponibilização de nutrientes aumenta (MARTINS e RODRIGUES, 1999), devido à transferência de matéria orgânica e nutrientes para o solo (POGGIANI, 1992; VITAL et al., 2004), o que leva a recuperação de propriedades inerentes à

ciclagem de nutrientes (ARAÚJO et al., 2006; DAVIDSON et al. 2007; MORAES et al., 2008).

Outra função da serrapilheira é a atenuação da energia cinética das chuvas e da radiação solar (PIRES et al., 2006). A serrapilheira age na manutenção da estrutura do solo por meio do amortecimento e consequente dispersão da energia cinética das gotas de chuva, o que minimiza os efeitos erosivos e o adensamento do solo (VALCARCEL, 1985; LIMA, 1986; SCHUMACHER e HOPPE, 1998). A função ligada à dissipação da radiação solar incidente contribui para a redução das perdas de água por evaporação e das amplitudes térmicas e hídricas do solo, de forma a conservar a umidade deste (ERIKSSON, 1995). Importante contribuição na retenção de umidade (343,87 %) pela serrapilheira foi verificada por Mateus et al. (2011) nos núcleos de *C. urceolata*.

Constatou-se que nos sítios estudados, a camada de serrapilheira acumulada sobre o solo mostrou-se uniforme durante o ano, dada a ausência de variações significativas no estoque de serrapilheira entre os períodos seco e chuvoso. Essa uniformidade pode estar relacionada ao equilíbrio entre a menor velocidade de decomposição verificada no período menos chuvoso (período seco) e a tendência de aumento da deposição de serrapilheira observada no período mais chuvoso e vice-versa. Esse comportamento está de acordo com o estado de equilíbrio entre a produção e decomposição pressuposto por Olson (1963) e Correia e Andrade (2008), onde há maior taxa de decomposição, quando houver uma maior taxa de deposição de material. Segundo Poggiani e Schumacher (2000), essa uniformidade é fundamental na proteção do solo. Além disso, é importante para o contínuo fornecimento de nutrientes, possibilitando, assim, melhores propriedades químicas do solo.

Propriedades químicas do Solo

Os valores de saturação de bases encontradas nos sítios foram considerados baixos, de acordo com o padrão descrito para solos agrícolas, segundo Embrapa (2006) ($V\% \geq 50\%$ = solos com alta saturação/eutrófico e $V\% \leq 50\%$ = solos com baixa saturação/distrófico). No entanto, para florestas tropicais, é normal a predominância de solos intemperizados (WERNECK et al., 2001), ácidos e com baixos teores de bases trocáveis (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ e Na^+), sendo a ciclagem intensa responsável pelo retorno de nutrientes para o solo (BAYER e MIELNICZUK, 2008). Essas características do solo podem ser intensificadas em áreas perturbadas e abandonadas como nos sítios em estudo, o que justifica os baixos valores de pH, principalmente no S1 (Tabela IV.8), que também apresentou maior saturação por alumínio ($51,95 \pm 13,22\%$) (Tabela III.7). Valores de pH similares ao do sítio 1 foram encontrados por Miranda et al. (2007), em plantios abandonados de eucaliptos, na Reserva Biológica União, Rio das Ostras, RJ.

As diferenças de pH podem ser acentuadas com o avanço do processo sucessional. Rasiah et al. (2004), encontraram valores mais altos de pH na floresta tropical do que na pastagem abandonada na Austrália, o que atribuíram à contribuição contínua de bases trocáveis, por meio da deposição de material formador da serrapilheira. Segundo os autores, esse material poderia estar criando condições favoráveis à minimização da acidez neste sistema.

De acordo com Menezes (1999), dentre as propriedades químicas do solo, soma de bases (S) e C orgânico podem melhor refletir as variações das coberturas vegetais. Esses indicadores foram corroborados nesse estudo, em especial na propriedade S, sendo os maiores valores encontrados nos sítios 3 e 4, seguido pelo sítio 2, o que possivelmente esteja relacionado ao maior aporte e acúmulo de serrapilheira nessas áreas em relação à pastagem (sítio 1). Segundo Werneck et al (2001) e Calvi et al (2009), a serrapilheira depositada

continuamente sobre o solo tem função de reservatório de matéria orgânica e de nutrientes. A principal forma de liberação de nutrientes da vegetação para o solo é por meio da decomposição da serrapilheira (SWIFT e ANDERSON, 1989). Dessa forma, as coberturas vegetais podem refletir nas propriedades químicas do solo, sob o qual se encontra, promovendo uma diminuição ou aumento da disponibilidade de nutrientes, com consequências na qualidade do solo e do ambiente como um todo (MENEZES, 2008; MIELNICZUK, 2008). Isso evidencia a íntima relação da vegetação com o solo, destacado por Garay et al. (2003).

Apesar da ausência de diferenças significativas de C orgânico entre os sítios, a tendência de maior quantidade do mesmo nos sítios 2, 3 e 4, possivelmente, esteja relacionada ao maior incremento de serrapilheira e, conseqüentemente, de matéria orgânica, comparados ao sítio 1. Essa tendência pode ter refletido na maior capacidade de troca catiônica (T) dos sítios 2, 3 e 4, apesar de T do S2 não diferir significativamente do S1. Segundo Zech et al. (1997) e Bayer e Mielniczuk (2008), a matéria orgânica tem grande importância na retenção de cátions no solo. Isso se deve ao fato de a dissociação dos grupamentos funcionais oxigenados da matéria orgânica ser fundamental para a capacidade de reter cátions, essenciais para o crescimento das plantas (CANELLAS et al., 2008). Hay et al. (1981) e Garay et al. (2003) já verificaram correlações altas entre a matéria orgânica e a capacidade de troca catiônica. Silva (1990), além da correlação da matéria orgânica e capacidade de troca catiônica, constataram correlações significativas entre a matéria orgânica e os conteúdos de P, K, Mg e Ca.

A matéria orgânica, além de reserva de nutrientes, promove melhores condições do solo por meio da regulação do pH e aumento do armazenamento de água e da capacidade de troca catiônica (ZECH et al., 1997). A incorporação de matéria orgânica e nutrientes ao solo durante o processo de deposição e decomposição da serrapilheira e sua permanência no sistema, nos primeiros anos de sucessão, ou após uma medida de restauração, aumentam a probabilidade de o sistema progredir para estágios sucessionais avançados (MITCHEL et al., 2000; MORAES et al., 2008). Nesse âmbito, os núcleos de *C. urceolata* (sítios 2 e 3) podem ser fundamentais, uma vez que demonstraram sua contribuição na modificação do meio abiótico por meio do aumento da deposição de serrapilheira, em relação à pastagem, e uniformidade no seu acúmulo durante o ano, assim como da formação da cobertura de copa, possibilitando interceptação de luz e chuva pela copa. Modificações como essas são exemplos de como as espécies vegetais podem modificar as características abióticas do meio em áreas em processo de restauração florestal (BRANCALION et al., 2009).

Segundo Connell e Slatyer (1977), a melhoria das condições de fertilidade e cobertura do solo são requisitos importantes de espécies pioneiras que invadem lentamente um sítio disponível à colonização para serem classificadas como facilitadoras, ou ainda segundo Begon (2007), espécie-chave, de modo que proporcionam um recurso, do qual outras espécies dependem.

A introdução de espécies vegetais que tenham potencial de modificações do ambiente, como a maior incorporação de matéria orgânica e de nutrientes no solo por meio da produção de serrapilheira de qualidade de forma a retomar com os processos ecológicos, pode favorecer o avanço da sucessão em áreas perturbadas (VALCARCEL e SILVA, 2000; VALENTE et al., 2005; CORTINES e VALCARCEL, 2009), consolidando a tendência de restauração.

5. CONCLUSÕES

Os núcleos de *Clidemia urceolata* (sítio 2 e 3) formaram cobertura de copa capaz de modificar a composição florística das fases sucessionais antecedentes (pastagens abandonadas com colonização inicial de *C. urceolata*: sítio 1).

As espécies que compõem a cobertura de copa nos sítios 2 e 3, além de promover sombreamento, proporcionam deposição e acúmulo de serrapilheira, melhorando as propriedades químicas do solo, em especial a soma de bases (S). Essas modificações podem melhorar as condições funcionais de aproveitamento dos nutrientes e água e, conseqüentemente, aperfeiçoar os processos ecológicos determinantes na restauração.

Os sítios amostrais representam fases de um longo estágio inicial de sucessão florestal, originário a partir da formação e desenvolvimento dos núcleos de *C. urceolata*, sendo o sítio 4 a fase mais avançada.

A fase inicial de colonização da *C. urceolata* na pastagem abandonada (S1) ainda não possibilitou modificações abióticas, entretanto, essa fase sugere que a natureza encontrou um meio espontâneo de reversão da tendência de degradação, com base no estabelecimento dessa espécie rústica.

A maior taxa de decomposição observada nos sítios 2 e 3, possivelmente, esteja relacionada à qualidade da serrapilheira e maior oferta de agentes naturais decompositores nestes ecossistemas em sucessão, que é influenciado pela sua composição florística.

As modificações abióticas proporcionadas pelos núcleos de *C. urceolata* favorecem a entrada de propágulos e o estabelecimento de espécies de estádios sucessionais mais avançados, inviáveis nas pastagens perturbadas, conferindo tendência de restauração nesta fase de sucessão ecológica.

**CAPÍTULO IV - AVALIAÇÃO DAS PREFERÊNCIAS ECOLÓGICAS
DOS NÚCLEOS DE *Clidemia urceolata* DC. EM ECOSISTEMAS
PERTURBADOS**

RESUMO

A identificação de habitats preferenciais de espécies que colonizam espontaneamente ambientes perturbados pode levar ao aperfeiçoamento de técnicas de restauração ecológica. Nesse contexto, a *Clidemia urceolata* DC. destaca-se por colonizar esses ambientes e apresentar ampla distribuição na bacia do rio Paraíba do Sul. O presente estudo objetivou avaliar e testar as preferências ecológicas dos núcleos de *C. urceolata* em ambientes perturbados no Médio Paraíba do Sul. Os núcleos da espécie foram demarcados e classificados segundo os seguintes fatores ambientais: feição do terreno, posição relativa na toposequência, face de exposição, declividade e altitude. Foram amostrados 26 núcleos, totalizando 7,9 ha em 6.839 ha da área total. A distribuição da espécie foi mais frequente nos seguintes ambientes: a) terços médio e inferior da toposequência; b) feição côncava do terreno; c) face de exposição sudeste, sul e sudoeste; d) declividade de 8 a 45%; e) altitude entre 432 a 525 m. Os últimos quatro fatores são mais determinantes. A conjunção de todas essas informações espacializadas para a bacia do rio Barra Mansa indica que 30% da área apresenta condições mais favoráveis para o estabelecimento da *C. urceolata*. Testando o modelo na bacia hidrográfica do ribeirão Cachimbal, foi constatado que 22% do trecho de Pinheiral apresenta potencial para aplicação do modelo de restauração ambiental.

Palavras-chaves: fatores ambientais, espécie rústica, restauração ecológica.

ABSTRACT

The identification of preferential habitats of species that spontaneously colonize disturbed areas can handover elements to improve ecological restoration techniques. In that context, *Clidemia urceolata* DC. stands out for colonizing those areas and has wide distribution in the watershed of Paraíba do Sul River. The present study aimed to evaluate and test the ecological preferences of *C. urceolata* nuclei on disturbed environments at Médio Paraíba do Sul. The species nuclei were marked and classified according to the following environmental factors: terrain feature, relative position on toposequence, aspect, slope and altitude. It was surveyed 26 nuclei, totalizing 7,9 ha from 6.839 ha of total area. Species distribution was more frequent on the following conditions: a) medium and basal portions of toposequence; b) concave terrains; c) southeast, south and southwest exposition; d) slope between 8 and 45% and e) altitudes between 432 and 525 m, being the four last factors the most determinant. The conjunction of this information plotted for the watershed of Barra Mansa River indicate that 30% of the area have favorable conditions for the establishment of *C. urceolata*. Testing the model in the watershed of Ribeirão Cachimbal, it was found that 22% of Pinheiral stretch has potential to apply this environment restoration model.

Keywords: environmental factors, rustic species, ecological restoration.

1. INTRODUÇÃO

As variações observadas no estabelecimento e desenvolvimento de uma comunidade vegetal ocorrem em função de fatores bióticos e abióticos (RIBEIRO et al., 2009). Segundo esses autores, estudar como as comunidades vegetais respondem às variáveis abióticas contribui para compreender os processos envolvidos e prognosticar os que estão por ocorrer, na estrutura e função dos ecossistemas terrestres.

De acordo com Longhi et al. (2010), a heterogeneidade ambiental é resultado da diversidade de fatores ambientais que interagem nas comunidades e que atuam na composição florística e estrutura das florestas. Os fatores ambientais possuem padrões que condicionam mais oferta de recursos, como água e nutrientes, favorecendo, assim, a germinação e estabelecimento de espécies, bem como maior resiliência de fragmentos florestais (ZAÚ, 1994). A resposta das espécies a esses fatores faz que cada local tenha características próprias (LONGHI et al., 2010). Isso resulta na formação de paisagens distintas, com ecossistemas diferenciados (BONAN, 2002).

Diferentes fatores ambientais são destacados na literatura por influenciar a heterogeneidade da vegetação como altitude, declividade, face de exposição (BONAN, 2002; MARTINS et al., 2003; MARQUES et al., 2004), e feição do terreno (ZAÚ, 1994; CARDOSO e SCHIAVINI, 2002). Conforme Pinto et al. (2005) e Cardoso et al. (2006), a declividade, altitude, forma do relevo e orientação das vertentes da bacia hidrográfica são fatores de grande importância, pois influenciam na infiltração da água no solo, na taxa de escoamento superficial da água, no grau de insolação e nos teores de umidade do solo.

De acordo com a literatura, a distribuição de espécies vegetais (composição da flora) relaciona-se em alto grau com condições hídricas e fatores edáficos, associados à topografia, em ambientes florestais (MORENO, 2001; CARDOSO e SCHIAVINI, 2002; LONGHI et al., 2010). Segundo Rodrigues et al., (2007), numa escala local, a topografia pode ser considerada como uma das mais importantes variáveis na distribuição espacial e na estrutura das florestas tropicais, porque ela corresponde às mudanças nas propriedades do solo, particularmente no regime de água e na fertilidade.

O relevo possui grande importância para o entendimento da dinâmica e da formação de florestas, pois é determinante no estabelecimento, distribuição e diversidade de espécies vegetais (BISPO et al., 2009). Segundo os mesmos autores, dentre as variáveis de relevo mais importantes na distinção entre os tipos de vegetação estão a altitude, a declividade e a orientação de vertentes.

No Estado do Rio de Janeiro, as vertentes sudeste e sudoeste, recebem uma oferta de atributos ambientais diferenciada em função da menor exposição aos raios solares, dependendo da época do ano, e maior incidência de massa de ar úmida, o que aumenta a resiliência desses ambientes (MIRANDA *et al.* 1983; OLIVEIRA *et al.* 1995; MARQUES *et al.*, 2005; SÁ, 2006; BARBOZA, 2007; MELLO, 2009). As condições ambientais desencadeadas pelos distintos padrões do ambiente, como as vertentes, condicionam a formação de estruturas florestais diferenciadas nos ambientes naturais (FREIRE, 2010).

Em ecossistemas perturbados, os padrões dos fatores ambientais que proporcionam condições mais resilientes aos ecossistemas, favorecem a persistência ou regeneração secundária de fragmentos florestais (MIRANDA e OLIVEIRA, 1983; OLIVEIRA et al., 1995; MARQUES et al., 2004), assim como o estabelecimento de espécies florestais rústicas (BAILÃO JUNIOR, 2010). Como na natureza os fatores do ambiente atuam de forma

conjunta e não isoladamente, segundo Bispo et al. (2009), é a combinação desses diferentes fatores que determinam as características físicas e biológicas dos ecossistemas influenciando, assim, nas formações vegetais.

O conhecimento dos padrões que favorecem a estruturação dos mosaicos florestais (GIEHL et al., 2007; LONGHI et al., 2010), assim como o estabelecimento de espécies pioneiras e núcleos de vegetação iniciais da sucessão são etapas fundamentais quando se pretende restaurar áreas perturbadas. Nesse âmbito, é de grande importância conhecer os padrões de distribuição de espécies rústicas como a *Clidemia urceolata* DC. (Melastomataceae), que colonizam espontaneamente pastagens perturbadas e abandonadas na bacia do rio Paraíba do Sul após extenso uso agropastoril e formam núcleos de vegetação, onde dominam a fitofisionomia (capítulo I). Esses núcleos podem ser bio-indicadores de fatores ambientais determinantes nos processos de restauração espontânea, assim como modelos de restauração que podem ser aperfeiçoados nessas áreas.

Nesse contexto, o presente estudo objetivou avaliar e testar as preferências ecológicas dos núcleos *Clidemia urceolata* em ambientes perturbados no médio Paraíba do Sul, tendo como objetivos específicos: 1) avaliar se as variações dos fatores ambientais influenciam na distribuição dos núcleos de *C. urceolata*. 2) determinar os fatores ambientais que mais contribuem para explicar a distribuição da espécie. e 3) definir a área da bacia hidrográfica que melhor favoreça o estabelecimento dessa espécie.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de avaliação das preferências ecológicas dos núcleos de *C. urceolata* compreende o trecho médio e inferior da bacia hidrográfica do rio Barra Mansa (6.839 ha), situada no médio Paraíba do Sul. Localizada no município de Barra Mansa, estado do Rio de Janeiro, entre as coordenadas 22° 32' 40'' e 22° 40' 60'' S e 44° 12' e 44° 06' 20'' W (Figura IV. 1). Essa bacia hidrográfica está inserida no domínio do bioma Mata Atlântica (RADAMBRASIL, 1983). Apresenta vegetação florestal fragmentada e reduzida a menos de 3% da área da bacia (COPPE-UFRJ, 2000). As pastagens de baixa produtividade e altos níveis de degradação ocupam mais de 80% da bacia, em que as cicatrizes dos processos erosivos constituem evidências do seu estado de degradação (COPPE-UFRJ, 2000).

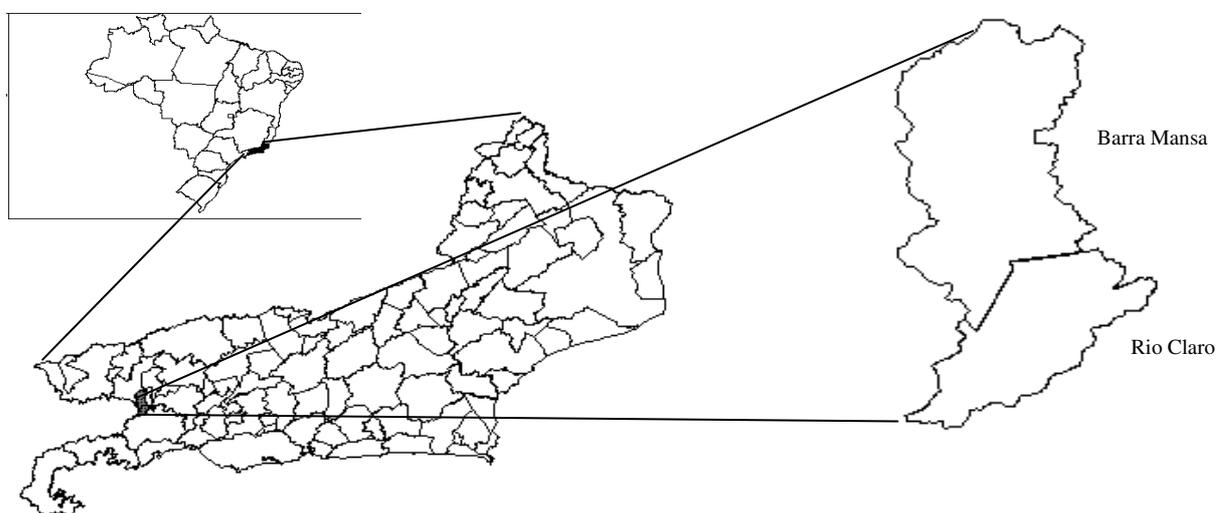


Figura IV.1: Bacia do rio Barra Mansa, RJ, trecho do município de Rio Claro e de Barra Mansa (onde se efetuaram os estudos).

O clima Aw, segundo Köppen, apresenta precipitação anual média de 1300 mm e temperatura média de 20,9°C, cuja série histórica remonta ao período 1962-1990 (INMET, 1992). Os argissolos são predominantes, especialmente, nos relevos acidentados (COPPE-UFRJ, 2000). Esse relevo tem destaque entre as condições naturais que favorecem à erosão (COPPE-UFRJ, 2000).

A área utilizada para testar as preferências ecológicas dos núcleos de *C. urceolata* foi a bacia hidrográfica do ribeirão Cachimbal, no trecho (3.310,12 ha) pertencente ao município de Pinheiral. Uma descrição mais detalhada da área se encontra no item “área de estudo”, no capítulo II.

2.2 Amostragem

Para avaliar as preferências ecológicas dos núcleos de *C. urceolata* em ecossistemas perturbados foi realizado o censo de todos os núcleos da espécie distribuídos no trecho médio e inferior da bacia do rio Barra Mansa. Os núcleos foram georeferenciados e classificados de

acordo com os seguintes fatores ambientais: feição do terreno, posição relativa na toposequência, face de exposição, declividade e altitude, cujas metodologias encontram-se descritas na literatura corrente (ZAÚ, 1994; BONAN, 2002; CARDOSO e SCHIAVINI, 2002; MARTINS et al., 2003; MARQUES et al., 2004).

2.3 Zoneamento dos núcleos de *Clidemia urceolata*

A determinação dos núcleos foi feita com auxílio de GPS Garmin Etrex Venture, base cartográfica planialtimétrica de Volta Redonda na escala de 1:50.000 (disponível no site do IBGE), imagens do *Google Earth* e o programa ArcGIS 9.2.

A carta planialtimétrica foi baixada do portal do IBGE e as curvas de nível foram cotadas por meio do programa ArcInfo. Os dados foram gerados no formato *shapefile* (arquivo vetorial utilizado no pacote de programas ArcGis), no ArcMap, com projeção UTM (Universal Transverse Mercator). Os mapas gerados estão na escala 1:50.000.

As imagens foram georeferenciadas no programa ArcMap e sobrepostas à base cartográfica. Posteriormente, os pontos coletados com GPS foram georeferenciados sobre a base cartográfica, segundo procedimento descrito por Figueiredo et al. (2002). A delimitação dos núcleos de *C. urceolata* foi realizado por meio da ferramenta *sketch tool* do ArcMap.

2.4 Determinação dos fatores ambientais

As áreas nucleadas foram classificadas de acordo com os padrões de variação determinados para os seguintes fatores ambientais: a) feição do terreno: côncava, plana, convexa. b) posição relativa na toposequência: terço inferior, médio e superior (MARTINS et al., 2003). c) face de exposição: norte, nordeste, leste, sudeste, sul, sudoeste, oeste e noroeste (BONAN, 2002; MARQUES et al., 2004). d) classes de declividade (%): plana (0-3), suave ondulado (3-8), ondulado (8-20), forte ondulado (20-45), montanhoso (45-75), escarpado (> 75) (EMBRAPA, 2006) e e) classes de altitude: 384-431, 432-478, 479-525, 526-572, 573-619 e 620-665, definidas com base na divisão igualitária dos limites máximos e mínimos de altitude da área de estudo. Com base na carta planialtimétrica gerou-se o modelo digital de elevação (MDE), do qual foram derivados os mapas de face de exposição, declividade e feição do terreno.

As preferências ecológicas foram obtidas com base na análise de frequência de ocorrência dos núcleos de *C. urceolata*. Diferenças entre essas frequências foram analisadas através do teste de Qui-quadrado (ZAR, 1999). Para identificar os fatores ambientais que expliquem com maior expressão a distribuição da espécie, foi realizada a análise de componentes principais (PCA) (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998).

2.5 Espacialização das áreas com preferência ecológicas da *C. urceolata*

Para a definição de áreas de preferência da espécie, na bacia hidrográfica do rio Barra Mansa, foram gerados mapas temáticos de altitude, declividade, feição do terreno e faces de exposição, com auxílio da ferramenta *single output map algebra* do programa ArcGIS 9.2. Cada mapa foi constituído de áreas inaptas (ausentes de atributos preferenciais para estabelecimento da *C. urceolata*) e áreas preferenciais (contendo as classes dos fatores ambientais mais frequentemente colonizadas pela espécie). Ao final, os quatro mapas parciais foram somados, gerando um mapa geral de gradientes de preferência ecológica, composto por cinco classes de preferência: ótima, boa, regular, ruim e inapta, que correspondem às áreas contendo classes preferenciais de quatro, três, dois, um e nenhum dos fatores ambientais.

2.6 Aplicação do modelo na Bacia hidrográfica rio Cachimbal

As informações que constituíram o modelo de preferências ecológicas dos núcleos de *C. urceolata* na bacia hidrográfica do rio Barra Mansa foram simuladas para a Bacia Hidrográfica do ribeirão Cachimbal (trecho pertencente ao município de Pinheiral). Foram utilizadas as mesmas faixas dos fatores ambientais mais, frequentemente, colonizadas pela *C. urceolata* na bacia do rio Barra Mansa.

O mapa foi gerado com auxílio da base cartográfica planialtimétrica de Piraí, N. S^a Amparo e Volta Redonda na escala 1:50.000 (disponível no site do IBGE), processada no programa Arc GIS 9.2, conforme descrito no item 2.3.

3. RESULTADOS

Foram amostrados 26 núcleos de *Clidemia urceolata*, que correspondem a 7,9 ha dos 6.839 ha do trecho médio e inferior da bacia do rio Barra Mansa. A distribuição desses núcleos diferiu significativamente entre as classes da feição do terreno ($\chi^2 = 19,85$, gl = 4, $p < 0,01$; Figura IV. 2A), face de exposição ($\chi^2 = 32,46$, gl = 7, $p < 0,01$; Figura IV. 2C), declividade ($\chi^2 = 21,56$, gl = 5, $p < 0,01$; Figura IV. 2D) e altitude ($\chi^2 = 36,44$, gl = 5, $p < 0,01$; Figura IV. 2E). A maior frequência dos núcleos foi observada ocupando classes específicas desses fatores ambientais: 57,7% nas áreas de feição côncava do terreno, 88,5% nas áreas com face de exposição sudeste, sul e sudoeste, 73% nas áreas com declividade entre 8 e 45% e 88,5% nas áreas com altitude entre 432 a 525m. Não houve diferença significativas entre as classes de topossequência ($\chi^2 = 6,77$, gl = 5, $p > 0,05$; Figura IV. 2B). No entanto, foi possível observar uma tendência em maior frequência dos núcleos no terço médio e inferior da topossequência (65,4%).

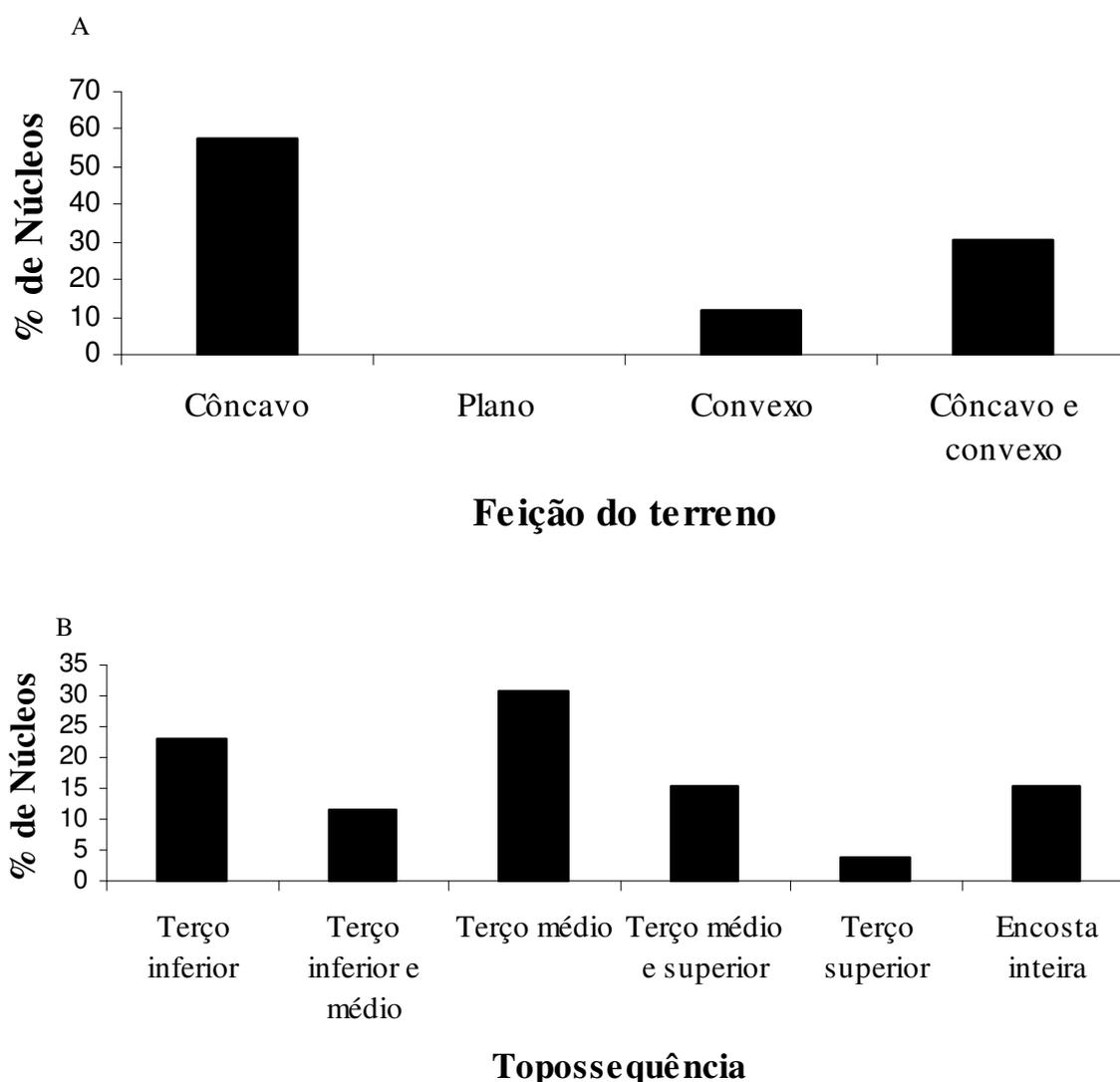


Figura IV.2: Variação da porcentagem de núcleos de *Clidemia urceolata* em relação à feição do terreno (A), topossequência (B), face de exposição (C), declividade (D) e altitude (E) na Bacia do rio Barra Mansa, RJ. (continua...).

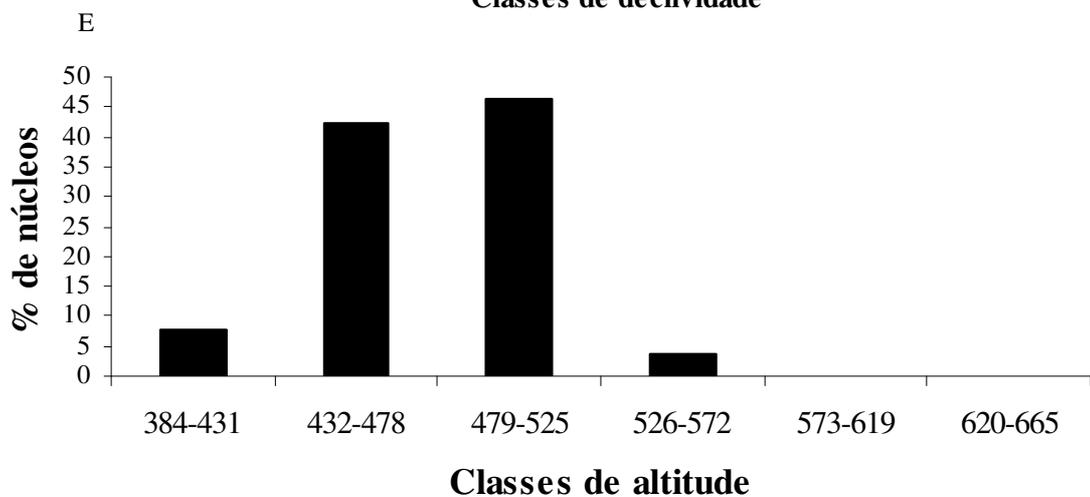
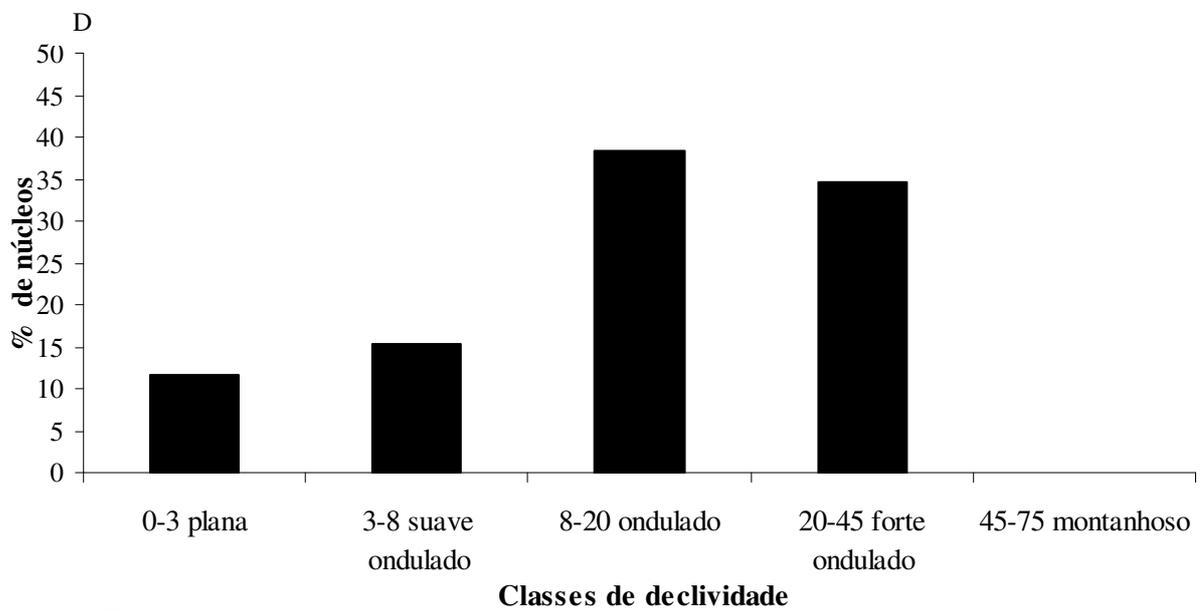
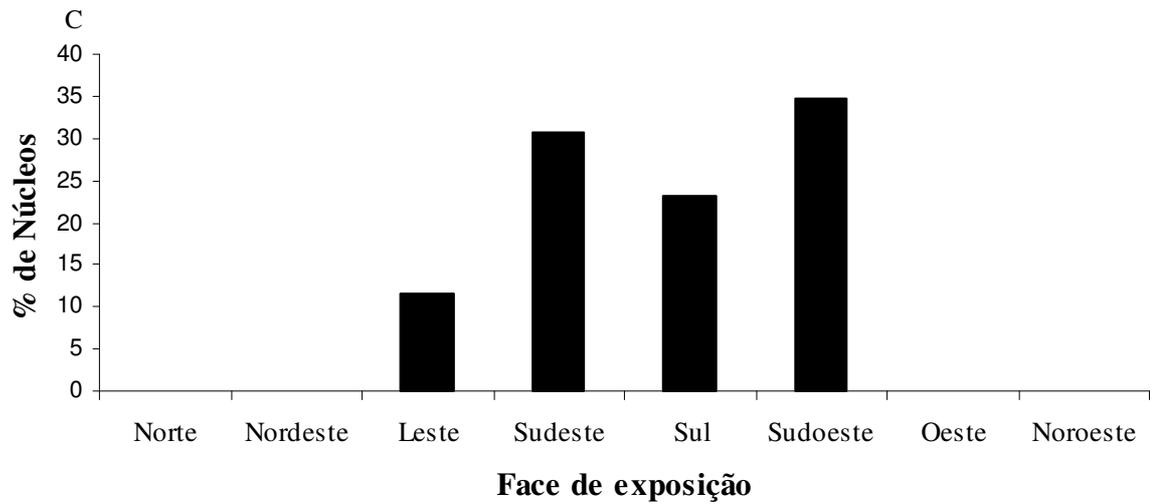


Figura IV.3: (continuação)Variação da porcentagem de núcleos de *Clidemia urceolata* em relação à feição do terreno (A), toposequencia (B), face de exposição (C), declividade (D) e altitude (E) na Bacia do rio Barra Mansa, RJ.

Os resultados mostraram que a bacia hidrográfica possui declividade que varia de 0 a 61% e altitude de 384 a 664 m, ou seja, possui áreas desde planas a montanhosas e uma variação altitudinal de 280 m (Anexo IV. 1 e IV. 2). Apresenta áreas distribuídas nas diferentes faces de exposição (norte, nordeste, leste, sudeste, sul, sudoeste, oeste e noroeste) e feições do terreno (côncava, plana, convexa) (Anexo IV. 3 e IV. 4). No entanto, dentre essas variações, os núcleos da espécie em estudo concentraram-se em faixas específicas como descrito acima.

A análise de componentes principais indicou que a maior parte da variação do componente 1 (primeiro eixo) foi explicada pela declividade (56,5%), seguidos pela feição do terreno (53,3%) e face de exposição (53,3%), enquanto o componente 2 (segundo eixo) foi melhor explicado pela altitude (71,9%) (Figura IV. 3).

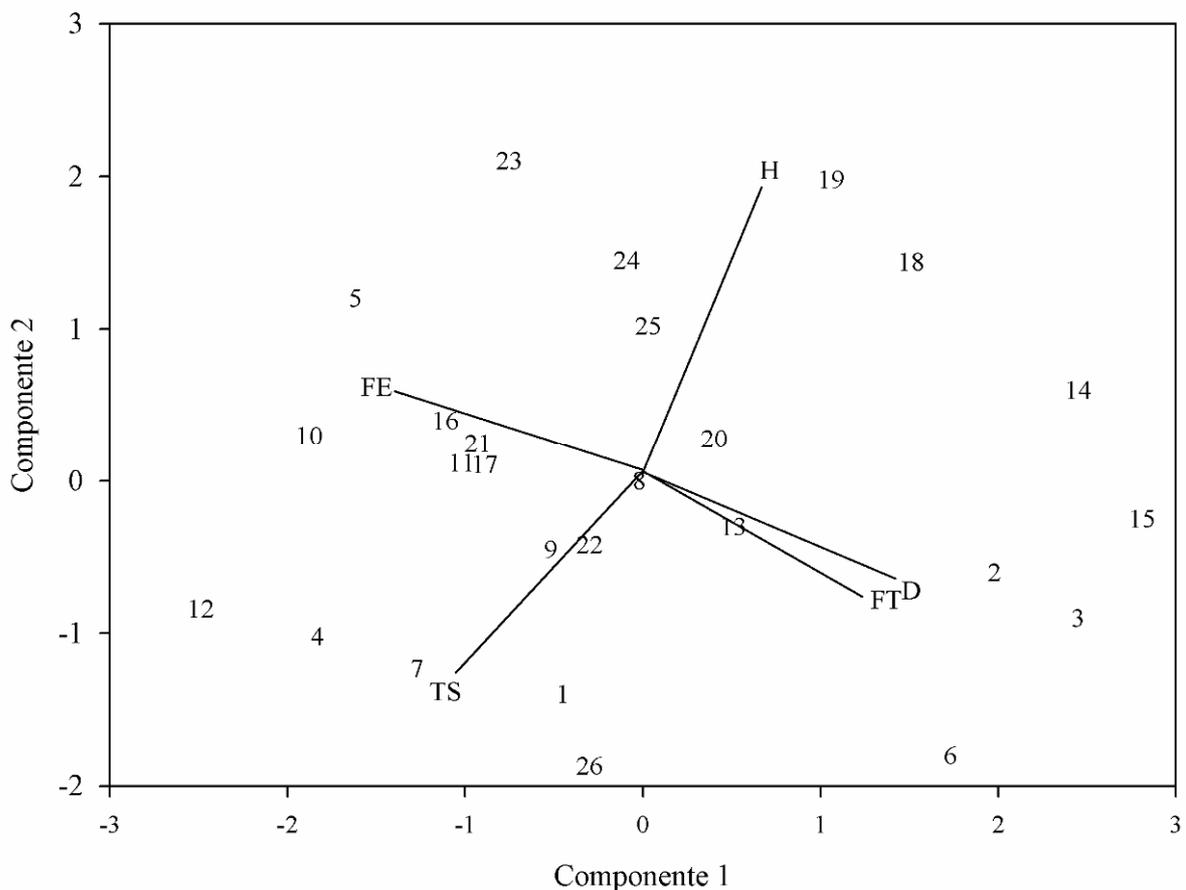


Figura IV.4: Diagrama de ordenação obtido pela análise dos componentes principais (PCA), dos 26 núcleos de *Clidemia urceolata* em relação à feição do terreno (FT), topossequência (TS), face de exposição (FE), declividade (D) e altitude (H) na Bacia do rio Barra Mansa, RJ.

O mapa de preferências ecológicas da *C. urceolata* para a bacia do rio Barra Mansa, gerado com base nas faixas dos fatores ambientais com maior frequência da espécie (1: feição côncava do terreno. 2: face de exposição sudeste, sul e sudoeste. 3: declividade de 8 a 45% e 4: altitude entre 432 a 525m) demonstrou que aproximadamente 30% da área dessa bacia hidrográfica encontram-se nas classes boa e ótima para o desenvolvimento da *C. urceolata*, ou seja, com presença das faixas preferenciais, pela espécie, de três e quatro fatores ambientais, respectivamente (Figura VI.4).

O mapa da bacia hidrográfica do ribeirão Cachimbal com as preferências ecológicas de *C. urceolata*, gerado a partir das mesmas faixas dos fatores ecológicos observados como

favoráveis ao estabelecimento dessa espécie na bacia do rio Barra Mansa, indicou que aproximadamente 22% da área classificam-se como boa e ótima para o desenvolvimento da espécie (Figura IV.5)

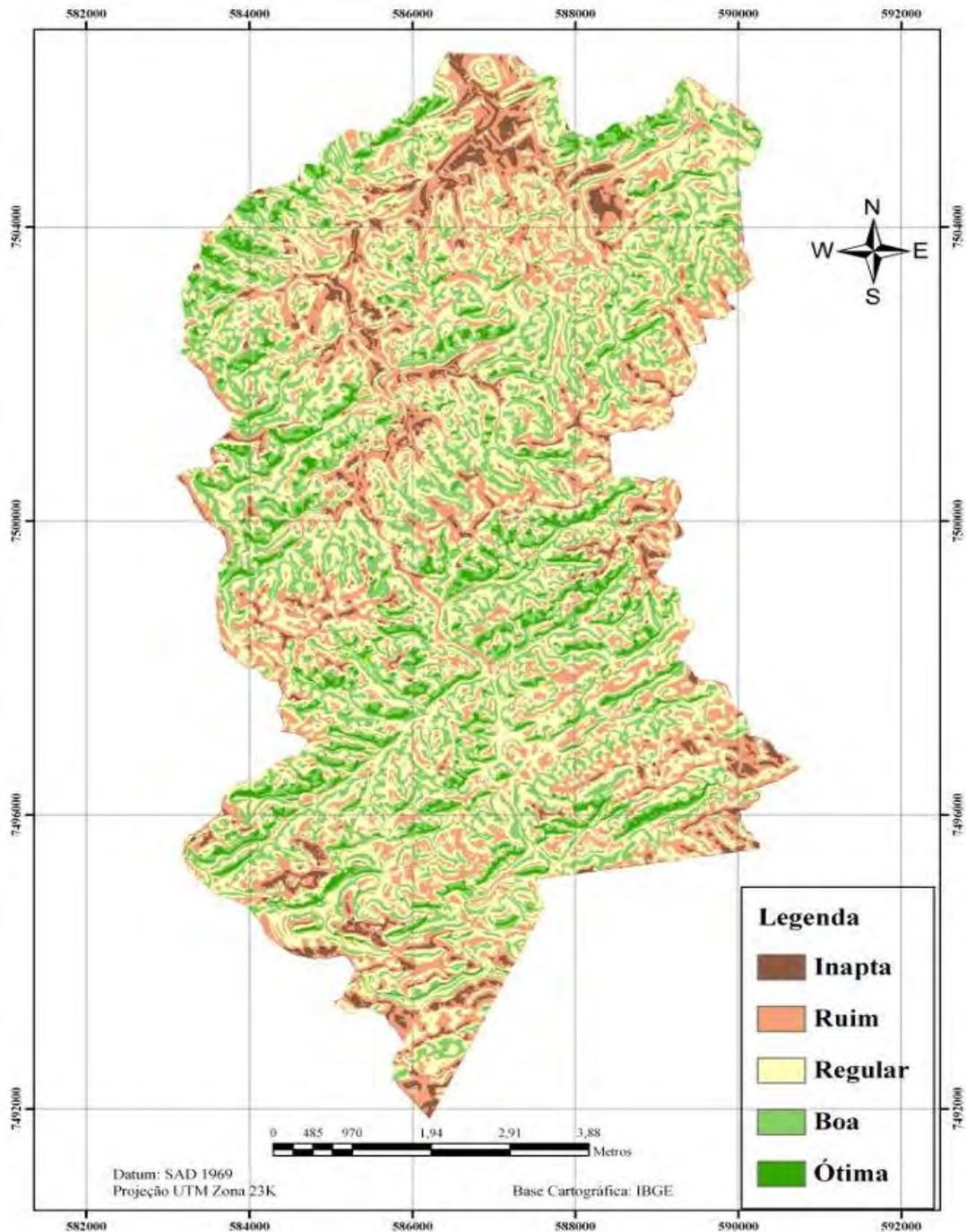


Figura IV.5: Áreas com preferências ecológicas para o desenvolvimento espontâneo da *Clidemia urceolata* na bacia hidrográfica do rio Barra Mansa, RJ.

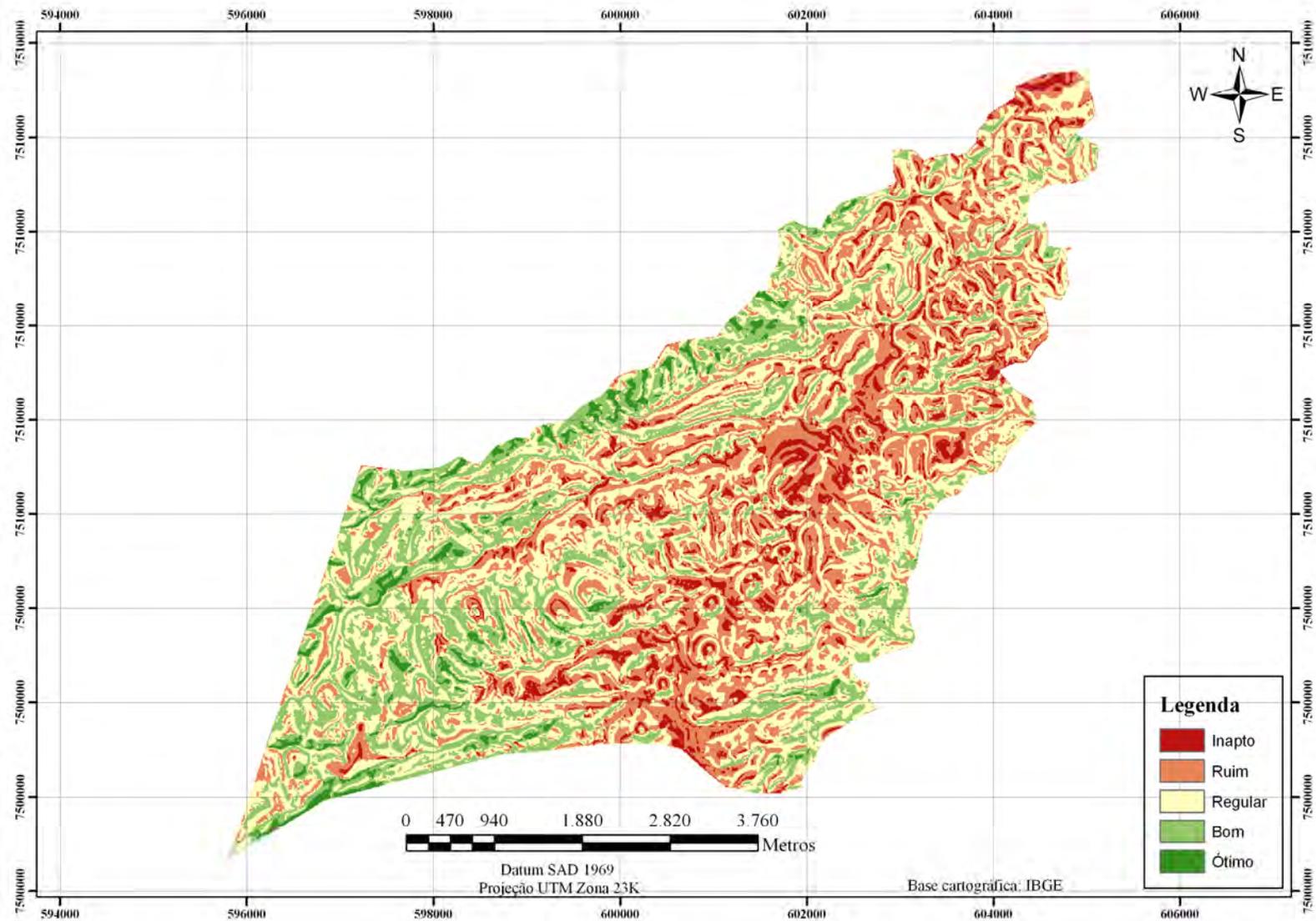


Figura IV.6: Áreas com preferências ecológicas de *Clidemia urceolata* na bacia do rio Cachimbal, Pinheiral-RJ.

4. DISCUSSÃO

A maior porcentagem dos núcleos de *C. urceolata* nas feições côncavas do terreno pode ser justificada pela presença de abrigos aos agentes climáticos, como as barreiras orográficas. Há também as combinações dos efeitos decorrentes da oferta diferenciada de recursos ambientais, conferidas pelas zonas de convergência do fluxo de água. Feições côncavas acumulam mais água, sedimentos, matéria orgânica e nutrientes (CARDOSO e SCHIAVIN, 2002), que facilitam o estabelecimento de plantas. Esses recursos, por sua vez, conferem certo grau de resiliência aos ecossistemas perturbados. Isso pode ser corroborado pelos estudos de Zaú (1994), que verificou o seguinte: na presença dos distúrbios antrópicos, as áreas florestadas possuíam tendência a persistir somente em zonas de convergência de fluxos de água. No movimento de água para as zonas côncavas, a matéria orgânica e sementes podem ser carreadas, acumulando-se nas depressões (CARDOSO e SCHIAVIN, 2002). Em ecossistemas pouco antropizados a retenção de água e disponibilidade de nutrientes são determinantes para definir o tipo de vegetação (ROSSI et al., 2005). Nos ecossistemas perturbados, esses recursos aumentam a resiliência e criam propriedades emergentes, que condicionam o resgate da biodiversidade.

Para o fator topossequência, os recursos ambientais estão relacionados aos seus padrões de variação, pois a hidrologia de vertentes influencia os tipos de solos e, conseqüentemente, a distribuição das espécies vegetais. Segundo a teoria de Milne (1936), nas áreas do terço inferior das encostas, o escoamento superficial é baixo e a infiltração é alta, o que favorece maior oferta hídrica nesse ambiente. Este fato é potencializado pela umidade e sedimentos provenientes dos terços médio e superior, que aumentam a profundidade e fertilidade dos solos no terço inferior das encostas. De acordo com Martins et al. (2003), solos de baixada são mais arenosos, férteis e menos ácidos, possuindo distribuição de espécies peculiares em ambientes de Mata Atlântica.

Em áreas perturbadas com relevos acidentados, o terço médio das encostas é a região de maior dinâmica de processos erosivos, onde as suas cicatrizes são as principais áreas colonizadas pela *C. urceolata*, possivelmente atribuído a maior oferta de umidade e nutrientes. Nesse contexto, destaca-se a relação existente entre os fatores feição do terreno e topossequência, que pode determinar a disponibilidade de recursos no ambiente, favorecendo o processo de colonização inicial de áreas perturbadas, além de possibilitar o avanço sucessional desse ecossistema.

As preferências ecológicas da *C. urceolata* por classes específicas do fator face de exposição, evidenciada pela maior porcentagem da espécie nas vertentes sudoeste, sul e sudeste (88,5%), podem ser atribuídas às diferentes condições ambientais ofertadas pela influência das vertentes. Esse fator é um aspecto relevante na determinação de áreas com maior oferta de recursos ambientais e resiliência (MARQUES et al., 2004). Em parte, isso se deve ao fato de as vertentes afetarem as perdas hídricas por transpiração e evaporação, devido a influência sobre a quantidade de radiação solar recebida (LIMA, 1986).

De acordo com Pereira et al. (2002), no hemisfério Sul, a trajetória leste-oeste do sol sofre uma declinação para o norte. Esse fato faz os raios solares tenderem a interceptar as superfícies voltadas para o norte e tangenciarem as voltadas para o sul (FERREIRA et al., 2005). Segundo o mesmo autor, tal efeito é mais pronunciado quanto mais movimentado for o relevo da área. O ângulo de incidência dos raios solares promove alterações na quantidade de calor transmitida (BONAN, 2002). Assim, as superfícies voltadas para o norte recebem mais energia que as voltadas para o sul, tendo maior evapotranspiração potencial e menor umidade.

Dessa forma, as vertentes leste e sul possuem menor influência destes fatores e, conseqüentemente, maior umidade, favorecendo o estabelecimento e desenvolvimento espontâneo de fragmentos florestais (MIRANDA e OLIVEIRA, 1983; OLIVEIRA et al., 1995).

No Município do Rio de Janeiro, as vertentes voltadas para leste e sul são mais úmidas, com vegetação ombrófila, enquanto as vertentes norte e nordeste apresentam vegetação com caducifolia (MARQUES et al., 2004; FREIRE, 2010). A diferença paisagística e florística entre as vertentes sugerem que a face de exposição contribui de forma distinta na capacidade do ecossistema reter água e, como resultado, contribui na formação e manutenção de fragmentos florestais.

Outro fator estritamente relacionado à face de exposição são os ventos úmidos. De acordo com alguns estudos, esses ventos proporcionam maior interceptação de umidade nas encostas a barlavento em relação às encostas a sotavento (MARQUES et al., 2004, BARBOZA, 2007). No litoral do Estado do Rio de Janeiro, as encostas voltadas para a vertente sudoeste, ou seja, perpendicular à entrada de ventos úmidos, interceptam mais umidade (BARBOZA, 2007). Isso propicia variações no ambiente, deixando as encostas a barlavento, no caso a sudoeste, mais úmidas e propícias à presença de fragmentos florestais (MIRANDA e OLIVEIRA, 1983; OLIVEIRA et al., 1995; MARQUES et al., 2004).

Essas evidências demonstram que a face de exposição possui grande influência sobre a umidade, através da ação dos raios solares e dos ventos. No presente estudo, as faces sudoeste, sul e sudeste podem ser as vertentes com maior oferta de recursos ambientais, em especial a maior oferta hídrica, que por sua vez pode estar favorecendo a colonização e formação dos núcleos de *C. urceolata*.

Conjuntamente à face de exposição, a declividade interfere de forma substancial na oferta hídrica, tendo relação com vários processos hidrológicos, tais como infiltração e escoamento superficial (LIMA, 1986), que em conjunto com outros fatores, resulta em gradientes de umidade no solo entre o topo e a base da vertente (CARDOSO e SCHIAVINI, 2002; GANDOLFI, 2004). Elevadas declividades aumentam a velocidade de escoamento superficial, o que reduz o período de infiltração. Nesse contexto, a atuação da ação do intemperismo químico causado pela água sobre as rochas é menor (LEPSCH, 2002). A lenta formação dos solos acrescida do elevado processo erosivo das encostas declivosas resulta em solos pouco desenvolvidos, que podem dificultar o estabelecimento de espécies vegetais em decorrência da dificuldade de enraizamento, baixa disponibilidade hídrica e de nutrientes. Essa carência de recursos pode estar dificultando o estabelecimento da *C. urceolata* em áreas muito declivosas (superiores a 45%). Outros estudos também identificaram a declividade como um fator limitante à ocorrência de diversas espécies florestais (CARDOSO e SCHIAVINI, 2002; MORENO, 2001).

A baixa frequência dos núcleos de *C. urceolata* nas áreas planas e suave onduladas (0-8%) pode estar relacionada à pressão e frequência de uso, uma vez que essas áreas possuem maior facilidade de acesso. Por outro lado, a ausência dos núcleos nas áreas com maior altitude (> 573m) pode ser atribuída à presença de fragmentos florestais, que impedem a entrada da *C. urceolata*, por criar condições micro-climáticas desfavoráveis ao estabelecimento da espécie, que necessita de locais abertos para colonizar.

Outro limitante a colonização da *C. urceolata* pode ser as condições macroclimáticas determinadas pela altitude. A variação altitudinal tem relação direta com a mudança da temperatura e precipitação (LIMA, 1986; BONAN, 2002). De acordo Wever e Clements (1980), com o aumento da altitude há redução da temperatura, o que resulta em restrição de habitat para algumas espécies. Isso pode ser comprovado pelo estudo de Blum e Roderjan

(2007), que avaliando um gradiente da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata no Paraná, constataram espécies que possuem preferência por uma faixa altitudinal, sendo limitada a essa área. Gomes et al. (2005), analisando a florística ao longo de um gradiente altitudinal, determinaram uma variação contínua na composição de espécies ao longo de 125 m de diferença de elevação. Isso demonstra que determinadas espécies são restritas a uma faixa de altitude. A *C. urceolata* pode ser uma dessas espécies. No entanto, são necessários estudos mais minuciosos que possam avaliar, com mais precisão, esse comportamento.

Em síntese, foi possível constatar que determinadas classes dos fatores ambientais analisados são prioritárias à colonização da *C. urceolata*. Segundo Cardoso e Schiavini (2002) o relevo, a luminosidade, a distribuição de nutrientes e a saturação de água do solo atuam sobre a distribuição das espécies, conferindo-lhes a oportunidade de predomínio. Esses diferentes gradientes determinados pela variação dos fatores ambientais podem estar restringindo áreas com diferentes graus de prioridades de ocupação da *C. urceolata*. No entanto, alguns desses fatores são mais relevantes nesse processo.

Os resultados da análise de componentes principais indicam que os fatores ambientais analisados que mais contribuíram para explicar a distribuição dos núcleos de *C. urceolata* foram: altitude, declividade, feição do terreno e face de exposição. O mapa de preferências ecológicas da *C. urceolata* gerado com base nesses fatores (Figura IV. 4), indica que aproximadamente 30% da área da bacia do rio Barra Mansa encontra-se nas classes boa e ótima para o desenvolvimento da *C. urceolata*, ou seja, que apresenta condições mais favoráveis para o estabelecimento dessa espécie, pois possui predominância das classes prioritárias dos fatores ambientais avaliados. Na bacia hidrográfica do ribeirão Cachimbal esse percentual é de 22% do trecho de Pinheiral, sendo importantes posteriores verificações nessa bacia, a fim de validar em campo o modelo de preferências ecológicas.

Essas informações retratam o potencial de início da restauração espontânea das bacias, considerando que a *C. urceolata* exerce o papel de colonizadora inicial e segundo dados do capítulo III, contribui com aporte de serrapilheira, podendo melhorar as condições de fertilidade e cobertura do solo, possibilitando o avanço da sucessão florestal (capítulo II), de acordo com o modelo de facilitação descrito por Connell e Slatyer (1977). Nesse modelo, as espécies pioneiras invadem lentamente um sítio disponível à colonização e facilitam o estabelecimento de outras, pois agem como atrativo/abrigo para os dispersores, melhoram as condições de fertilidade e cobertura do solo e fornecem condições ambientais adequadas a germinação (UHL, 1987).

5. CONCLUSÕES

Os núcleos de *Clidemia urceolata* mostraram-se mais frequentes nas áreas que correspondem à feição côncava do terreno, terço médio e inferior da topossequência, face de exposição sudeste, sul e sudoeste, declividade de 8 a 45% e altitude entre 432 a 525 m, evidenciando que há preferências ecológicas específicas para estabelecimento e colonização da espécie.

Dentre os fatores avaliados, a altitude, declividade, feição do terreno e face de exposição foram determinantes na formação, crescimento e distribuição dos núcleos.

O modelo de colonização espontânea, baseado em preferências ecológicas, tem potencial para ser implantado com indução da regeneração em 30% do trecho médio e inferior da bacia do rio Barra Mansa e 22% da bacia do ribeirão Cachimbal (pertencente a Pinheiral), constituindo uma forma alternativa de restauração ecológica de ecossistemas perturbados.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS

Em suma, verificou-se o elevado potencial de colonização da *Clidemia urceolata* nas pastagens perturbadas e abandonadas, no terço médio da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. Suas características de rusticidade constituem propriedades que permitem sua colonização, estabelecimento e formação de núcleos de vegetação, que constituem importantes catalisadores do desenvolvimento sucessional na região, possibilitando a reversão da tendência de degradação dos ecossistemas perturbados para a tendência de restauração.

O desenvolvimento dos núcleos de *C. urceolata* caracterizou diferentes fases de um longo estágio inicial de sucessão florestal após o abandono das pastagens perturbadas. A fase inicial indica a reversão da tendência de degradação e as fases mais evoluídas sugerem a consolidação dessa tendência. Esse processo decorre

das modificações bióticas e abióticas proporcionadas pelos seus núcleos. A biótica foi observada com o aumento da riqueza e densidade de indivíduos arbóreos de estágios sucessionais avançados, à proporção que as modificações abióticas consistem na melhoria das funções dos ecossistemas, tanto em nível de copa, serrapilheira e solo.

Com base nesses indicadores, os núcleos de *C. urceolata* consistem em uma forma de restauração florestal de ecossistemas perturbados, podendo ser aplicados por meio de nucleação. Esse modelo espontâneo pode ser iniciado com o plantio de *C. urceolata* em áreas cujos fatores ambientais sejam propícios ao seu desenvolvimento e/ou aperfeiçoado por meio do enriquecimento de espécies de grupos sucessionais avançados em áreas nas quais os núcleos já estão estabelecidos, de forma a acelerar a sucessão florestal.

O modelo apresenta vantagens de dispensar adubação complementar, combate a formigas e fitopatógenos, irrigação e práticas silviculturais, como por exemplo podas de condução, aceiro e coroamento de mudas, o que diminui o custo e aumenta a eficiência da restauração.

De maneira geral, as características funcionais observadas neste modelo estudado, a partir da *C. urceolata* no processo de sucessão ecológica, podem constituir elemento funcional diferencial para subsidiar a identificação de outras espécies com habilidades para facilitação da restauração em áreas perturbadas.

Outras pesquisas sobre o desenvolvimento e manejo da *C. urceolata* são fundamentais para a introdução dessa espécie em projetos de restauração florestal. Exemplo disso são as avaliações do potencial e do tempo de germinação, capacidade de reprodução vegetativa, desenvolvimento em viveiro e em campo.

Estudos sobre possíveis princípios ativos da *C. urceolata* estão em desenvolvimento, sendo uma opção para garantir a sustentabilidade econômica da restauração sustentável de ambientes perturbados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA-CORTEZ, J.S. Dispersão e banco de semente. In: FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F (Ed.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004, p. 225-235.
- ALVARENGA, A. A.; CASTRO, E.M.; LIMA JUNIOR, E.C.; MAGALHÃES, M.M. Effects of different light levels on the initial growth and photosynthesis of *Croton urucurana* Baill. In southeastern Brazil. **Revista Árvore**. v.27, n.1, p.53-57, 2003.
- ALVES, L.S.; HOLANDA, A.C; WANDERLEY, J.A.C.; SOUSA, J.S.; ALMEIDA, P.G. Regeneração natural em uma área de caatinga situada no município de Pombal-PB – Brasil. **Revista Verde**. v.5, n.2, p. 152-168, 2010.
- ANTONINI, R.D.; NUNES-FREITAS, A.F. Estrutura populacional e distribuição espacial de *Miconia prasina* D.C. (Melastomataceae) em duas áreas de Floresta Atlântica na Ilha Grande, RJ, Sudeste do Brasil. **Acta botânica brasílica**. v.18, n.3, p. 671-676, 2004.
- APG (Angiosperm Phylogeny Group) II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**. v.141, p. 399 – 436, 2003.
- ARAGÃO, L.E.O.C. **Efeito de clareiras ocasionadas pelo corte seletivo na decomposição foliar e no solo de uma mata de tabuleiro no Norte Fluminense, RJ**. 2000. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2000.
- ARAÚJO, M.M.; OLIVEIRA, F.A.; VIEIRA, I.C.G.; BARROS, P.L.C.; LIMA, C.A.T. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**. n.59, p.115-130, 2001.
- ARAÚJO, R.S.; PIÑA RODRIGUES, F.C.M.; MACHADO, M.R.; PEREIRA, M.G.; FRAZÃO, F.J. Aporte de serrapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. **Floresta e Ambiente**. v.12, n.2, p.15-21, 2006.
- ATTANASIO, C.M.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. **Adequação ambiental de propriedades rurais; recuperação de áreas degradadas; restauração de matas ciliares**. Piracicaba: EsalQ/LERF, 2006. 63p.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de floresta Atlântica Montana São Paulo, Brasil. **Rev. Brasil. Biol.** v.59, n.2, p. 319-328, 1999.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**. v.61, n.1, p.35-44, 2001.
- BARBOSA, J.H.C.; FARIA, S.M. Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**. v.57, n.3, p. 461-476, 2006.
- BARBOZA, R.S. **Caracterização das bacias aéreas e avaliação da chuva oculta nos contrafortes da serra do Mar – RJ**. 2007. 56f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Universidade Federal do Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2007.

BAYER, C.; MIELNICZUC, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008, p.7-18.

BAYLÃO JUNIOR, H.F. **Levantamento de espécies com vocação para facilitar processos de restauração espontânea de ecossistemas perturbados na vertente atlântica da Serra do Mar, Pirai – RJ**. 2010. 89f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2010.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4 ed. Porto Alegre: Artmed, 2007, 740p.

BIANCHINI, E.; PIMENTA, J.A.; SANTOS, FLAVIO, A.M. Spatial and Temporal Variation in the Canopy Cover in a Tropical Semi-Deciduous Forest. **Braslian Archives of Biology and Technology**. v. 44, n. 3, p. 269 – 276, 2001.

BISPO, P.C.; VALERIANO, M.M.; KUPLICH, T.M. Variáveis geomorfológicas locais e sua relação com a vegetação da região do interflúvio Madeira-Purus (AM-RO). **Acta Amazônica**. v.39, n.1, 2009.

BLUM, C.T.; RODERJAN, C.V. Espécies Indicadoras em um Gradiente da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, n.2, p.873-875, 2007.

BONAN, G.B. **Ecological climatology: concepts and applications**. New York: Cambridge, 2002. 678p.

BORÉM, R.A.T.; RAMOS, D.P. Variação estacional e topográfica de Nutrientes na serapilheira de um Fragmento de mata atlântica. **Revista Cerne**. v.8, n.2, p.42-59, 2002.

BORGHETTI, F. Dormência Enbrionária. In: FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F (Ed.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 109-123.

BRADSHAW, A.D. Reclamation of lands and ecology of ecosystems. In: JORDAN III; GILPIN, M.E.; ABER, J.D. (Ed.) **Restoration ecology: a synthetic approach to ecological reaserch**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. p.53-71.

BRAGA, A.J.T.; GRIFFITH, J.J.; PAIVA, H.N.; MEIRA NETO, J.A.A. Composição do banco de sementes de uma Floresta Semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**. v.32, n.6, p.1089-1098, 2008.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Uma visão ecossistêmica do processo de Restauração ecológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Eds.) **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, 2009. p. 78-85.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**. v.15, n.1, p. 40-42, 1965.

BUSCHBACHER, R.; UHL, C.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in Eastern Amazônia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation. **Journal of Ecology**. v. 76, p.682-699, 1988.

CAIRNS JÚNIOR, J.; HECKMAN, J.R. Restoration ecology: the state of an emerging field. **Restoration Ecology**, v.21, p. 167 – 189, 1996.

- CALDAS, A. J. S.; MELO, A. L.; BARBOZA, R. S.; VALCARCEL, R. Análise da evolução e tendências legais relacionadas a gestão dos recursos hídrico da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. **Série Técnica Floresta e Ambiente**. p.1-14, 2006.
- CALVI, G.P.; PEREIRA, M.G.; ESPÍNDULA JÚNIOR, A. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes em áreas de Floresta Atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. **Ciência Florestal**. v.19, n. 2, p. 131-138, 2009.
- CAMPOS, R.P. **Espécies lenhosas pioneiras apresentam diferentes potenciais de facilitação da regeneração natural em pastagens abandonadas?** 2010. 39p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Setor de Ciências Ambientais. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.
- CANDIDO, C.P. **A família Melastomataceae na Serra do Cabral-MG: Tribos Melastomeae, Merianieae e Miconieae**. 2005. 88p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas, SP, 2005.
- CANELLAS, L.P.; MENDONÇA, E.S.; DOBBS, L.B.; BALDOTO, M.A.; VELLOSO, A.C.X.; SANTOS, G.A.; AMARAL SOBRINHO, N.M.B. Reações da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008, p.45-63.
- CARDOSO, C.A.; DIAS, H.C.T.; SOARES, C.P.B.; MARTINS, S.V. Caracterização morfométrica da bacia do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**. v.30, n.2, Viçosa, 2006.
- CARDOSO, E.; SCHIAVINI, I. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG). **Revista Brasileira de Botânica**. v.25, n.3, p.277-289, 2002.
- CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A. P. M.; SILVA, V. P. (Ed.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 27 – 45.
- CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T.; BRAGA, J.M.A. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). **Revista Árvore**, v.31, n.4. Viçosa – MG. p.717-730, 2007.
- CARVALHO, P.E.R. Técnicas de recuperação e manejo de áreas degradadas. In: Galvão, A.P. M. (Org.). **Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais: um guia para ações municipais e regionais**. Brasília: Embrapa, 2000. p. 251-268.
- CASTELLANI, T.T.; STUBBLEBINE, W.H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**. v.16, n.2, p.181-302, 1993.
- CASTRO, C.M.; MELLO, E.V.; PEIXOTO, M.N.O. Tipologia de processos erosivos canalizados e escorregamentos – proposta para avaliação de riscos geomorfológicos urbanos em Barra Mansa (RJ). **Anuário do Instituto de Geociências**. v.25, p. 11-24, 2002.
- CEIVAP- Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos. In: **Plano da bacia do Rio Paraíba do Sul**. V.1-8. Fundação Coppetec. UFRJ. Agência Nacional das Águas (ANA). 2002, 1200p. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/planobacia.htm>. Acesso em: 10 junho de 2008.

CEIVAP- Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Relatório de situação: Bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. 2011, 125p. Disponível em: http://www.ceivap.org.br/gestao_2.php. Acesso em: 15 de janeiro de 2012.

CHAZDON, R.L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**. v.320, p.1458-1460, 2008.

CHAZDON, R.L.; FINEGAN, B.; CAPERS, R.S.; SALGADO-NEGRET, B.; CASANOVES, F.; BOUKILI, V.; NORDEN, N. Composition and Dynamics of Functional Groups of Trees During Tropical Forest Succession in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**. v. 42, n. 1, p. 31–40, 2010.

CLAUSING, G.; RENNER, S.S. Molecular Phylogenetics of Melastomataceae and Memecylaceae: implications for character evolution. **American Journal of Botany**. v. 88, n.3, p.486-498, 2001.

COLWELL R.K. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0, 2005. Disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>. Acesso em: 07 de maio de 2010.

CONAMA. **Resolução 006 de 4 de maio de 1994**, Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/conama/legiano1.cfm>. Acesso em: 15 março 2009.

CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v.111, n.982, p.1119-1144, 1977.

COPPE-UFRJ. **Projeto preparatório para o gerenciamento dos recursos hídricos do Paraíba do Sul: Projeto-piloto de controle de erosão em Barra Mansa (RJ)**. Rio de Janeiro. 2000. 27p. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br>. Acesso em: 14 de junho de 2005.

CORREIA, M.E.F.; ANDRADE, A.G. Formação de serrapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008, p.137-158.

CORTINES, E.; VALCARCEL, R. Influence of pioneer-species combinations on restoration of disturbed ecosystems in the Atlantic Forest, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Árvore**, v.33, n.5, p.927-936, 2009.

COSTALONGA, S.R.; REIS, G.G.; REIS, M.G.F.; SILVA, A.F.; BORGES, E.E.L.; GUIMARÃES, F.P. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **Floresta**. v.36, n. 2, p.239-250, 2006.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**. v.387, n.15, p.253-260, 1997.

CUNHA, G.C. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em diferentes fases sucessionais de uma floresta estacional do Rio Grande do Sul**. Piracicaba. 1997. 86f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

CURTIS, J.T.; MCINTOSH, R.P. An upland forest continuum region of Wisconsin. **Ecology**. v.32. n.3, p.476 - 496, 1951.

- DAN, M.L.; BRAGA, J.M.A.; NASCIMENTO, M.T. Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de floresta estacional semidecidual na bacia hidrográfica do rio São Domingos, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**. v. 61, n. 4, p. 749-766. 2010.
- DAVIDSON, E.A.; CARVALHO, C.J.R.; FIGUEIRA, M.; YSHIDA, F.Y.; VIEIRA, I.; MARTINELLI, L.A. Recuperation in nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. **Nature**. v. 447, p.995-996, 2007.
- DREW, D. O homem e o ambiente: introdução. In: **Processos interativos homem-meioambiente**. 6 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005. p. 1 – 42.
- DRUMMOND, J.A. **Devastação e preservação ambiental no Rio de Janeiro**. Niterói: EDUFF, 1997, 306p.
- EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1997, 212p.
- EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2006. 306p.
- ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. Definindo restauração ecológica; tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y. OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p.1 – 26.
- ERIKSSON, O. Seedlings recruitment in deciduous Forest herbs: the effects of litter, soil chemistry and seed bank. **Flora**. v.190, p.65-70, 1995.
- EWEL, J.J. Litter fall and leaf decomposition in a Tropical forest succession in Eastern Guatemala. **Journal of Ecology**. v.64, n1. p.293-308, 1976.
- FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas cerrado e pantanal**. Brasília, DF: UnB, 2005. 55 p.
- FERNANDES, M.M.; PEREIRA, M.G.; MAGALHÃES, L.M.S.; CRUZ, A.R.; GIÁCOMO, R.G. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Beth.) e andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.), na Flona Mário Xavier, RJ. **Ciência Florestal**. v.16, n.2, p.163-165, 2006.
- FERREIRA, F.P.; AZEVEDO, A.C.; WAPPLER, D.; KANIESKI, A.J.; GIRELLI, D.; PEDROTTI, J. Exposição solar e propriedades do solo em Santa Maria – RS. **Revista Brasileira de Agrociência**. v.11, n. 3, p.377-381, 2005.
- FERREIRA, W.C.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C.; FARIA, J.M.R. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**. v.31, n.1, p.177-185, 2007.
- FIGUEIREDO, A.O.T; MADRUGA, P.R.A.; PEREIRA, R.S. Geoprocementario aplicado al analisis del uso de la tierra em el município de San Piedro de Ycuanadyyú, Paraguai. **Ciência Florestal**. v.12, n.2, p.177-185, 2002.
- FINOTTI, R.; FREITAS, S.R.; CERQUEIRA, R.; VIEIRA, M.V. A Method to determine the minimum number of litter traps in litterfall studies. **Biotropica**. v.35, n.3, p.419–421, 2003.
- FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M; ELQVIST, T.; GUNDERSON, L; HOLLING, C.S. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v.35, p.557-581, 2004.

FRANCÊS, H.J.; VALCARCEL, R. Medidas físico-biológicas de recuperação de áreas degradadas: almofadas. In: CBICCA, XIV. **Anais...**, UFV. Viçosa, MG (11- 17/12/1994). p.67. CDD.18 ed. 630.72

FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C.; DIAS, L.E.; FARIA, S.M. Use of nodulated and micorrhizal legume trees of revegetation of residues from bauxite mining. In: INTERNATIONAL SIMPOSIUM ON SUSTAINABLE AGRICULTURE FOR THE TROPICS - the role of biological nitrogen fixation, 1995, Angra dos Reis. **Anais...** Rio de Janeiro: Embrapa- CNPAB;UFRRJ; The Brazilian Academy of Sciences, 1995. p.80-81.

FRANCO, B.K.S. **Análise da regeneração natural e do banco de sementes em um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, MG.** 2005. 66f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Departamento de Engenharia Florestal. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

FREIRE, J.M. **Fitossociologia e estrutura do componente arbóreo de um remanescente de floresta urbana no Maciço da Pedra Branca, Rio de Janeiro-RJ.** 2010. 127f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2010.

FROUFE, L.C.M. **Decomposição de folhas de plantios de eucalipto e pupunha e em um fragmento da mata atlântica, no Norte Fluminense.** 2003. 142p. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) –Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, Campos dos Goytacazes, RJ, 2003.

Fundação COPPETEC. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul.** Disponível em <http://www.cnae.ibge.gov.br/>. Acesso em 02 de dezembro. 2011.

GANDOLFI, S.. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (SP, Brasil). **Revista Árvore.** v.28, n.3, 2004.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H. DE F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia.** v.55, n.4, p.753-767, 1995.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. Theoretical bases of the forest ecological restoration. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) **High diversity forest restoration in degraded areas.** New York: Nova Science Publishers, Inc. 2007, p. 27-60.

GARAY, I.; KINDEL, A.; CARNEIRO, R. FRANCO, A.A.; BARROS, E. ABBADIE, L. Comparação da matéria orgânica e de outros atributos do solo entre plantações de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo.** v.27, p.705-712. 2003.

GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M.A.;PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (eds.). **Ecology of soil seed banks.** San Diego: Academic Press, 1989. p.149-209.

GASPARINO, D.; MALAVASI, U.C.; MALAVASI, M.M.; SOUZA, I. Quantificação do banco de sementes sob diferentes usos do solo em área de domínio ciliar. **Revista Árvore.** v.30, n.1, p.1-9, 2006.

GIEHL, E.L.H.; BUDKE, J.C.; ATHAYDE, E.A. Distribuição espacial de espécies arbóreas em uma floresta estacional em Santa Maria, Sul do Brasil. **Pesquisas Botânica.** n.58, p.215-226, 2007.

- GLEASON, H.A The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**. v.53, p.7-26, 1926.
- GLENN-LEWIN, D.C.; PEET, R.K.; VEBLEN, T.T. **Plant Succession: theory and prediction**. London: Chapman & Hall. 352p. 1992.
- GOLDENBERG, R.; REGINATO, M. Sinopse da família Melastomataceae na Estação Biológica de Santa Lúcia, Santa Teresa, Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**. n. 20, p.33-58, 2006.
- GOLDENBERG, R.; SOUZA, C.M.F.; DEQUECH, H.B. *Clidemia*, *Óssea* e *Pleiochiton* (Melastomataceae) no estado do Paraná, Brasil. **Hoehnea**, v.32, n.3, p.453-466, 2005.
- GOLLEY, F.B. **Tropical rain forest ecosystems: structure and function**. Amsterdam: Elsevier, 1983. 392p.
- GOMES, E.P.C.; FISCH, S.T.V.; MANTOVANI, W. Estrutura e composição do componente arbóreo na Reserva Ecológica do Trabiju, Pindamonhangaba, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**. v.19, n.3, p.451-464, 2005.
- GONÇALVES, J.L.M.; NOGUEIRA Jr., L.R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P.Y. OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 111- 163.
- GOTELLI N.J.; COLWELL R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letter**. v.4, p.379-391, 2001.
- GRISCOM, H.P.; GRISCOM, B.W.; ASHTON, M.S. Forest Regeneration from Pasture in the Dry Tropics of Panama: Effects of Cattle, Exotic Grass, and Forested Riparia. **Restoration Ecology**. v.17, n.1, p. 117–126, 2009.
- GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary Forest successiona: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**. v.148, p.185-206, 2001.
- GUILHERME, F.A.G. Efeito da cobertura de dossel na densidade e estatura de gramíneas e da regeneração natural de plantas lenhosas em mata de galeria, Brasília-DF. **Cerne**. v.6, n.1, p.60-67, 2000.
- GUNDERSON, L.H. Ecological resilience – in Theory and application. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** v.31. p. 425-439, 2000.
- HAY, J.D, LACERDA, L.D.; TAN, A. L. Soil-cation increase in a tropical sand dune ecosystem due to a terrestrial bromeliad. **Ecology**, v.62, p. 1392-1395, 1981.
- HECTOR, A., BEALE, A.J., MINNS, A., OTWAY, S.J., LAWTON, J.H. Consequences of the reduction of plant diversity for litter decomposition: effects through litter quality and microenvironment. **Oikos**. v.90, p.357-371, 2000.
- HERMAM, J.; MOORHEAD, D.; BERG, B. The relationship between rates of lignin and cellulose decay in aboveground forest litter. **Soil Biology & Biochemistry**. v.40, p. 2620-2626, 2008.
- HERNANDES, J.L.; JÚNIOR, M.J.P.; BARDIN, L. Variação estacional da radiação solar em ambientes exteriores e no interior de floresta semidescídua. **Revista Árvore**. v.28, n.2, p. 167-172, 2004.

- HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H. V.; SAMUELS, I. A. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. **Restoration Ecology**. v.8, n.4, p. 339–349, 2000.
- HOPKINS, M.S.; GRAHAM, A.W. The species composition of soil seed banks beneath lowland tropical rainforest in north Queensland, Australia. **Biotropica**. v.15, n.2, p. 90-99, 1983.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Normais Climatológicas (1961-1990)**. Brasília: SPI/EMBRAPA, 1992. 84p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recurso Naturais e Estudos Ambientais, 1992. 124p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Classificação Nacional de Atividades Econômicas – CNAE. 2.0. Disponível em <http://www.cnae.ibge.gov.br/> . Acesso em 20 jul. 2011.
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology**. v. 78, n. 7, p. 1946-1957, 1997.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Resultados do programa de restauração com espécies arbóreas nativas do convênio ESALQ/USP e CESP. In: GALVÃO, A. P. M.; SILVA, V. P. (Ed.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 47 – 58.
- KINDEL, A.; GARAY, I. Caracterização de ecossistemas da Mata Atlântica de Tabuleiro por meio das formas de húmus. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v. 25, p. 551-563, 2001.
- KLEIN, R.M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**. v.32, p. 165-389, 1980.
- KÖNIG, F.G.; SCHUMACHER, M.V.; BRUN, E.J.; SELING, I. Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa Floresta Estacional Decidual no Município de Santa Maria-RS. **Revista Árvore**. v.26, n.4, p.429-435, 2002.
- LAMB, D. et al. Rejoining habitat remnants: Restoring degraded rainforest lands. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants**. Chicago: The University of Chicago, 1997. p.366-385.
- LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTA, J.A. Restoration of degraded tropical Forest landscapes. **Science**. v.310, p. 1628-1632, 2005.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2004. 531p.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Amsterdam: Elsevier Science B.Vol., 1998. 853p.
- LEITÃO FILHO, H.F.; PAGANO, S.N.; CESAR, O.; TIMONI, J.L.; RUEDA, J.J. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)**. São Paulo: Ed. UNESP-UNICAMP, 184p. 1993.
- LEITE, E.C.; RODRIGUES, R.R. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de floresta Estacional no Sudeste do Brasil. **Revista Árvore**. v.32, n.3, p.583-595, 2008.
- LEMMON, P. E. A new instrument for measuring forest overstory density. **Journal of Forestry**. v.55, n.9, p.667-668, 1957.

LEMOS, R.C; SANTOS, W.D. **Manual de descrição e coleta de solos no campo**. Campinas: SBCS/SNLCS. 1982. 46p.

LEPSCH, I.F. **Formação e Conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de textos, 2002.178p.

LESSA, L.G.; COSTA, F.N. Food habits and seed dispersal by *Thrichomys apereoides* (Rodentia: Echimyidae) in a brazilian Cerrado Reserve. **Mastozoología Neotropical**. 2009. Disponível em: <<http://www.sbmz.org/arquivos/socios/Habitosalimentares/habitosalimentares01.pdf>>.

LEVEY, D.J. Habitat-dependent fruiting behaviour of an understory tree, *Miconia centrodesma*, and tropical treefall gaps as keystone habitats for frugivores in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**. v.6, p. 409-420, 1990.

LIMA JR., E. C.; ALVARENGA, A.A.; CASTRO, E.M.; VIEIRA, C.V; BARBOSA, J.P.R.A.D. Aspectos fisioanatômicos de plantas jovens de *Cupania vernalis* Camb. submetidas a diferentes níveis de sombreamento. **Revista Árvore**, v.30, n.1, p.33-41, 2006.

LIMA, W.P. **Princípios de Hidrologia Florestal para o manejo de Bacias Hidrográficas**. São Paulo: USP, 1986. 242p.

LISANERWORK, N., MICHELSEN, A. Litterfall and nutrient release by decomposition in three plantations compared with a natural forest in the Ethiopian highland. **Forest Ecology and Management**. v. 65, p.149-164. 1994.

LONGHI, S.J.; BRENA, D.A.; RIBEIRO, S.B.; GRACIOLI, C.R.; LONGHI, R.V. & MASTELLA, T. Fatores ecológicos determinantes na ocorrência de *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii*, na Floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Rural**. v.40, n.1, 2010.

LOPES, B M.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Potencial alelopático de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth sobre sementes de *Tabebuia alba* (Cham.) Sandw, Rio de Janeiro - RJ, **Floresta e Ambiente**, v.4, p.30-41, 1997.

LOPES. M.I.S.; DOMIGOS, M.; VUONO, Y.S. Ciclagem de nutrientes minerais. In: **Manual metodológico para estudos botânicos na Mata Atlântica**. Seropédica: EDUR, 2002. 121p.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**, vol.1. 5.ed. São Paulo: Instituto Plantarum, 2008. 384p.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**, vol. 2. 3.ed. São Paulo: Instituto Plantarum, 2009. 384p.

LUIZÃO, F.J. SCHUBART, H.O.R. Produção e decomposição de liteira em Floresta de Terra Firme da Amazônia Central. **Acta Limnológica Brasiliensia** v.1, p. 575-600, 1986.

MACHADO, R.M.; PIÑA RODRIGUES, F.C.M.; PEREIRA, M.G. Produção de serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. **Revista Árvore**. v.32, n.1, p.143-151, 2008.

MANTOVANI, W. **Análise florística e fitossociológica do estrato herbáceo-subarbusivo do cerrado na reserva biológica de Mogi Guaçu e em Itirapina, SP**. 1987. 166 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1987.

MARQUES, O.; TIENNE, L.; CORTINES, E.; VALCARCEL, R. Atributos ambientais definidores de presença de fragmentos florestais de Mata Atlântica em microbacias instáveis. EDUR. **Revista Universidade Rural Série Ciências da Vida**. v.24, n. 2, p.145-150, 2005.

- MARQUIS, R.J.; YOUNG, H.J.; BRAKER, H.E. The influence of understory vegetation cover on germination and seedling establishment in a tropical lowland wet forest. **Biotropica**. v.18, n.4, p.273-278, Dec. 1986.
- MARTINS, F.R **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas. 1993. 246p
- MARTINS, S.V.; RIBEIRO, G.A. SILVA JUNIOR, W.M.; NAPPO, M.E. Regeneração pós-fogo em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal**. v.12, n. 1, p. 11-19, 2002.
- MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Produção de serrapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**. v.22, n.3, p.405-412, 1999.
- MARTINS, S.V.; SILVA, N.R.S.; SOUZA, A.L.; NETO, J.A.A.M. Distribuição de espécies arbóreas em um gradiente topográfico de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. **Scientia Forestalis**, n.64, p.172-181, 2003.
- MATEUS, F.A.; MIRANDA, C.C.; FIGUEIREDO, P.H.A.; VALCARCEL, R. Avaliação da capacidade de retenção de umidade na serrapilheira acumulada de ambientes em restauração espontânea, Pinheiral – RJ. In: X CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. **Anais...** São Lourenço-MG, 2011.
- MATSUMOTO, K. **A família Melastomataceae Juss. nas formações campestres do município de Carrancas, Minas Gerais**. 1999. 91p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, SP, 1999.
- MATTEUCCI, S.D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación**. Washington: Secretaria General de la OEA, 1982. 169 p.
- McCUNE B.; GRACE J.B. **Analysis of Ecological Communities**. Oregon, USA,; Glenden Beach, 2002, 299p.
- MCCUNE B.; MEFFORD M.J. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, version 5. MjM Software Design* Glenden Beach, Oregon, USA, 1999.
- MCKEE, K.L.; FAULKNER, P.L. Restoration of biogeochemical function in mangrove forests. **Restoration Ecology**. v.8, n.3, p.247-259, 2000.
- MEIRA-NETO, J.A.A.; MARTINS, F.R. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da Mata da Silvicultura, uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa – MG. **Revista Árvore**. v.27, n.4, p.459-471, 2003.
- MELLO, T.F. **Estrutura da vegetação, cobertura florestal e preferências de uso da paisagem associadas a vertentes: as quase-florestas de São Luiz de Paraitinga (SP)**. 2009. 86p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.
- MENEZES, C.E.G. **Diagnóstico de degradação do solo em função da topografia e cobertura vegetal no município de Pinheiral**. 1999. 186f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- MENEZES, C.E.G. **Integridade de paisagem, manejo e atributos do solo no Médio Vale do Paraíba do Sul, Pinheiral-RJ**. 2008. 164f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2008.

- MENEZES, C.E.G.; CORREIA, M.E.F., PEREIRA, M.G.; BATISTA, I.; RODRIGUES, K.M., COUTO, W.H.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, I.P. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de Floresta Estacional Semidecidual e pastagem mista em Pinheiral (RJ). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 33, p.1647-1656, 2009.
- MENEZES, C.E.G.; CORREIA, M.E.F.; ANJOS, L.H.C.; PAULA, R.R.; SOUZA, M.E. Aporte e decomposição da serapilheira e produção de biomassa radicular em florestas com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**. v.20, n. 3, p. 439-452, 2010.
- MICHELANGELI, F.A., REGINATO, M. *Clidemia*. In: Lista de espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2010. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/FB009452>. Acesso: em julho de 2011.
- MIELNICZUK, J. Matéria Orgânica e a Sustentabilidade de Sistemas Agrícolas. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008.
- MILNE, G. Normal erosion as a factors in soil profile development. **Nature**. v.138, p. 548-549, 1936.
- MIRANDA, C.C. COUTO, W.H.; VALCARCEL, R., NUNES-FREITAS, A.F.; FRANCELINO, M.R. Avaliação das preferências ecológicas de *Clidemia urceolata* DC. em ecossistemas perturbados. **Revista Árvore**, v.35, n.5, p. 1135-1144, 2011.
- MIRANDA, C.C.; CANELLAS, L.P; NASCIMENTO, M.T. Caracterização da matéria orgânica do solo em fragmentos florestais de Mata Atlântica e em plantios abandonados de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p.905-916, 2007.
- MIRANDA, C.C.; VIEIRA, A.L.M.; BIANQUINI, L.A. GONÇALVES, I.I.; NUNES-FREITAS, A.F. PIRES' A.S. Comparação da estrutura etária de *Piper mollicomun* Kunth entre a borda e o interior de um trecho de Mata Atlântica na Ilha da Marambaia, RJ. In: IX CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. **Anais...** São Lourenço-MG, 2009.
- MIRANDA, E.L.F.; OLIVEIRA, R.R. Orquídeas rupícolas do Morro do Pão de Açúcar, Rio de Janeiro. **Atas da Sociedade de Botânica do Brasil**, Seção RJ. v.1, n.18, p.99-105, 1983.
- MIRANDA, J.C. Sucessão ecológica: conceitos, modelos e perspectivas. **Revista Saúde e Biol**. v. 4, n. 1, p.31-37, 2009.
- MIRITI, M.N. Regeneração florestal em pastagens abandonadas na Amazônia central: competição, predação e dispersão de sementes. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P (Ed.). **Florestas Amazônicas: Dinâmica, Regeneração e Manejo**. Manaus: Instituto Nacional de pesquisas da Amazônia, 1998. p.179-190.
- MITCHELL, R.J.; AULD, M.H.D.; LE DUC, M.G.; MARRS, R.H. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**. v.3, n.2, p. 142-160, 2000.
- MONACO M.L.; MESQUITA, R.C.G.; WILLIAMSON, B Banco de sementes de uma floresta secundária amazônica dominada por *Vismia*. **Acta Amazônica**. v. 33, n. 1, p. 41-52, 2003.
- MORAES, L.F.D.; CAMPELO, E.F.C.; PEREIRA, M.G.; LOSS, A. Características do solo na restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. **Ciência Florestal**. v.18, n.2, p. 193-206, 2008.

- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. Ed.UFLA, Lavras, MG, 2002, 625p.
- MOREIRA, P.R.; SILVA, O.A. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**. v.28, n.1, p.49-59, 2004.
- MORELLATO, L.P.C. Nutrient cycling in two south-east brazilian forests I- Litterfall and litter standing crop. **Journal Tropical Ecology**. v. 8, p.205-205, 1992.
- MORENO, M.I.C. Relação entre vegetação e solo em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica**. v.24, n.4, p.537-544, 2001.
- MORI, S.A.; SILVA, L.A.; LISBOA, G.; CORADIN, L. 1985. **Manual de manejo do herbário fanerogâmico**. Itabuna, CEPLAC, 97p.
- MOUTINHO, P.R.S. Impactos da formação de pastagens sobre fauna de formiga: consequências para a recuperação florestal na Amazônia oriental. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P (Ed.). **Florestas Amazônicas: Dinâmica, Regeneração e Manejo**. Manaus: Instituto Nacional de pesquisas da Amazônia, 1998. p.155-170.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974. 547p.
- NDAW, S.M. **Diversidade, Biomassa e atividade microbiana como indicadores da qualidade de solo e da serrapilheira em sítios sob diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense**. 2003. 98p. Tese (Mestrado em Produção Vegetal) – Campos do Goytacazes – RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, 2003.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Brasil: Editora Guanabara, 1988. 434p.
- ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. **Science**. v.164, p. 262-270, 1969.
- OLIVEIRA, J.A **Caracterização Física da Bacia do Ribeirão Cachimbal-Pinheiral, RJ e de suas principais paisagens degradadas**. 1998. 142f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 1998.
- OLIVEIRA, R.R.; ZAÚ, A.S.; LIMA, D.F.; SILVA, M.B.R.; VIANNA, M.C.; SODRÉ, D.O. e SAMPAIO, P.D. Significado ecológico da orientação de encostas no maciço da Tijuca, Rio de Janeiro. **Oecologia Brasiliensis**. v.1, p.523-541. 1995.
- OLSON, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, p. 223-331, 1963.
- ORTEGA-PIECK, A.; LÓPEZ-BARRERA, F.; RAMÍREZ-MARCIAL, N.; GARCÍA-FRANCO, J. G. Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: The role of native and exotic grasses. **Forest Ecology and Management**. v. 261, n. 7, p.1336-1343, 2011.
- PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. p.109-123.
- PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F.; POFF, N.L. Ecological Theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology**. v.5, n.4, p.291-300, 1997.

- PARKER, V.T. The scale of successional models and restoration objectives. **Restoration Ecology**. v.5, n.4, p. 301 – 306, 1997.
- PARROTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**. v.99, p.1-7, 1997.
- PARTHASARATHY, N. Tree diversity and distribution in undisturbed and human-impacted sites of tropical wet evergreen forest in southern Western Ghats, India. **Biodiversity and Conservation**. v.8, n.4, p.1365-1381, 1999.
- PAULA, A.; SILVA, A.F.; DE MARCO JÚNIOR, P.; SANTOS, FLAVIO A.M.; SOUZA, A.L. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta botânica bras**. v.18, n.3, p.407-423, 2004.
- PAULA, R.R.; GERVÁSIO, M.P.; MENEZES, C.E.G.; ANJOS, L.C.H. Influência de Melastomataceae na produção de serrapilheira numa floresta estacional semidescidual em Pinheiral, RJ. In: XXVIII REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS (FertBio), 2008, Londrina. **Anais...** Paraná: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2008.
- PEREIRA, M.G.; MENEZES, L.F.T.; SCHULTZ, N. Aporte e decomposição da serapilheira na Floresta Atlântica, Ilha da Marambaia, Mangaratiba, RJ. **Ciência florestal**. v.18, n. 4, p. 443-454, 2008.
- PEREIRA, R. A; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C. **Agrometereologia**. Guaibá: Agropecuária, 2002. 478p.
- PEREIRA, T.S.; MANTOVANI, W. Maturação e dispersão de *Miconia cinnamomifolia* (DC) Naud. na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ, Brasil. **Acta Botânica Brasília**. v.15, n.3, p. 335-348, 2001.
- PEZZATO, A.W.; WISNIEWSKI, C. Produção de serrapilheira em diferentes seres sucessionais da floresta estacional semidescidual no Oeste do Paraná. **Floresta**. v.36, n.1, p.111-120, 2006.
- PIMENTEL, M.C.P.; BARROS, M.J.; CIRNE, P.; MATTOS, E.A.; OLIVEIRA, R.C.; PEREIRA, M.C.A.; SCARANO, F. R.; ZALUAR, H.L.T.; ARAUJO, D.S.D. Spatial variation in the structure and floristic composition of “restinga” vegetation in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**. v.30, n.3, p.543-551, 2007.
- PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; COSTA, L.G.S.; REIS, A. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de florestas tropicais. In: 6º CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO. **Anais...** Campos do Jordão-SP, 1990. p.677-684.
- PINTO, L.V.A.; FERREIRA, E.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C. Caracterização física da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG e uso conflitante da terra em suas áreas de preservação permanente. **Cerne**. v.1, n.1, p. 49-60, 2005.
- PIRES, L.A.; BRITZ, R.M.; MARTEL, G.; PAGANO, S.N. Produção, acúmulo e decomposição da serapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. **Acta Botânica**. v.20, n.1, p.173-184, 2006.
- PITELLI, R.A. Competição e controle das plantas daninhas em áreas agrícolas. **Série Técnica IPEF**. v.4, n.12, p.1 – 24, 1987.
- POGGIANI, F. Alterações dos ciclos biogeoquímicos em florestas. In: 2º CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS. 1992, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto Florestal, 1992. p.734-739.

- POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M.V. Ciclagem de nutrientes em florestas nativas. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V (Eds.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF/Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2000. 247p.
- POTT, A.; POTT, V.J. Plantas nativas para recuperação de áreas degradadas e reposição da vegetação no Mato Grosso do Sul. **Comunicado Técnico – EMBRAPA**. n. 75. EMBRAPA gado de corte. Campo Grande – MS. 2002.
- POULIN, B.; WRIGHT, S.J.; LEFEBVRE, G.; CALDERÓN, O. Interspecific synchrony and asynchrony in the fruiting phenologies of congeneric bird-dispersed plants in Panama. **Journal of Tropical Ecology**. v.15, p. 213-227, 1999.
- PRIETO, T.D.; VÁZQUEZ, G.M.M.; RODRÍGUEZ, A.C. Comunidades de la mesofauna edáfica en una selva inundable de la Reserva de la Biosfera de Sian Kaan, Quintana Roo, México. **Revista de Biología Tropical**. v.47, p.489-492, 1999.
- PROCTOR, J. Tropical forest litterfall. I. Problems of data comparison. In: SUTTON, S.L.; WHITMORE, T.C.; CHADWICK, A.C.; **Tropical rain forest and Management**. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1983, p. 267-273.
- RADAMBRASIL. **Levantamento dos recursos Naturais**: folha SF. 23/24 Rio de Janeiro/Vitória: Ministério de Minas e Energia, Rio de Janeiro: 1983. v.32. 780p.
- RASIAH, V.; FLORENTINEB, S.K.; WILLIAMSB, B.L.; WESTBROOKE, M.E. The impact of deforestation and pasture abandonment on soil properties in the wet tropics of Australia. *Geoderma*, v. 120, p. 35-45, 2004.
- REES, D.H; CONDIT, R.; CRAWLEY, M.; PACALA, S.; TILMAN, D. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science**. v. 293, p.650-655, 2001.
- REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y. OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 91- 110.
- REIS, A.; TRES, D.R.; SCARIOT, E.C. Restauração na Floresta Ombrófila Mista através da sucessão natural. **Pesq. Flor. bras.** n.55, p. 67-73, 2007.
- RENNER, S.S. Phylogeny and classification of the Melastomataceae and Memecylaceae. **Nordic Journal of Botany**. v. 13, n.5, p. 519-540, 1993.
- REZENDE, J.L.P., GARCIA, Q.S., SCOTTI, M.R.M.M.L. Decomposição de folhas de *Dalbergia nigra* e *Eucalyptus grandis* incubadas em terra de mata e de eucaliptal. In: III SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1997, Ouro Preto. **Anais...** Ouro Preto: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1997. p. 136-146.
- RIBEIRO, C.A.D.; ABRAHÃO, C.P.; XAVIER, A.C. Correlações entre variáveis climáticas e séries multitemporais EVI em floresta natural e em cultivo agrícola. **Cerne**. v.15, n. 2, p. 196-204, 2009.
- RIBEIRO, G.H.P.M.; FELFILI, J.M. Regeneração natural em diferentes em diferentes ambientes da mata de galeria do Capetinga, na Fazenda Água Limpa-DF. **Cerne**. v.15, n. 1, p. 1-9. 2009.
- RINCON, E.; HUANTE, P. Growth responses of tropical deciduous tree seedlings to contrasting light conditions. **Trees: Structure and Function**, v.7, p.202-207, 1993.

- RODRIGUES, B.D.; MARTINS, S.V.; LEITE, H.G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**. v.34, n.1, p.65-73, 2010.
- RODRIGUES, L.A.; CARVALHO, D.A., OLIVEIRA FILHO, A.T.; CURI, N. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**. v.31, n.1, p.25-35, 2007.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ATTANASIO, C.M. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesq. Flor. bras.**, n.55, p. 7 – 21, 2007.
- RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forest: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**. v.142, p. 1242-1251, 2009.
- RONDON NETO, R.M. **Estudo da regeneração natural e aspectos silviculturais de uma clareira de formação antrópica**. 1999. 122p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG. 1999.
- ROPPA, C. **Avaliação da Dinâmica de Restauração de Ecossistemas Perturbados da Mata Atlântica em uma Região de Exíguos Atributos Ambientais, Nova Iguaçu – RJ**. 2009. 114f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Floresta, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2009.
- ROSA, S.M.; SOUZA, L.A. Estruturas de reprodução de *Piper amalago* VAR. *medium* Linnaeus (Piperaceae). **Acta Científica Venezolana**. v. 55, p. 27-34. 2004.
- ROSSI, M.; MATTOS, I.F.A.; COELHO, R.M.; MENK, J.R.F.; ROCHA, F.T.; PFEIFER, R.M.; De MARIA, I.C. Relação solos/vegetação em área natural no parque estadual de Porto Ferreira, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**. v.17, n.1, p.45-61, 2005.
- RUIZ-JAÉN, M.C.; AIDE, T.M. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology**. Vol.13, n.3, p.569-577, 2005.
- SÁ, C.F.C. **Estrutura, diversidade e conservação de angiospermas no Centro de Diversidade de Cabo Frio, Rio de Janeiro**. 2009. 251f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2006.
- SANCHES, L.; VALENTINI, C.M.A.; BIUDES, M.S.; NOGUEIRA, J.S. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.13, n.2, p.183–189, 2009.
- SANTOS, M.M.G.; PILLAR, V.D. Influência de Poleiros Naturais e Artificiais na Expansão da Floresta com Araucária sobre os Campos, em São Francisco de Paula, RS. **Revista Brasileira de Biociências**. v.5, n. 1, p. 594-596, 2007.
- SCARANO, F.R. Marginal plants: functional ecology at the Atlantic Forest periphery. In: Congresso Nacional de Botânica, 51., Brasília. Tópicos atuais em botânica: palestras convidadas. Brasília: **EMBRAPA/Sociedade Botânica do Brasil**, 2000. p.176-182.
- SCARANO, F.R. Structure and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botanic**. v.90, p. 517-524, 2002.
- SCARANO, F.R.; DIAS, A.T.C. A importância de espécies no funcionamento de comunidades e ecossistemas. In: COELHO, A.S.; LOYOLA, R.D.; SOUZA, M.B.G. (Eds.)

Ecologia Teórica: desafios para o aperfeiçoamento da Ecologia no Brasil. Belo Horizonte: O Lutador, 2004. p.43-60.

SCHORN, L.A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Floresta.** v. 36, n. 1, 2006.

SCHUMACHER, M. V.; HOPPE, J. M. **A floresta e a água.** Porto Alegre: Pallotti, 1998. 70 p.

SER (Society for Ecological Restauration International). **The SER Internatinal primer on ecological restoration.** 2004. 14p. Disponível em: <http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp>. Acesso em: 10 de agosto de 2010.

SILESHI, G.; MAFONGOYA, P.L.; CHINTU, R.; AKINNIFESI, FESTUS,K. Mixed-species legume fallows affect faunal abundance and richness and N cycling compared to single species in maize-fallow rotations. **Soil Biology & Biochemistry.** v. 40, p.3065–3075, 2008.

SILVA, A.F; OLIVEIRA, R.V.; SANTOS, N.R.L.; PAULA, A. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore.** v.27, n.3, p. 311-319, 2003.

SILVA, M.B.R. **Fitossociologia da vegetação Lenhosa da restinga em Maricá, Rio de Janeiro.** 1991. 147f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1991.

SILVA, S. M. **Composição florística e fitossociológica de um trecho de floresta de restinga na Ilha do Mel, município de Paranaguá, PR.** 1990. 146p. Dissertação (Mestrado em Biologia vegetal). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1990.

SILVA-JÚNIOR, W.M. **Caracterização florística e fitossociológica da regeneração natural em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG.** 76p. 2002. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Departamento de Engenharia Florestal. Universidade Federal de Viçosa, Viçosas, MG, 2002.

SILVEIRA, N.D. Aporte de nutrientes e biomassa via serrapilheira em sistemas agroflorestais em Paraty (RJ). **Revista Ciências Florestais.** v.2, n.17, p.129-136, 2007.

SIMINSKI, A. MANTOVANI, M.; REIS, M.S.; FANTINI, A.C. Sucessão florestal secundária no município de São Pedro de Alcântara, litoral de Santa Catarina: estrutura e diversidade. **Ciência Florestal.** v.14, n. 1, 2004.

SLOCUM, M.G.; HORVITZ, C.C. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. **Plant Ecology.** v.149, p. 51–62, 2000.

SORIA, L.G.T.; COELHO, R.D.; HERLING, V.R.; PINHEIRO, V. Resposta do capim Tanzânia a aplicação do nitrogênio e de lâminas de irrigação. I: produção de forragem. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental.** v.7, n.3, p. 430 - 436, 2003.

SOUTO, P.C. **Acumulação e decomposição da serapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de Caatinga na Paraíba, Brasil.** 2006. 146p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, Paraíba, 2006.

SOUZA, F.M. **Associações entre as espécies arbóreas do dossel e do subosque em uma Floresta Estacional Semidecidual.** 2007. 98p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – UNICAMP, Campinas-SP, 2007.

SOUZA, S.C.A. **Efeito das variáveis ambientais e da sazonalidade climática sobre a diversidade do banco de sementes do solo em uma Floresta Estacional Decidual, Sudeste**

- do Brasil**. 2008. 40f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Montes Claros, MG, 2008.
- SPAIN, A.V. Litterfall and the standing crop of litter in three tropical Australian rainforests. **Journal of Ecology**. v.72, n.3, 947-961, 1984.
- STILES, F.G. ; ROSSELLI, L. Consumption of fruits of the Melastomataceae by birds: how diffuse is coevolution? **Vegetatio**. v.107/108, p. 57-75, 1983.
- SUGANUMA, M.S; TOREZAN, J.M.D.; CAVALHEIRO, A.L.; VANZELA, A.L.L. BENATO, T. Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. **Revista Árvore**, v.32, n.2, p.377-385, 2008.
- SWAINE, M.D; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**. v.75, p.81-86, 1988.
- SWIFT, M.J.; ANDERSON, J.M. Decomposition. In: LIETH, H.; WEGER, M. J. A. **Ecosystems of the world 14B. Tropical Rainforest Ecosystems**. Elsevier. 1989, p. 547-569.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (São Paulo- Brasil). **Revista Brasil. Biol**. v.59, n. 2, p.239-250, 1999.
- TAYLOR, A.H., JINYAN, H.; SHIQIANG, Z.. Canopy tree development and undergrowth bamboo dynamics in old-growth Abies-Betula forest in southwestern China: a 12-year study. **Forest Ecology and Management**. v.200, p. 347-360, 2004.
- TCE-RJ- Tribunal de contas do Estado do Rio de Janeiro – Secretaria geral de planejamento. **Estudo Sócio-Econômico de Pinheiral**. Rio de Janeiro, 2004, 102p.
- TECCO, P.A.; GURVICH, D.E.; DÍAZ, S.; PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; CABIDO, M.. Positive interaction between invasive plants: The influence of *Pyracantha angustifolia* on the recruitment of native and exotic Woody species. **Austral Ecology**. v.31, p. 293-300, 2006.
- THOMAS, R.J., ASAKAWA, N.M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biol. Biochem**. v.25, n. 10, p. 1351-1361, 1993.
- TIENNE, L. **Indicadores Ambientais de Reabilitação de Áreas Degradadas em empreendimentos Hidrelétricos na Amazônia, Tucuruí – PA**. 2006. 95f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Florestas. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2006.
- TOLEDO, L.O.; PEREIRA, M.G. Dinâmica da deposição de serrapilheira em florestas secundárias do município de Pinheiral, RJ. **Floresta e Ambiente**. v.11.n.1. p.39-46, 2004.
- TOLEDO, L.O.; PEREIRA, M.G.; MENEZES, C.E.G. Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em florestas secundárias localizadas na região de Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**. v.12, n. 2, p. 9-16, 2002.
- TOMITA, M.; SEIWA, K. The influence of canopy tree phenology on understory populations of *Fagus crenata*. **Journal of Vegetation Science**. v.15, p. 379-388, 2004.
- TRÊS, D.R.; SANT'ANNA, C.S.; BASSO, S.; LANGA, R.; RIBAS Jr., U.; REIS, A. Banco e Chuva de Sementes como Indicadores para a Restauração Ecológica de Matas Ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**. v.5, n. 1, p. 309-311, 2007.
- UHL, C. BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**. v.76, p.663-681. 1988.

- UHL, C. Factores controlling succession following slash and burn agriculture in Amazonian. **Jornal of Ecology**. v.75, p.377-407, 1987.
- UHL, C.; MURPHY, P.G. Composition, structure, and regeneration of a “tierra firme” forest in the Amazon Basin of Venezuela. **Tropical Ecology**. v.22, n.2, p.219-237, 1981.
- VALCACE, R. Proposta de ação para o manejo de bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. **Floresta e Ambiente**. v.2. n.2, p.129-131, 1995.
- VALCARCEL, R. **Balço hídrico no ecossistema florestal e sua importância conservacionista na região ocidental dos Andes Venezuelanos**. In: Seminário sobre Atualidades e Perspectivas Florestais, Curitiba, PR. v. 01, 1985. p.32-35.
- VALCARCEL, R.; SILVA, Z. S. A eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas: proposta metodológica. **Floresta**. v.21, n.1/2, p.101 - 114, 2000.
- VALCARCEL, R.; VALENTE, F.D.W.; MOROKAWA, M.J.; NETO e F.V.C.; PEREIRA, C.R. Avaliação da biomassa de raízes finas em áreas de empréstimo submetidas a diferentes composições de espécies. **Revista Árvore**. v.31, n.5, p.923 -930, 2007.
- VALENTE, F.D.; NEVES, L.G.; TIENNE, L.; MARQUES, O.; CORTINES, E.; VALCARCEL, R. Produção e decomposição de serrapilheira em medidas biológicas de reabilitação de áreas de empréstimo na Mata Atlântica. **Revista Universidade Rural**. v. 25, n.1, p. 18-25, 2005.
- VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**. v.14, n.1, p. 11-20, 2006.
- VIEIRA, M.; SCHUMACHER, M. V Concentração e retranslocação de nutrientes em acículas de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**. v.19, n. 4, p. 375-382, 2010.
- VITAL, A.R.T.; GUERRINI, I.A.; FRANKEN, WOLFRAM K.; FONSECA R.C.B. Produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes de uma Floresta Estacional Semidecidual em zona ripária1. **Revista Árvore**. v. 28, n.6, p.793-800, 2004.
- VOGEL, H.L.M.; SCHUMACHER, M.V.; TRÜBY, P.; VUADEN, E. Avaliação da devolução de serrapilheira em uma Floresta Estacional Decidual em Itaara, RS, Brasil. **Ciência Florestal**. v.17, n. 3, p. 187-196, 2007.
- WERNECK, M.S.; PEDRALI, G.; GIESEKE, L.F.G. Produção de serrapilheira em três trechos de uma floresta semidecidual com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**. v. 24, n.2, p.195-198, 2001.
- WEVER, J.E.; CLEMENTS, F.E. **Plant Ecology**. 2. ed. New York: Tata Mcgraw-Hill, 1980. 601p.
- WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forests**. 2ª ed. New York: Oxford University Press, 1998, 282p.
- WHITTAKER, R.H. **Communities and Ecosystems**. 2ª ed. New York: Macmillan Publishing, 1975, 385p.
- WILLIAMSON, G.B.; MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K.; GANADE, G. Estratégias de colonização de árvores pioneiras nos Neotrópicos. In: GASCON, C.; MOUTINHO, P (Ed.). **Florestas Amazônicas: Dinâmica, Regeneração e Manejo**. Manaus: Instituto Nacional de pesquisas da Amazônia, 1998, p.131-144.

- WURDACK, J.J., MORLEY, T.; RENNER, S. Melastomataceae. *In*: A.R.A. Görts van Rijn (ed.). **Flora of the Guianas**. Germany: Koeltz Scientific Books, 1993, v. 99, 425p.
- YOUNG, T.P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**. v.92, p.73-83, 2000.
- ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 4^aed. New Jersey: Prentice-Hall, Inc. 1999. 663p.
- ZAÚ, A.S. **Cobertura vegetal: transformações e resultantes microclimáticas e hidrológicas superficiais na vertente norte do morro do Sumaré, Parque Nacional da Tijuca, RJ**. 1994. 179f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1994.
- ZECH, W., SENESI, N., GUGGENBERGER, G., KAISER, K., LEHMANN, J., MIANO, T.M., MILTNER, A., SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**. v.79, p.117-161, 1997.
- ZHANG, D.; HUI, D.; LUO, Y.; ZHOU, G. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. **Journal of Plant Ecology**. v.1, n.2, p.85-93, 2008.
- ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T. M. Barriers to Forest Regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**. v.8, n.4, p. 350–360, 2000.

ANEXOS

Anexo I.1: Produção abundante de frutos de *Clidemia urceolata* DC.



Anexo II.1: Colonização espontânea de núcleos de *Clidemia urceolata* DC. em meio as pastagens perturbadas (continua).



Anexo II.1: (continuação) Colonização espontânea de núcleos de *Clidemia urceolata* DC. em meio as pastagens perturbadas.



Anexo II. 2: Avaliação da cobertura de *Clidemia urceolata*, Poaceae e Cyperaceae nos sítios amostrais (S1, S2, S3 e S4) (continua).



Anexo II. 2: (continuação) Avaliação da cobertura de *Clidemia urceolata*, Poaceae e Cyperaceae nos sítios amostrais (S1, S2, S3 e S4).



Anexo II.3: Estrato arbustivo-arbóreo com DAP (diâmetro a altura do peito; ~1,30 m acima do solo) ≥ 5 cm.



Anexo II.4: Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no estrato de regeneração natural do sítio 1 (pastagem abandonada), no município de Pinheiral, RJ. n = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VIRN = Valor de importância da regeneração natural.

Espécie (Sítio 1)	n	DA (ind/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	VIRN
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	21	8750,00	18,10	33,33	6,78	24,88
<i>Pterocaulon virgatum</i> (L.) DC.	13	5416,67	11,21	41,67	8,47	19,68
<i>Mikania cordifolia</i> (DC.) Baker	11	4583,33	9,48	50,00	10,17	19,65
<i>Adiantum serratodentatum</i> Willd.	9	3750,00	7,76	16,67	3,39	11,15
<i>Baccharis serrulata</i> (Lam.) Pearson	8	3333,33	6,90	41,67	8,47	15,37
<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. Ex DC.) R.M. King & H. Rob.	5	2083,33	4,31	25,00	5,08	9,40
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	5	2083,33	4,31	25,00	5,08	9,40
<i>Cróton adenomocalyx</i> Baill.	5	2083,33	4,31	25,00	5,08	9,40
<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	4	1666,67	3,45	25,00	5,08	8,53
<i>Austroeupatorium</i> sp.	4	1666,67	3,45	16,67	3,39	6,84
<i>Baccharis breviseta</i> DC.	4	1666,67	3,45	16,67	3,39	6,84
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	4	1666,67	3,45	16,67	3,39	6,84
<i>Lantana camara</i> L.	4	1666,67	3,45	25,00	5,08	8,53
<i>Waltheria indica</i> L.	3	1250,00	2,59	16,67	3,39	5,98
<i>Baccharis singularis</i> (Vell.) G.M.Barroso	2	833,33	1,72	8,33	1,69	3,42
<i>Spermacoce verticillata</i> L.	2	833,33	1,72	8,33	1,69	3,42
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) O. Kuntz	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56
<i>Alysicarpus vaginalis</i> (L.) DC.	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56

Continua...

Continuação...

Espécie (Sítio 1)	n	DA (ind/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	VIRN
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M. King & H. Rob	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56
Morf.5	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56
<i>Niedenzuella acutifolia</i> (Cav.) W.R. Anderson	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56
<i>Paullinia meliifolia</i> Juss.	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56
<i>Turnera ulmifolia</i> L.	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56
<i>Vernonia geminata</i> DC.	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56
<i>Vernonia polyanthes</i> Less	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56
<i>Vernonia sericea</i> Rich	1	416,67	0,86	8,33	1,69	2,56

Anexo II.5: Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no estrato de regeneração natural do sítio 2 - núcleo de *C. urceolata* (capoeira com dominância fitofisionômica de *C. urceolata*), no município de Pinheiral, RJ. n = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VIRN = Valor de importância da regeneração natural.

Espécie (Sítio 2)	n	DA (ind/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	VIRN
<i>Adiantum serratodentatum</i> Willd.	43	17916,67	14,43	58,33	5,83	20,26
<i>Vernonia squamosa</i> Gardner	40	16666,67	13,42	58,33	5,83	19,26
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	27	11250,00	9,06	58,33	5,83	14,89
<i>Vernonia subsquamosa</i> Britt.	27	11250,00	9,06	41,67	4,17	13,23
<i>Anemia raddiana</i> Link	26	10833,33	8,72	66,67	6,67	15,39
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	23	9583,33	7,72	91,67	9,17	16,88
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	17	7083,33	5,70	33,33	3,33	9,04
<i>Piper mollicomum</i> Kuntch	13	5416,67	4,36	50,00	5,00	9,36
<i>Banisteriopsis membranifolia</i> (Juss) Gates	5	2083,33	1,68	33,33	3,33	5,01
<i>Olyra</i> sp.	5	2083,33	1,68	25,00	2,50	4,18
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	5	2083,33	1,68	33,33	3,33	5,01
<i>Croton adenomocalyx</i> Baill.	4	1666,67	1,34	25,00	2,50	3,84
<i>Baccharis singularis</i> (Vell.) G.M.Barroso	3	1250,00	1,01	16,67	1,67	2,67
<i>Costus spicatus</i> SW.	3	1250,00	1,01	25,00	2,50	3,51
<i>Eugenia florida</i> DC.	3	1250,00	1,01	8,33	0,83	1,84
<i>Lantana camara</i> L.	3	1250,00	1,01	16,67	1,67	2,67
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	3	1250,00	1,01	16,67	1,67	2,67
<i>Solanum americanum</i> Mill.	3	1250,00	1,01	16,67	1,67	2,67
<i>Thelypteris</i> sp.	3	1250,00	1,01	8,33	0,83	1,84
<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	3	1250,00	1,01	25,00	2,50	3,51
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	3	1250,00	1,01	25,00	2,50	3,51
<i>Vernonia</i> sp.	3	1250,00	1,01	25,00	2,50	3,51

Continua...

Continuação...

Espécie (Sítio 2)	n	DA (ind/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	VIRN
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	2	833,33	0,67	16,67	1,67	2,34
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	2	833,33	0,67	16,67	1,67	2,34
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M. King & H. Rob	2	833,33	0,67	8,33	0,83	1,50
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	2	833,33	0,67	8,33	0,83	1,50
<i>Eupatorium conyzoides</i> Vahl	2	833,33	0,67	16,67	1,67	2,34
Morfoespécie 5	2	833,33	0,67	16,67	1,67	2,34
<i>Oxypetalum cordifolium</i> (Vent.) Schtr	2	833,33	0,67	16,67	1,67	2,34
<i>Oxypetalum pachyglossum</i> Decne	2	833,33	0,67	16,67	1,67	2,34
<i>Psidium guajava</i> L.	2	833,33	0,67	8,33	0,83	1,50
<i>Sida urens</i> L.	2	833,33	0,67	8,33	0,83	1,50
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	2	833,33	0,67	16,67	1,67	2,34
<i>Austroeupatorium</i> sp.	1	416,67	0,34	8,33	0,83	1,17
<i>Baccharis trimera</i> (Less) DC.	1	416,67	0,34	8,33	0,83	1,17
<i>Blechnum polypodioides</i> Raddi	1	416,67	0,34	8,33	0,83	1,17
<i>Desmodium tortuosum</i> (Sw.) DC.	1	416,67	0,34	8,33	0,83	1,17
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	1	416,67	0,34	8,33	0,83	1,17
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	1	416,67	0,34	8,33	0,83	1,17
Morfoespécie 6	1	416,67	0,34	8,33	0,83	1,17
Morfoespécie 8	1	416,67	0,34	8,33	0,83	1,17
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	1	416,67	0,34	8,33	0,83	1,17
<i>Serjania elegans</i> Cambess.	1	416,67	0,34	8,33	0,83	1,17
<i>Spermacoce verticillata</i> L.	1	416,67	0,34	8,33	0,83	1,17

Anexo II.6: Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no estrato de regeneração natural do sítio 3 – núcleo de *C. urceolata* (capoeirão com dominância fitofisionômica de *C. urceolata* e *Cecropia pachystachya*), no município de Pinheiral, RJ. n = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VIRN = Valor de importância da regeneração natural.

Espécie (Sítio 3)	n	DA (ind/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	VIRN
<i>Piper aduncum</i> L.	16	6666,67	9,04	50,00	5,88	14,92
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	14	5833,33	7,91	66,67	7,84	15,75
<i>Olyra</i> sp.	14	5833,33	7,91	50,00	5,88	13,79
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	11	4583,33	6,21	25,00	2,94	9,16
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	11	4583,33	6,21	50,00	5,88	12,10
<i>Thelypteris conspersa</i> (Schrad.) A.R.S.	11	4583,33	6,21	50,00	5,88	12,10
<i>Adiantum serratodentatum</i> Willd.	10	4166,67	5,65	33,33	3,92	9,57
<i>Cordia polycephalla</i> (Lam.) I.J.Johnest	8	3333,33	4,52	25,00	2,94	7,46
<i>Thelypteris</i> sp.	7	2916,67	3,95	16,67	1,96	5,92
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	6	2500,00	3,39	41,67	4,90	8,29
<i>Thelypteris dentata</i> (Forssk.) E.P.St.John	5	2083,33	2,82	8,33	0,98	3,81
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	5	2083,33	2,82	25,00	2,94	5,77
<i>Vernonia subsquamosa</i> Britt.	5	2083,33	2,82	33,33	3,92	6,75
<i>Lantana camara</i> L.	4	1666,67	2,26	25,00	2,94	5,20
<i>Solanum americanum</i> Mill.	4	1666,67	2,26	16,67	1,96	4,22
<i>Anemia raddiana</i> Link	3	1250,00	1,69	25,00	2,94	4,64
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	3	1250,00	1,69	25,00	2,94	4,64
<i>Dioscorea</i> sp	3	1250,00	1,69	16,67	1,96	3,66
<i>Mikania cordifolia</i> (DC.) Baker	3	1250,00	1,69	8,33	0,98	2,68
<i>Oxypetalum cordifolium</i> (Vent.) Schtr	3	1250,00	1,69	16,67	1,96	3,66
<i>Desmodium adscendens</i> (SW.) DC.	2	833,33	1,13	8,33	0,98	2,11
<i>Heterocondylus vitalbis</i> (A.P. Decondolle) R.M. King & H. Rob.	2	833,33	1,13	16,67	1,96	3,09
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	2	833,33	1,13	16,67	1,96	3,09

Continua...

Continuação...

Espécie (Sítio 3)	n	DA (ind/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	VIRN
<i>Sida santaremnensis</i> H. Monteiro	2	833,33	1,13	16,67	1,96	3,09
<i>Spermacoce verticillata</i> L.	2	833,33	1,13	16,67	1,96	3,09
<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	2	833,33	1,13	16,67	1,96	3,09
<i>Vernonia sericea</i> Rich	2	833,33	1,13	8,33	0,98	2,11
<i>Wissadula contracta</i> (Link) R.E.Fr.	2	833,33	1,13	16,67	1,96	3,09
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M. King & H. Rob	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
<i>Croton adenomocalyx</i> Baill.	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
<i>Davilla rugosa</i> Poir.	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
<i>Davilla</i> sp.	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
<i>Desmodium tortuosum</i> (Sw.) DC.	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
<i>Hidrocotyle bonariensis</i> Lam.	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
<i>Lygodium volubile</i> Sw.	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
Morfoespécie 1	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
Morfoespécie 2	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
Morfoespécie 4	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
Morfoespécie 7	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
Morfoespécie 8	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
<i>Piptocarpha quadrangularis</i> (Vell.) Baker	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
<i>Senna pendula</i> (Humb.& Bonpl.ex Willd.) H.S.Irwin & Barneby	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	1	416,67	0,56	8,33	0,98	1,55

Anexo II.7: Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no estrato de regeneração natural do sítio 4 (fragmento florestal em estágio inicial), no município de Pinheiral, RJ. n = número de indivíduos; DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; VIRN = Valor de importância da regeneração natural.

Espécie (Sítio 4)	n	DA (ind/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	VIRN
<i>Desmodium tortuosum</i> (Sw.) DC.	40	16666,67	8,99	100,00	6,35	15,34
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	34	14166,67	7,64	91,67	5,82	13,46
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	34	14166,67	7,64	75,00	4,76	12,40
<i>Blechnum occidentale</i> L.	31	12916,67	6,97	75,00	4,76	11,73
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	29	12083,33	6,52	66,67	4,23	10,75
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	28	11666,67	6,29	91,67	5,82	12,11
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	19	7916,67	4,27	33,33	2,12	6,39
<i>Anemia phyllitidis</i> (L.) Sw.	16	6666,67	3,60	75,00	4,76	8,36
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	16	6666,67	3,60	41,67	2,65	6,24
<i>Vernonia sericea</i> Rich	14	5833,33	3,15	50,00	3,17	6,32
<i>Piper aduncum</i> L.	13	5416,67	2,92	50,00	3,17	6,10
<i>Eugenia florida</i> DC.	12	5000,00	2,70	25,00	1,59	4,28
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	12	5000,00	2,70	50,00	3,17	5,87
<i>Solanum americanum</i> Mill.	12	5000,00	2,70	33,33	2,12	4,81
<i>Cordia polycephalla</i> (Lam.) I.J.Johnest	9	3750,00	2,02	33,33	2,12	4,14
<i>Anemia raddiana</i> Link	8	3333,33	1,80	41,67	2,65	4,44
<i>Olyra</i> sp.	8	3333,33	1,80	33,33	2,12	3,91
<i>Piper amplum</i> Kunth	7	2916,67	1,57	41,67	2,65	4,22
<i>Serjania</i> sp.	7	2916,67	1,57	25,00	1,59	3,16
<i>Davilla rugosa</i> Poir.	6	2500,00	1,35	33,33	2,12	3,46
<i>Mikania cordifolia</i> (DC.) Baker	6	2500,00	1,35	33,33	2,12	3,46
<i>Thelypteris</i> sp.	6	2500,00	1,35	33,33	2,12	3,46
<i>Blechnum polypodioides</i> Raddi	5	2083,33	1,12	16,67	1,06	2,18

Continua...

Continuação...

Espécie (Sítio 4)	n	DA (ind/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	VIRN
<i>Heterocondylus vitalbis</i> (A.P. Decondolle) R.M. King & H. Rob.	5	2083,33	1,12	33,33	2,12	3,24
<i>Piptocarpha quadrangularis</i> (Vell.) Baker	5	2083,33	1,12	25,00	1,59	2,71
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	5	2083,33	1,12	33,33	2,12	3,24
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	5	2083,33	1,12	33,33	2,12	3,24
<i>Urena lobata</i> L.	5	2083,33	1,12	8,33	0,53	1,65
<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.	4	1666,67	0,90	16,67	1,06	1,96
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	3	1250,00	0,67	16,67	1,06	1,73
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	3	1250,00	0,67	25,00	1,59	2,26
<i>Mikania glomerata</i> Spreng.	3	1250,00	0,67	16,67	1,06	1,73
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	3	1250,00	0,67	25,00	1,59	2,26
<i>Solanum</i> sp.	3	1250,00	0,67	16,67	1,06	1,73
<i>Waltheria</i> sp.	3	1250,00	0,67	8,33	0,53	1,20
<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	2	833,33	0,45	16,67	1,06	1,51
<i>Banisteriopsis membranifolia</i> (Juss) Gates	2	833,33	0,45	16,67	1,06	1,51
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	2	833,33	0,45	8,33	0,53	0,98
<i>Davilla</i> sp.	2	833,33	0,45	8,33	0,53	0,98
<i>Lantana camara</i> L.	2	833,33	0,45	16,67	1,06	1,51
<i>Rubus urticifolius</i> Poir.	2	833,33	0,45	8,33	0,53	0,98
<i>Sida santaremnensis</i> H. Monteiro	2	833,33	0,45	8,33	0,53	0,98
<i>Smilax cf. quinquenervia</i> Vell.	2	833,33	0,45	8,33	0,53	0,98
<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	2	833,33	0,45	16,67	1,06	1,51
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	2	833,33	0,45	8,33	0,53	0,98
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M. King & H. Rob	1	416,67	0,22	8,33	0,53	0,75
<i>Croton adenomocalyx</i> Baill.	1	416,67	0,22	8,33	0,53	0,75
Morfoespécie 3	1	416,67	0,22	8,33	0,53	0,75

Continua...

Continuação...

Espécie (Sítio 4)	n	DA (ind/ha)	DR (%)	FA	FR (%)	VIRN
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	1	416,67	0,22	8,33	0,53	0,75
<i>Ruellia</i> sp.	1	416,67	0,22	8,33	0,53	0,75
<i>Smilax</i> sp.	1	416,67	0,22	8,33	0,53	0,75

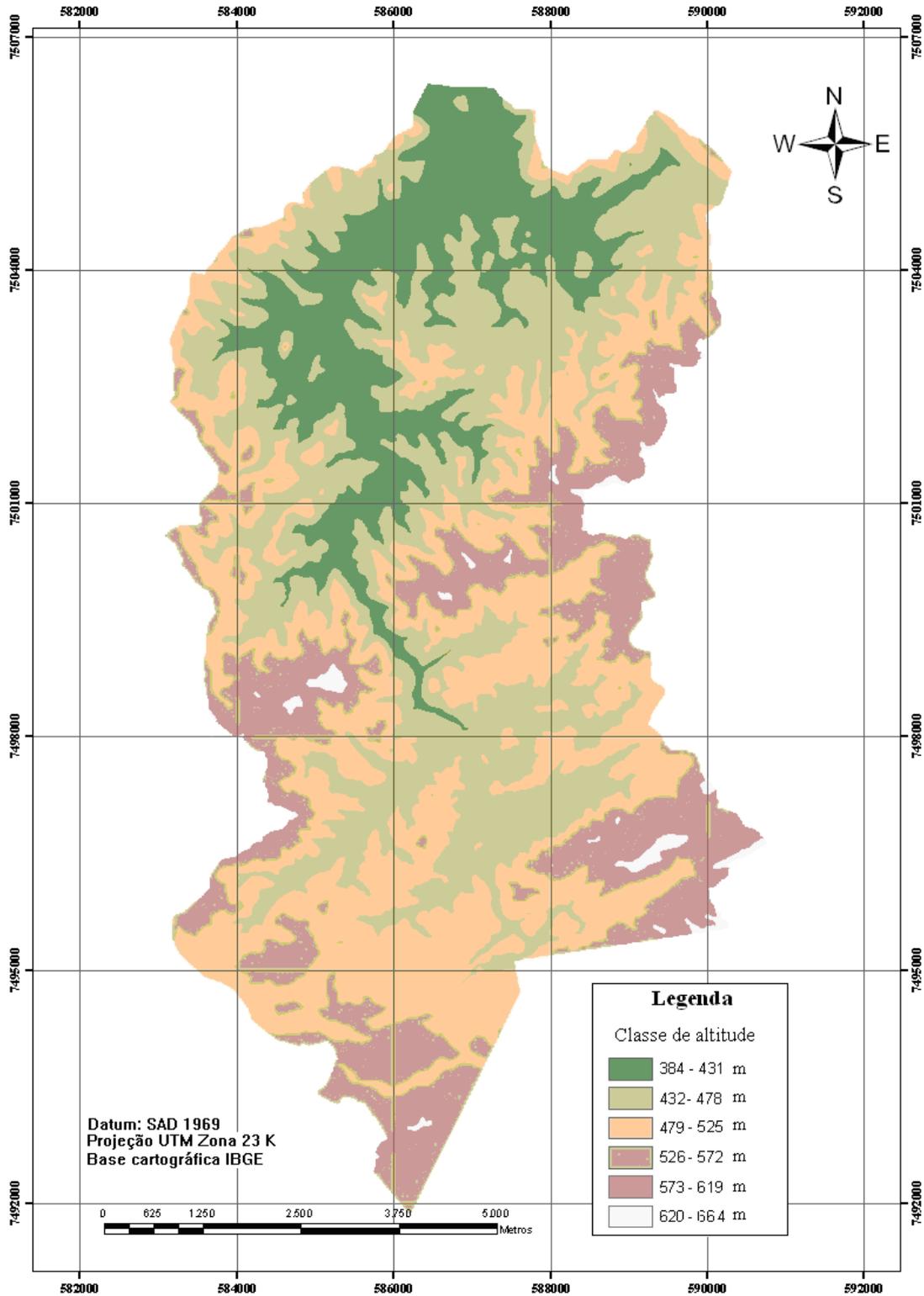
Anexo II.8: Transporte de frutos de *Clidemia urceolata* DC. por formigas.



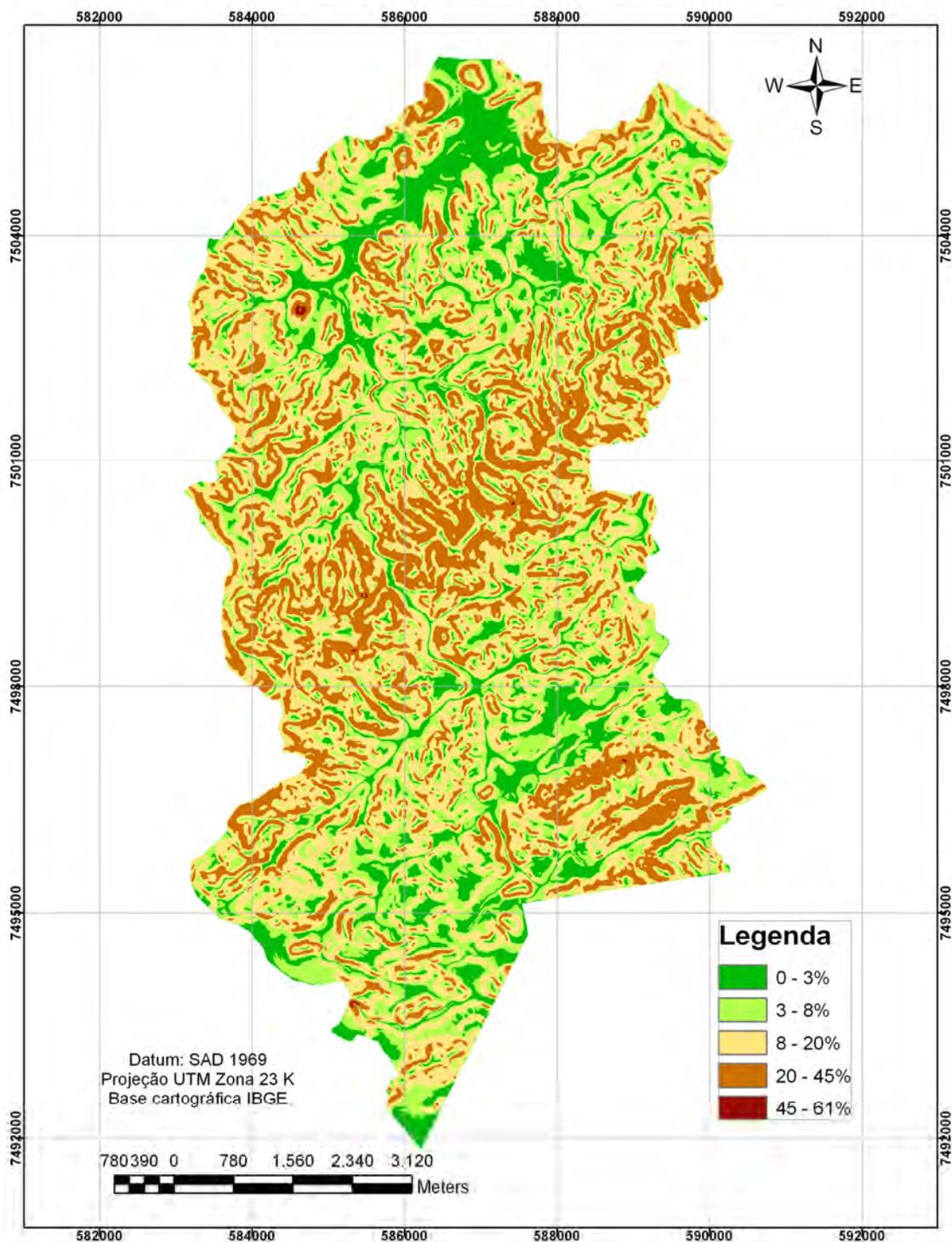
Anexo III.1: Coleta de serrapilheira acumulada e de solo.



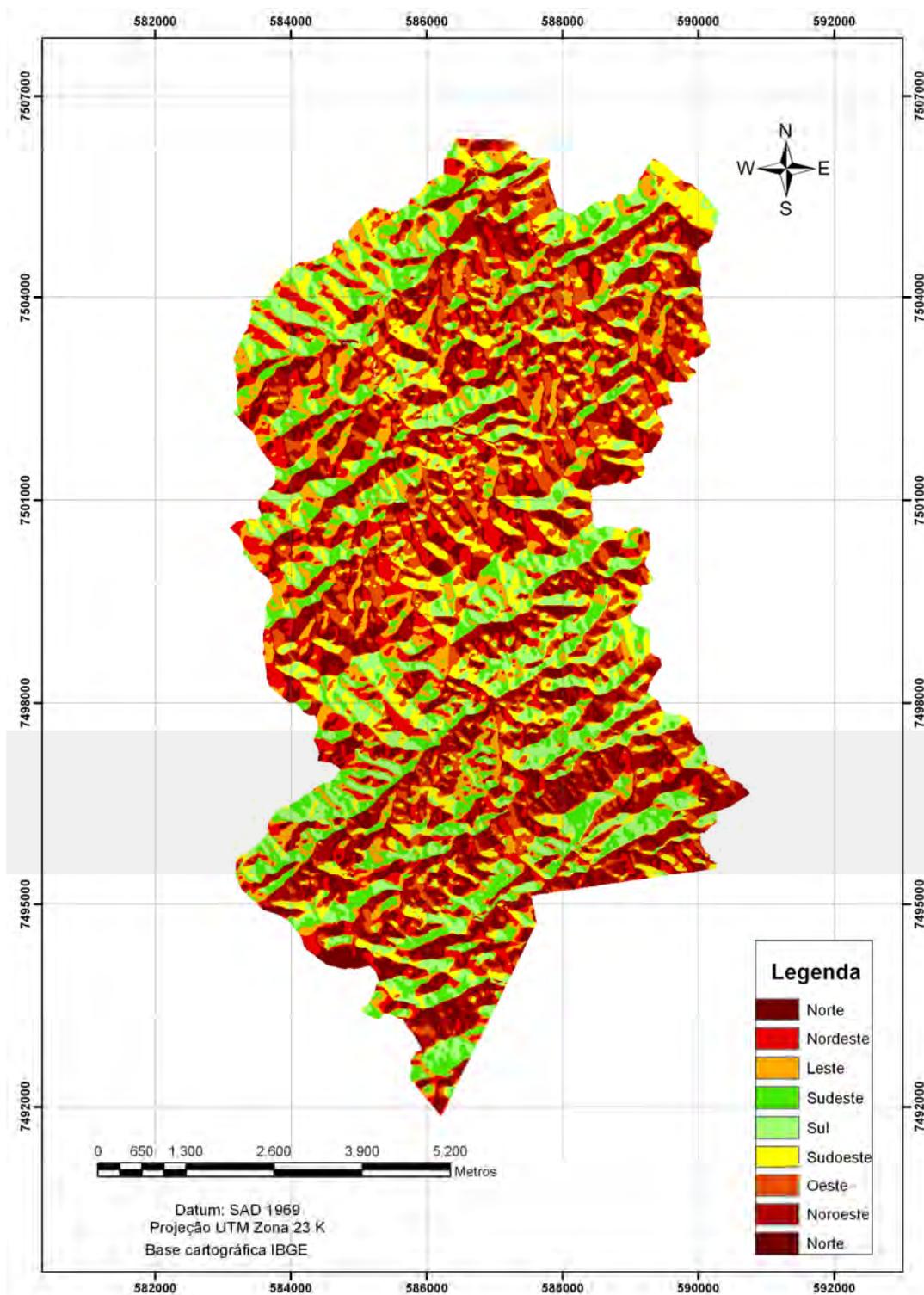
Anexo IV. 1: Modelo digital de elevação (MDE) do trecho da bacia hidrográfica do rio Barra Mansa, pertencente ao município de Barra Mansa-RJ.



Anexo IV. 2: Mapa de declividade do trecho da bacia hidrográfica do rio Barra Mansa pertencente ao município de Barra Mansa-RJ.



Anexo IV. 3: Mapa de face de exposição do trecho da bacia hidrográfica do rio Barra Mansa pertencente ao município de Barra Mansa-RJ.



Anexo IV. 4: Mapa de feição do terreno do trecho da bacia hidrográfica do rio Barra Mansa pertencente ao município de Barra Mansa-RJ.

